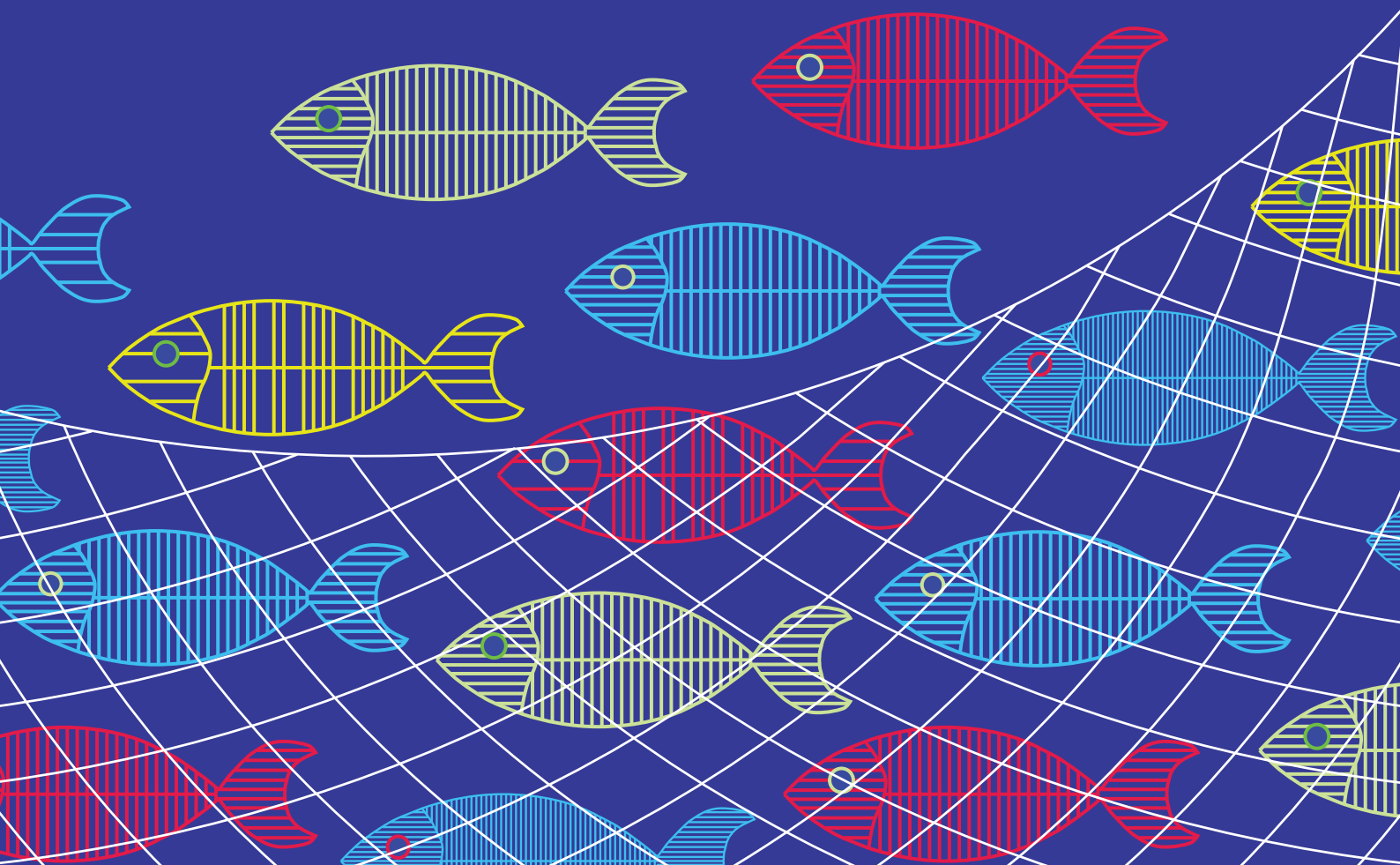


Κωνσταντίνος Ι. Στεργίου - Αθανάσιος Χ. Τσίκληρας

Αλιευτική βιολογία και αλιεία



Ελληνικά Ακαδημαϊκά Ηλεκτρονικά
Συγγράμματα και Βοηθήματα
www.kallipos.gr

HEALLINK
Σύνδεσμος Ελληνικών Ακαδημαϊκών Βιβλιοθηκών



Ευρωπαϊκή Ένωση
Ευρωπαϊκό Κοινωνικό Ταμείο



ΕΠΙΧΕΙΡΗΣΙΑΚΟ ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ
ΕΚΠΑΙΔΕΥΣΗ ΚΑΙ ΔΙΑ ΒΙΟΥ ΜΑΘΗΣΗ
επένδυση στην κοινωνία της γνώσης
ΥΠΟΥΡΓΕΙΟ ΠΑΙΔΕΙΑΣ ΚΑΙ ΘΡΗΣΚΕΥΜΑΤΩΝ
ΕΙΔΙΚΗ ΥΠΗΡΕΣΙΑ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ

Με τη συγχρηματοδότηση της Ελλάδας και της Ευρωπαϊκής Ένωσης



ΕΣΠΑ
2007-2013
ΕΥΡΩΠΑΪΚΟ ΚΟΙΝΩΝΙΚΟ ΤΑΜΕΙΟ

ΚΩΝΣΤΑΝΤΙΝΟΣ Ι. ΣΤΕΡΓΙΟΥ
Καθηγητής Τμήματος Βιολογίας ΑΠΘ

ΑΘΑΝΑΣΙΟΣ Χ. ΤΣΙΚΛΗΡΑΣ
Επίκουρος καθηγητής Τμήματος Βιολογίας ΑΠΘ

Αλιευτική βιολογία και αλιεία



Ελληνικά Ακαδημαϊκά Ηλεκτρονικά
Συγγράμματα και Βοηθήματα
www.kallipos.gr

Αλιευτική βιολογία και αλιεία

Συγγραφή

Κωνσταντίνος Ι. Στεργίου

Αθανάσιος Χ. Τσίκληρας

Κριτικός αναγνώστης

Αθανάσιος Μαχιάς

Συντελεστές έκδοσης

Γλωσσική επιμέλεια: Γεωργία Βιολιτζή

Γραφιστική επιμέλεια: Αυξέντης Αφουξενίδης

Copyright © ΣΕΑΒ, 2015



Αναφορά δημιουργού - Μη εμπορική χρήση - Όχι παράγωγα έργα (CCBY-NC-ND)

Σύνδεσμος Ελληνικών Ακαδημαϊκών Βιβλιοθηκών

Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο

Ηρώων Πολυτεχνείου 9, 15780 Ζωγράφου

www.kallipos.gr

ISBN: 978-960-603-235-6

Ευχαριστίες

Ο αγαπητός συνάδελφος και φίλος Θανάσης Μαχιάς, Διευθυντής Ερευνών του Ινστιτούτου Θαλάσσιων Βιολογικών Πόρων και Εσωτερικών Υδάτων του Ελληνικού Κέντρου Θαλασσίων Ερευνών, ήταν ο κριτικός αναγνώστης του βιβλίου. Τον ευχαριστούμε θερμά για τις χρήσιμες υποδείξεις και διορθώσεις και τα εύστοχα σχόλιά του, που βελτίωσαν το κείμενο. Κάθε σχόλιό του συνοδευόταν από φιλοσοφική διάθεση και κατέληγε σε μια επιστημονική πρόκληση.

Ευχαριστούμε επίσης τους υποψήφιους διδάκτορες Ελένη Τσαλκου και Βασίλη-Ζήκο Τσίρο και την προπτυχιακή φοιτήτρια Κατερίνα Καραγιάννη για την προσεκτική ανάγνωση του κειμένου, τα σχόλια και τις επισημάνσεις τους.

Τέλος, ευχαριστούμε τη φιλόλογο Γεωργία Βιολιτζή για την επιμελή γλωσσική επιμέλεια του κειμένου και τον αρχιτέκτονα-γραφίστα Αυξέντη Αφουξενίδη για τη γραφιστική επιμέλεια.

Κώστας Στεργίου-Θανάσης Τσίκληρας

Θεσσαλονίκη 2015

Βιογραφικά σημειώματα



Ο **Κωνσταντίνος Ι. Στεργίου** σπούδασε βιολογία (Τμήμα Βιολογίας, ΑΠΘ), έκανε μεταπτυχιακό στην ωκεανογραφία (McGill University, Καναδάς) και διδακτορικό στην ιχθυολογία-αλιευτική βιολογία (Τμήμα Βιολογίας, ΑΠΘ). Την περίοδο 1985-1994 εργάστηκε κατά διαστήματα ως συνεργαζόμενος ερευνητής στο Εθνικό Κέντρο Θαλάσσιων Ερευνών (ΕΛΚΕΘΕ). Το 1995 εκλέχτηκε ως επίκουρος καθηγητής στο Τμήμα Βιολογίας του ΑΠΘ, το 2000 έγινε αναπληρωτής καθηγητής και το 2007 έγινε καθηγητής ιχθυολογίας και αλιευτικής βιολογίας στο ίδιο τμήμα, όπου διατέλεσε και διευθυντής στο Εργαστήριο Ιχθυολογίας (2007-2013). Από το 2013 είναι Διευθυντής στο Ινστιτούτο Θαλάσσιων Βιολογικών Πόρων και Εσωτερικών Υδάτων του ΕΛΚΕΘΕ. Έχει συμμετάσχει σε 26 εθνικά και διεθνή προγράμματα και συντονίζει 10 ερευνητικά προγράμματα. Διετέλεσε μέλος της Επιτροπής STECF της ΕΕ (1998-2002), συντονιστής της επιτροπής Aquatic Resources του CIESM (2001-2004), πρόεδρος της επιτροπής Living Resources and Marine Ecosystems του CIESM (2004-2007) και αντιπρόεδρος/πρόεδρος του FishBase Consortium (2005/2006, 2013/2014). Είναι μέλος της συντακτικής επιτροπής 6 διεθνών επιστημονικών περιοδικών και αρχισυντάκτης του διεθνούς περιοδικού *Ethics in Science and Environmental Politics*. Έχει γράψει περισσότερες από 150 δημοσιεύσεις σε διεθνή περιοδικά, καθώς και περισσότερες από 300 άλλες δημοσιεύσεις (κεφάλαια σε βιβλία, ειδικές εκδόσεις, ανακοινώσεις σε συνέδρια, δημοσιεύματα στον τύπο, τεχνικές εκθέσεις). Το έργο του έχει 4449 αναφορές και h-index=33 (31-10-2015).

Ο Κωνσταντίνος Στεργίου είναι Καθηγητής στο Τμήμα Βιολογίας ΑΠΘ και Διευθυντής στο Ινστιτούτο Θαλάσσιων Βιολογικών Πόρων και Εσωτερικών Υδάτων του Ελληνικού Κέντρου Θαλασσίων Ερευνών.



Ο **Αθανάσιος Χ. Τσίκληρας** γεννήθηκε στην Αθήνα το 1974 και μεγάλωσε στην Καβάλα. Κατέχει πτυχίο περιβαλλοντικής βιολογίας (London South Bank University), μεταπτυχιακό στην ωκεανογραφία (University of Southampton) και διδακτορικό στην αλιευτική βιολογία και βιολογία ιχθύων (ΑΠΘ). Από το 2005, διδάσκει ζωολογία, ιχθυολογία, αλιευτική βιολογία και διαχείριση ιχθυοαποθεμάτων σε προπτυχιακό και μεταπτυχιακό επίπεδο. Εργάστηκε στο Ινστιτούτο Αλιευτικής Έρευνας (1999-2003), στο ΤΕΙ Θεσσαλονίκης (2005-2008) και στο Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας (2009-2013). Τα ερευνητικά του ενδιαφέροντα εντάσσονται στο πεδίο της ιχθυολογίας, της αλιείας, της ωκεανογραφίας, της αλιευτικής βιολογίας, της εκτίμησης και διαχείρισης αλιευτικών αποθεμάτων και της επιστημονομετρίας. Έχει διατελέσει μέλος διεθνών (STECF, 2010-2013) και εθνικών επιτροπών (Αναπληρωτής Πρόεδρος της Εθνικής Επιτροπής ΦΥΣΗ, 2014-2016), εθνικός εκπρόσωπος στο Marine Strategy Coordination Group της ΕΕ (2012-2015) και συν-προεδρεύων στο ICES Working Group on Small Pelagic Fishes, their Ecosystems and Climate Impact (2016-2018). Έχει συμμετάσχει σε 23 ερευνητικά προγράμματα, σε 3 από τα οποία ως επιστημονικός υπεύθυνος. Διατελεί αναπληρωτής συντάκτης στο διεθνές επιστημονικό περιοδικό *Frontiers in Marine Science* (Marine Fisheries, Aquaculture and Living Resources) και μέλος της συντακτικής επιτροπής σε 4 περιοδικά (*PLoS ONE*, *Turkish Journal of Zoology*, *Fisheries and Aquaculture Journal* και *Marine Science*). Το δημοσιευμένο του έργο αριθμεί 60 εργασίες σε διεθνή επιστημονικά περιοδικά, 2 βιβλία, 9 κεφάλαια σε βιβλία/συλλογικούς τόμους και 130 άλλες δημοσιεύσεις.

Ο Αθανάσιος Τσίκληρας είναι Επίκουρος Καθηγητής στο Τμήμα Βιολογίας ΑΠΘ.

Περιεχόμενα

Συντομογραφίες-ακρωνύμια

Πρόλογος

1. Εισαγωγή στην αλιεία και την αλιευτική επιστήμη

1.1. Η ιστορία της αλιείας

1.2. Η εντατικοποίηση της αλιείας

1.3. Η αλιευτική επιστήμη

1.4. Ιστορία της αλιευτικής επιστήμης

1.5. Οι ιδρυτές της αλιευτικής επιστήμης

1.6. Βασικές έννοιες

2. Αλιευτικά εργαλεία και επιλεκτικότητα

2.1. Συλλογή χωρίς αλιευτικό εργαλείο

2.2. Συλλογή με αλιευτικό εργαλείο

2.3. Επιλεκτικότητα αλιευτικών εργαλείων

2.4. Αποτελεσματικότητα αλιευτικών εργαλείων

3. Παραγωγικές διαδικασίες και αλιευτικοί πόροι

3.1. Πρωτογενής παραγωγή

3.2. Ετεροτροφική παραγωγή

3.3. Αλιευτική παραγωγή

3.4. Κυριότερα αλιευόμενα είδη

3.5. Αλιευτικές περιοχές

3.6. Κλίμα και αλιευτικά αποθέματα

4. Κατηγορίες αλιείας και αλιευτική προσπάθεια

4.1. Αλιευτική παραγωγή και προσπάθεια

4.2. Συλλήψεις = εκφορτώσεις + απορρίψεις

4.3. Στόχοι, παρεμπόδιοντα αλιεύματα και τυχαίες συλλήψεις

4.4. Στοιχειωμένη αλιεία

4.5. Αλιευτική προσπάθεια

4.6. Δείκτες που βασίζονται στην αλιευτική προσπάθεια

4.7. Μέγιστη βιώσιμη απόδοση (MSY)

4.8. Κατηγορίες εκμετάλλευσης και υπεραλίευση

4.9. Κατηγορίες αλιείας

5. Η επίδραση της αλιείας

5.1. Η επίδραση της αλιείας στα εμπορικά αποθέματα και παραλιεύματα

5.2. Επίδραση της αλιείας στους οργανισμούς που δεν αλιεύονται

5.3. Η επίδραση των οργανισμών που δεν αλιεύονται στην αλιεία

- 5.4. Η επίδραση της αλειίας στα οικοσυστήματα
 - 5.5. Επιλεκτική ή ισορροπημένη εκμετάλλευση;
 - 5.6. Αλειία και υδατοεκτροφές
 - 5.7. Καλή περιβαλλοντική κατάσταση
 - 6. Ηλικία
 - 6.1. Προσδιορισμός ηλικίας
 - 6.2. Εγκυρότητα μεθόδων προσδιορισμού ηλικίας
 - 6.3. Ανάδρομος υπολογισμός
 - 6.4. Κλείδα ηλικίας-μηκούς
 - 6.5. Μακροβιότητα
 - 7. Αύξηση
 - 7.1. Σχέση μηκούς-βάρους
 - 7.2. Ευρωστία
 - 7.3. Τι είναι αύξηση
 - 7.4. Μοντέλα αύξησης
 - 7.5. Μέθοδοι εκτίμησης παραμέτρων αύξησης
 - 8. Θνησιμότητα
 - 8.1. Τύποι θνησιμότητας
 - 8.2. Αριθμητική έκφραση θνησιμότητας
 - 8.3. Μέθοδοι εκτίμησης ολικής θνησιμότητας
 - 8.4. Μέθοδοι εκτίμησης φυσικής στιγμιαίας θνησιμότητας
 - 8.5. Αλιευτική στιγμιαία θνησιμότητα και ρυθμός εκμετάλλευσης
 - 9. Αναπαραγωγή
 - 9.1. Αναλογία των φύλων
 - 9.2. Εποχή (έναρξη και διάρκεια) αναπαραγωγής
 - 9.3. Στάδια γεννητικής ωρίμασης
 - 9.4. Πρώτη γεννητική ωρίμαση
 - 9.5. Ηλικία πρώτης ωρίμασης
 - 9.6. Γονιμότητα
 - 10. Διατροφή
 - 10.1. Σύνθεση διαίτας
 - 10.2. Κλασματικό τροφικό επίπεδο
 - 10.3. Χρήσεις τροφικού επιπέδου
- Βιβλιογραφία**
- Γλωσσάρι**

Συντομογραφίες-ακρωνύμια

Κεφάλαιο 1

APFIC: Asia-Pacific Fishery Commission
CECAF: Fishery Committee for the Eastern-Central Atlantic
ΕΛΣΤΑΤ: Ελληνική Στατιστική Αρχή
FAO: Food and Agriculture Organization
GFCM: General Fisheries Council for the Mediterranean Sea
IATTC: Inter-American Tropical Tuna Commission
ICCAT: International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas
ICES: International Council for the Exploration of the Seas
ICNAF: International Commission for Northwest Atlantic Fisheries
IOTC: Indian Ocean Tuna Commission
NAFO: Northwest Atlantic Fisheries Organization
NEAFC: North East Atlantic Fisheries Commission
NPFC: North Pacific Fisheries Commission
PICES: North Pacific Marine Science Organization
SEAFO: South East Atlantic Fisheries Organization
WCPFC: Western and Central Pacific Fisheries Commission

Κεφάλαιο 2

C_E : σύλληψη ανά μονάδα προσπάθειας
 C_G : συλλήψεις από συγκεκριμένο αλιευτικό εργαλείο ή αλιευτική μονάδα
 C_S : συλλήψεις από τυποποιημένη αλιευτική μονάδα
 E_C : σχετική αλιευτική αποτελεσματικότητα
 E_N : απόλυτη αλιευτική αποτελεσματικότητα
 E_T : χρονική αποτελεσματικότητα της αλιευτικής δραστηριότητας
 L_c : μέσο μήκος σύλληψης
SF: συντελεστής επιλογής
T: συνολική διάρκεια της αλιευτικής διαδικασίας
 T_f : πραγματικός χρόνος αλιείας
W: ισχύς της αλιευτικής μονάδας

Κεφάλαιο 3

AMO: Πολυδεκαετής Ταλάντωση του Ατλαντικού
 D_c : αντισταθμισμένο βάθος
ENSO: El Niño-Southern Oscillation
MTC: μέση θερμοκρασία του αλιεύματος
NAO: Ταλάντωση του Βόρειου Ατλαντικού
TL: τροφικό επίπεδο του είδους
WeMO: Ταλάντωση της Δυτικής Μεσογείου

Κεφάλαιο 4

α_i : ημέρες αλιείας κάθε σκάφους σε μια αλιευτική περίοδο
 B_{MSY} : αναπαραγωγική βιομάζα στην οποία επιτυγχάνεται η μέγιστη απόδοση
CPUE: σύλληψη ανά μονάδα προσπάθειας
E: αλιευτική προσπάθεια
F: αλιευτική θνησιμότητα
 F_{MSY} : αλιευτική θνησιμότητα στην οποία επιτυγχάνεται η μέγιστη απόδοση
MSY: μέγιστη βιώσιμη απόδοση

P_i : χωρητικότητα ή ιπποδύναμη κάθε σκάφους
 q : συντελεστής συλληψιμότητας ή αλιευσιμότητας
SSB: αναπαραγωγική βιομάζα
Y/R: μοντέλο απόδοσης-νεοσυλλογής

Κεφάλαιο 5

FAO: Food and Agriculture Organization

Κεφάλαιο 6

ALK: κλείδα ηλικίας-μήκους
L: μήκος σώματος
MIR: περιθωριακή απόσταση
R: συνολική ακτίνα της σκελετικής δομής
 R_n : ακτίνα του πιο πρόσφατου δακτυλίου της σκελετικής δομής

Κεφάλαιο 7

A: ασυμπτωτικό βάρος σώματος όταν το t είναι άπειρο
C: ενέργεια που προσλαμβάνει ένα ψάρι από την τροφή
C: εύρος εποχικότητας αύξησης
 dW : απόλυτος ρυθμός αύξησης σε βάρος
F: ενέργεια που αποβάλλεται με τα περιττώματα
 g_L : ειδικός ρυθμός αύξησης σε μήκος
 g_W : ειδικός ρυθμός αύξησης σε βάρος
K: μέσος ρυθμός με τον οποίο το ψάρι πλησιάζει το L_∞ του πληθυσμού
 K_A : αλλομετρικός δείκτης ευρωστίας
 K_C : δείκτης ευρωστίας Fulton
 K_R : σχετικός δείκτης ευρωστίας
 L_∞ : ασυμπτωτικό μήκος σώματος
 L_{max} : μέγιστο μήκος σώματος
 L_t : μήκος σώματος τη χρονική στιγμή t
 P_R : ενέργεια που απαιτείται για τη γαμετογένεση
 P_S : ενέργεια που απαιτείται για τη σωματική αύξηση
R: ενέργεια που απαιτείται για τον μεταβολισμό
RW: σχετικό βάρος σώματος
S: επιφάνεια σώματος
 t : ηλικία
 t_{max} : μέγιστη ηλικία που έχει παρατηρηθεί
 t_o : υποθετική ηλικία στην οποία το ψάρι έχει μηδενικό μήκος
 t_s : θερινό σημείο αύξησης
U: ενέργεια που αποβάλλεται με τις εκκρίσεις
W: βάρος σώματος
 W_{max} : μέγιστο βάρος σώματος
WP: χειμερινό σημείο αύξησης
 W_t : βάρος στην ηλικία t

Κεφάλαιο 8

A: ετήσιος πραγματικός ρυθμός θνησιμότητας
f: αλιευτική προσπάθεια
F: αλιευτική στιγμιαία θνησιμότητα
M: φυσική στιγμιαία θνησιμότητα
S: ετήσιος πραγματικός ρυθμός επιβίωσης

T: μέση θερμοκρασία του νερού
Z: ολική στιγμιαία θνησιμότητα

Κεφάλαιο 9

ARA: δείκτης ετήσιου αναπαραγωγικού καταμερισμού
GSI: γοναδοσωματικός δείκτης
GW: βάρος των ωοθηκών ή των όρχεων
 L_m : μήκος πρώτης γεννητικής ωρίμασης
NW: καθαρό βάρος σώματος
 t_m : ηλικία πρώτης γεννητικής ωρίμασης
W: βάρος σώματος

Κεφάλαιο 10

C_n : αριθμητική συμμετοχή κάθε λείας στη δίαιτα ενός είδους
 C_w : κατά βάρος συμμετοχή κάθε λείας στη δίαιτα ενός είδους
FI: δείκτης πληρότητας στομαχιού
IRI: δείκτης σχετικής σημασίας κάθε λείας
O: συχνότητα παρατήρησης κάθε λείας στη δίαιτα ενός είδους
OI: δείκτης παμφαγίας
RGL: σχετικό μήκος του εντέρου
 TL_{fish} : τροφικό επίπεδο ενός είδους
 TL_{ref} : τροφικό επίπεδο του οργανισμού ή της βάσης του τροφικού πλέγματος
TROPH: κλασματικό τροφικό επίπεδο ενός είδους
 $T_{ROPHL\infty}$: ασυμπτωτικό τροφικό επίπεδο
V: ποσοστό των άδειων στομαχιών
 δ_{15N} : δείκτης της σχετικής αφθονίας των σταθερών ισotόπων του αζώτου

Πρόλογος

Σαν φοιτητής βιολογικού τμήματος είχα απογοητευθεί πάρα πολύ από την απουσία συγγραμμάτων και εγχειριδίων στα ελληνικά, ενώ ταυτόχρονα υπήρχαν πάρα πολλά και εξαιρετικά ξενόγλωσσα συγγράμματα, τα οποία θα μπορούσαν να μεταφραστούν και να υποστηρίξουν τις σπουδές μας. Στη συνέχεια έχοντας επιλέξει στις σπουδές μου την κατεύθυνση της θαλάσσιας βιολογίας και οικολογίας βρέθηκα μπροστά σε μια ακόμη μεγαλύτερη έκπληξη. Στα λιγοστά υποτυπώδη συγγράμματα και σημειώσεις που είχαμε στην διάθεσή μας, απουσίαζαν πλήρως, τόσο η παρουσίαση, η περιγραφή και τα παραδείγματα από τις ελληνικές θάλασσες, όσο και γενικότερα η παρουσίαση της γνώσης βασισμένης σε Μεσογειακά παραδείγματα. Έμαθα λεπτομερώς για τις παλίρροιες, αλλά κατάλαβα τί μάθαινα, χρόνια αργότερα όταν βρέθηκα στην Βρετανία, στον Ατλαντικό, όπου είδα το ύψος του νερού να μεταβάλλεται πάνω από 10 μέτρα, φαινόμενο άγνωστο για τις εμπειρίες της Μεσογείου. Σαν φοιτητές καταλαβαίναμε ότι αυτό συνέβαινε γιατί απουσίαζε η θαλάσσια και αλιευτική έρευνα από την χώρα μας, αν και είναι μια από τις πλέον «θαλασσινές» και νησιωτικές χώρες του πλανήτη. Αυτή η κατάσταση ήταν μεταξύ άλλων που με παρακίνησε, όταν μου δόθηκε η δυνατότητα, να ασχοληθώ με τη αλιευτική έρευνα.

Το παρόν σύγγραμμα καλύπτει ένα πολύ μεγάλο κενό που υπάρχει στην ελληνική επιστημονική βιβλιογραφία. Οι συγγραφείς έχουν επιτελέσει ένα σημαντικό διπλό έργο:

- Πρώτον, ολοκλήρωσαν ένα άριστο προπτυχιακό σύγγραμμα το οποίο καλύπτει όλα τα βασικά κεφάλαια της αλιευτικής επιστήμης και το οποίο πιστεύω ότι θα αποτελέσει βασικό εγχειρίδιο για την κατεύθυνση αυτή σε όλα τα βιολογικά τμήματα, αλλά και στα αντίστοιχα τμήματα των ΑΤΕΙ.
- Δεύτερον, ετοίμασαν ένα πρωτότυπο σύγγραμμα (και όχι μια μετάφραση) το οποίο βασίζεται και περιλαμβάνει παραδείγματα τόσο από τις ελληνικές θάλασσες όσο και από την ευρύτερη περιοχή της Μεσογείου, χωρίς να παραλείπει αλλά αντίθετα συνδέει αρμονικά με βασικά παγκόσμια γεγονότα παραδείγματα και ευρήματα.

Οι συγγραφείς μέσα από το παρόν σύγγραμμα παρουσιάζουν (χωρίς να το διαφημίζουν) και τη μεγάλη πρόοδο στην θαλάσσια και αλιευτική έρευνα που έχει συντελεστεί σιωπηρά στη χώρα αλλά και στις Ευρωπαϊκές χώρες της Μεσογείου γενικότερα.

Η αλιευτική επιστήμη έχει την ιδιορρυθμία ότι ο καθένας αισθάνεται ότι την ξέρει και ότι μπορεί να μιλήσει για αυτήν. «Να έχει άποψη» για αυτήν. Οι συγγραφείς επαναφέρουν όλους αυτούς «εις την τάξη» και ταυτόχρονα με προσοχή και ισορροπία παρουσιάζουν και τις απόψεις τους για την αλιευτική επιστήμη, οι οποίες (είτε συμφωνεί είτε διαφωνεί κανείς με αυτές) κάνουν το σύγγραμμα τους πρωτότυπο με όλο το κύρος της λέξης.

Η εισαγωγή για σπουδές στη βιολογία, έχει σήμερα την ατυχία να γίνεται κυρίως από τον κύκλο υγείας, προκαλώντας ένα μειονέκτημα στις οικολογικές κατευθύνσεις της και μεταξύ αυτών στην θαλάσσια βιολογία και οικολογία, καθώς και στην αλιευτική βιολογία. Το παρόν σύγγραμμα ελπίζω να αποτελέσει ένα ελκτικό αντίβαρο στον άλλο πόλο των βιολογικών επιστημών.

Ο προπτυχιακός φοιτητής μπορεί να βρει στο παρόν σύγγραμμα όχι μόνο τις κύριες ιδέες και έννοιες της αλιευτικής επιστήμης, αλλά και έναν πολύ καλό οδηγό για την εφαρμογή των βασικών μαθηματικών προτύπων και την επεξεργασία των πρωτογενών δεδομένων τα οποία θα συλλέξει ή θα βρεθεί αντιμέτωπος για να επεξεργαστεί. Επιπλέον περιλαμβάνει επεξηγήσεις όρων με τους οποίους οι φοιτητές των βιολογικών τμημάτων δεν είναι εξοικειωμένοι. Πιστεύω ότι μπορεί να αποτελέσει ένα άριστο βασικό εγχειρίδιο όχι μόνο για προπτυχιακούς αλλά και για μεταπτυχιακούς φοιτητές.

Θανάσης Μαχιάς
Ερευνητής ΕΛΚΕΘΕ

1. Εισαγωγή στην αλιεία και την αλιευτική επιστήμη

Σύνοψη

Παρουσιάζεται συνοπτικά η μακρόχρονη ιστορία της αλιείας μαζί με τις αιτίες εντατικοποίησής της τα τελευταία 150 χρόνια και την πορεία της αλιευτικής παραγωγής στον χρόνο. Δίνονται επιγραμματικά κάποια παραδείγματα και παρουσιάζονται οι θεμελιωτές της αλιευτικής επιστήμης και τα επιτεύγματά τους, ενώ αναλύονται τα επιμέρους αντικείμενα της αλιευτικής επιστήμης και η αλιευτική έρευνα στην Ελλάδα. Τέλος, αναφέρονται χρήσιμες βασικές έννοιες της αλιείας.

Εισαγωγή

Η **αλιεία** (fishery) ή **ψάρεμα** (fishing) ορίζεται ως σύλληψη των ψαριών και άλλων υδροβίων οργανισμών από το θαλάσσιο, λιμναίο ή ποτάμιο οικοσύστημα στο οποίο ζουν, αλλά και ο τρόπος και η μέθοδος με την οποία επιτυγχάνεται η σύλληψη αυτή. Η αλιεία είναι μια αρχαία δραστηριότητα που σήμερα ασκείται παγκόσμια και προσφέρει τροφή, θέσεις εργασίας, άθληση και ψυχαγωγία.

1.1. Η ιστορία της αλιείας

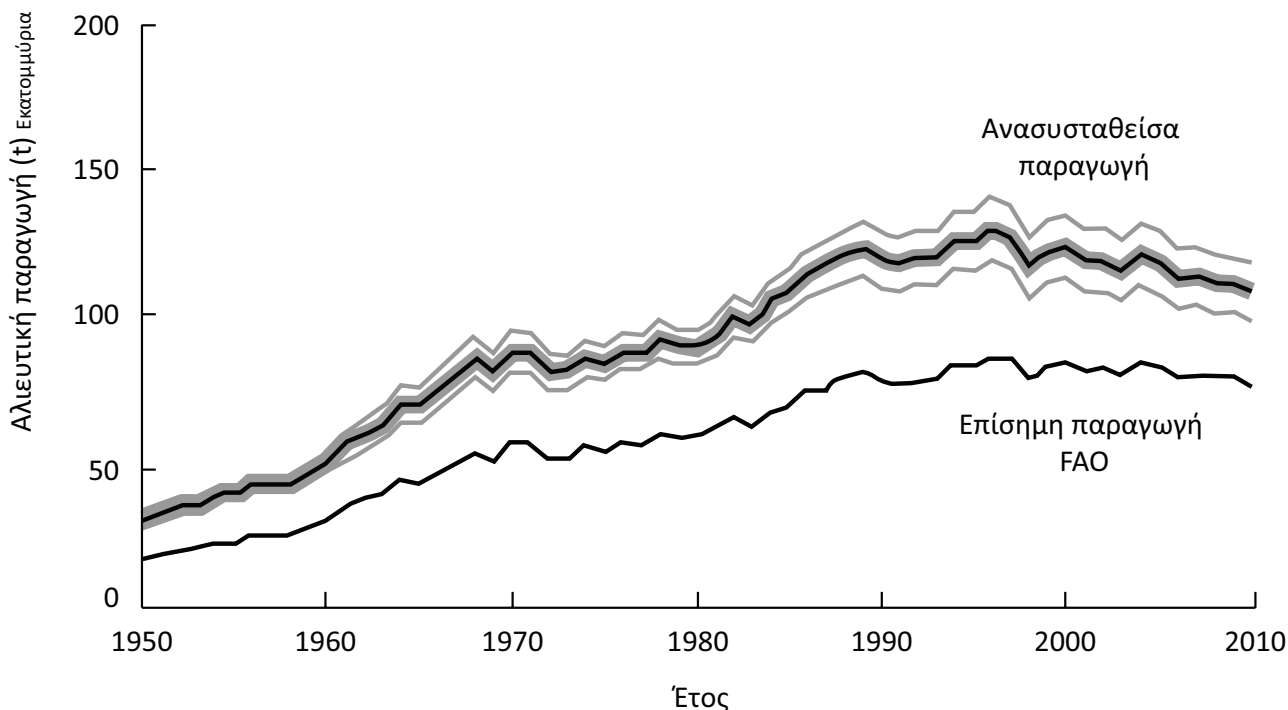
Ανάμεσα στα διάφορα χαρακτηριστικά που ξεχωρίζουν τον άνθρωπο από το υπόλοιπο ζωικό βασίλειο είναι και η ικανότητά του να χρησιμοποιεί εργαλεία και όπλα, η οποία είχε σημαντικές επιπτώσεις σε άλλους οργανισμούς. Έτσι, ο άνθρωπος από την παλαιολιθική ήδη εποχή μπορούσε να σκοτώνει δυνατά και μεγάλα ζώα, όπως για παράδειγμα ρινόκερους και μαμούθ. Πολύ αργότερα, περίπου το 9.500 π.Χ., όταν ομάδες κυνηγών μετακινήθηκαν στην Αμερική, έλαβε χώρα μια μαζική σφαγή, η οποία μέσα σε 1.000 χρόνια οδήγησε στην εξαφάνιση 30 περίπου γένη θηλαστικών (Martin 1973). Η μαζική αυτή σφαγή ήταν και ο λόγος για τον οποίο στις Αμερικάνικες ηπείρους μακροπρόθεσμα εξημερώθηκε μόνο ένα είδος θηλαστικού (το λάμα *Lama glama*), ενώ στην Ευρασία πάνω από δέκα, γεγονός που οδήγησε σε διαφορές στην ανάπτυξη του πολιτισμού στις δύο αυτές περιοχές (Diamond 1997).

Το ψάρεμα αποτελούσε μια σημαντική δραστηριότητα του ανθρώπου (Sahrage & Lundbeck 1992) με ιστορία τουλάχιστον 90.000 ετών, όπως αποδεικνύεται από την ύπαρξη καμακιών που βρέθηκαν μαζί με υπολείμματα από μεγάλα γατόψαρα (Yellen et al. 1995). Παρόλα αυτά, για ένα πολύ μεγάλο χρονικό διάστημα, μέχρι τη δεκαετία του 1880, η αλιευτική δραστηριότητα ήταν συνδεδεμένη με τη μυϊκή δύναμη και τη δύναμη των ανέμων και έτσι περιοριζόταν κοντά στις ακτές, δηλαδή σε ένα πολύ μικρό τμήμα των θαλάσσιων οικοσυστημάτων. Ο περιορισμός αυτός παρείχε σημαντική προστασία στα αλιευτικά αποθέματα των θαλασσών.

Η κατάσταση άλλαξε ριζικά, όταν οι ατμομηχανές άρχισαν να χρησιμοποιούνται στα αλιευτικά σκάφη, περίπου τη δεκαετία του 1880, αντικαθιστώντας σταδιακά τα πανιά (Roberts 2007). Αυτό είχε ως αποτέλεσμα η -μηχανοκίνητη πλέον- αλιεία να επεκταθεί στην ανοιχτή θάλασσα και σε βαθύτερα νερά. Στη συνέχεια, η ανάπτυξη της αλιείας ήταν ραγδαία, ακολουθώντας την τεχνολογική πρόοδο. Έτσι, τα μικρά ξύλινα σκάφη άρχισαν να γίνονται μεγαλύτερα και σιδερένια και οι ολιγόστροφες, μονοκύλινδρες μηχανές αντικαταστάθηκαν από πολύστροφες μηχανές με πολλούς κυλίνδρους. Η χρήση των ραντάρ και των σύγχρονων οργάνων τηλεπικοινωνίας και ναυσιπλοΐας τον προηγούμενο αιώνα έδωσε στα αλιευτικά σκάφη τη δυνατότητα να απομακρύνονται όλο και πιο πολύ από τα λιμάνια, ανοίγοντας έτσι νέα αλιευτικά πεδία για εκμετάλλευση. Τέλος, η χρήση νέων υλικών για την κατασκευή διχτύων και η χρήση υδραυλικών βαρούλκων, σύγχρονων ψυκτικών μηχανημάτων μεγάλης χωρητικότητας και ηχοβολιστικών συσκευών αύξησαν σημαντικά την αποδοτικότητα των αλιευτικών στόλων (Κεφάλαιο 2). Όλα τα παραπάνω τεχνολογικά επιτεύγματα είχαν ως αποτέλεσμα η αλιευτική δραστηριότητα να επεκταθεί τόσο οριζόντια, όσο και κατακόρυφα, σε μεγαλύτερα βάθη, μια επέκταση που οδηγείται ξεκάθαρα από το κέρδος (Pauly & Stergiou 2014).

Η τεχνολογική πρόοδος σε συνδυασμό με την αύξηση της αλιευτικής προσπάθειας, δηλαδή την αύξηση του αριθμού των αλιευτικών σκαφών και της αποδοτικότητάς τους (Κεφάλαιο 4) τις τελευταίες δεκαετίες (Watson et al. 2013) οδήγησε στην αύξηση της συνολικής παγκόσμιας αλιευτικής παραγωγής από 8 εκατομμύρια τόνους ετησίως τη δεκαετία του 1900 (Sahrage & Lundbeck 1992) σε περίπου 85 εκατομμύρια τόνους στα τέλη της δεκαετίας του 1990, με βάση τα επίσημα στοιχεία του διεθνούς οργανισμού Food and Agriculture Organization (FAO) των Ηνωμένων Εθνών (FAO 2014, Εικόνα 1.1). Όμως, σύμφωνα με την

πρόσφατη *ανασύσταση* (δηλαδή ο υπολογισμός με βάση όλες τις καταγραφές) της παγκόσμιας αλιευτικής παραγωγής (Pauly & Zeller 2015) η συνολική βιομάζα που αφαιρείται από τους ωκεανούς, η οποία εκτός από την επίσημη παραγωγή περιλαμβάνει την παράκτια την ερασιτεχνική αλιεία, την αλιεία επιβίωσης (η αλιεία που διεξάγεται για την προσωπική διατροφή και διαβίωση ενός ατόμου ή της οικογένειάς του), καθώς επίσης την παράνομη και μη καταγεγραμμένη παραγωγή και τα απορριπτόμενα αλιεύματα (Κεφάλαια 3 και 4), ξεπερνά τα τελευταία χρόνια τους 120 εκατομμύρια τόνους ετησίως με πτωτική τάση (Εικόνα 1.1).



Εικόνα 1.1. Παγκόσμια αλιευτική παραγωγή σύμφωνα με τα επίσημα στοιχεία του οργανισμού FAO και ανασυσταθείσα παραγωγή (με τα όρια εμπιστοσύνης) (τροποποιημένη από Pauly & Zeller 2016).

Σε κάθε περίπτωση, ο ρυθμός αύξησης της αλιευτικής παραγωγής μειώνεται τις τελευταίες δεκαετίες. Έτσι, ο μέσος ετήσιος ρυθμός αύξησης της παγκόσμιας αλιευτικής παραγωγής μειώθηκε κατά 4-8% την περίοδο 1950-1970 σε λιγότερο από 4% την περίοδο 1970-1993, ενώ τα τελευταία χρόνια που η αλιευτική παραγωγή έχει σταθεροποιηθεί με μικρή πτωτική τάση, ο ρυθμός αύξησης είναι σχεδόν μηδενικός ή αρνητικός (Εικόνα 1.1 και Κεφάλαιο 3). Η μείωση του ρυθμού αύξησης της αλιευτικής παραγωγής τις τελευταίες δεκαετίες, παρόλη την αύξηση του παγκόσμιου αλιευτικού στόλου και της αλιευτικής προσπάθειας (Anticamara et al. 2011), δείχνει πέρα από κάθε αμφιβολία ότι τα παγκόσμια θαλάσσια αποθέματα είναι υπεραλιευμένα (Watson et al. 2013).

1.2. Η εντατικοποίηση της αλιείας

Σε αντίθεση με το κυνήγι για επιβίωση, που έγινε δευτερεύουσα δραστηριότητα εδώ και περίπου 2.000 χρόνια (Curry & Cayré 2001), το θαλάσσιο κυνήγι, δηλαδή η αλιευτική δραστηριότητα, όχι μόνο εντείνεται συνέχεια αλλά και παγκοσμιοποιείται, δηλαδή οι ψαράδες και οι αλιευτικοί στόλοι από όλες τις χώρες έχουν τη δυνατότητα να ψαρεύουν παντού στον παγκόσμιο ωκεανό. Για παράδειγμα, η Ιαπωνία, που εισάγει ποσότητες ψαριών και άλλων υδρόβιων οργανισμών ίσες με αυτές που αλιεύει, καταναλώνει αλιεύματα από κάθε περιοχή του παγκόσμιου ωκεανού (Swartz et al. 2010).

Η εντατικοποίηση και η παγκοσμιοποίηση της αλιείας, η ελεύθερη πρόσβαση στους αλιευτικούς πόρους από όλους, ο καιροσκοπισμός των περισσότερων ψαράδων με σκοπό τη μεγιστοποίηση του κέρδους (επικρατεί δηλαδή το «εγώ και όχι εσύ», «σήμερα και όχι αύριο») και η υψηλή τιμή ορισμένων αλιευμάτων οδήγησαν σε αυτό που πολύ γλαφυρά διατύπωσε ο Λόρδος Perry Walton, μέλος της Βουλής των Λόρδων, συμπυκνώνοντας την αλιευτική βιολογία σε δύο φράσεις: «Πενήντα χρόνια πριν, ένας γάδος ήταν αρκετά μεγάλος για να θρέψει μια οικογένεια 4-5 ατόμων. Σήμερα, μόλις που επαρκεί για έναν» (Απονημούς 1997). Σε επιστημονικούς όρους, η φράση του Λόρδου Perry Walton, που αναφέρεται στη μείωση του σωματικού

μεγέθους του ατλαντικού γάδου *Gadus morhua* περιγράφει μια συνιστώσα της υπεραλίευσης (Κεφάλαιο 4).

Πράγματι, ο άνθρωπος είναι ο υπερ-θηρευτής των υδάτινων οικοσυστημάτων. Αφαιρεί από τη θάλασσα υδρόβιους οργανισμούς με ρυθμό 14 φορές υψηλότερο από τους υπόλοιπους θαλάσσιους θηρευτές (Darimont et al. 2015), ή αλλιώς περίπου το 25-35% της ετήσιας θαλάσσιας πρωτογενούς παραγωγής (Pauly & Christensen 1995, αναλυτικά στο Κεφάλαιο 3 οι παραγωγικές διαδικασίες). Αυτή η μαζική αφαίρεση βιομάζας από τη θάλασσα έχει επιπτώσεις σε όλα τα επίπεδα οργάνωσης της ζωής (άτομο, πληθυσμός, είδος, βιοκοινότητα και οικοσύστημα). Επηρεάζει τη δομή και τη λειτουργία των θαλάσσιων οικοσυστημάτων (Stergiou 2002) και έτσι την ικανότητά τους να παρέχουν στον άνθρωπο διάφορες υπηρεσίες όπως διατροφικές, οικονομικές, ρυθμιστικές (κλίμα), αισθητικές και πολιτιστικές υπηρεσίες (Halpern et al. 2012).

Η αφαίρεση της βιομάζας από τη θάλασσα είναι σε μεγάλο βαθμό επιλεκτική (αναλυτικά στο Κεφάλαιο 2 οι ιδιότητες των αλιευτικών εργαλείων και στο Κεφάλαιο 5 η επίδραση της αλιείας στους οργανισμούς και το οικοσύστημα), αφού ο άνθρωπος αφαιρεί στην αρχή τα μεγαλύτερα σε μέγεθος είδη και άτομα ψαριών που κατά κανόνα επιτυγχάνουν υψηλότερη τιμή στην αγορά (Tsikliras & Polymeros 2014). Οι επιλογές αυτές αντανakλούν την προτίμηση του καταναλωτικού κοινού (Εικόνα 1.2), με ελάχιστες εξαιρέσεις προτίμησης μικρόσωμων οργανισμών, όπως η γαρίδα *Melicertus kerathurus* τα μικρά άτομα μαρίδας («μαριδάκι») *Spicara smaris* και η αθερίνα *Atherina boyeri*.

Πολύ πιο συχνό φαινόμενο αποτελεί η δραματική μείωση της αφθονίας, και έτσι της αλιευτικής παραγωγής, ορισμένων ειδών εξαιτίας της αλιείας. Το φαινόμενο αυτό είχε ήδη παρατηρηθεί από τις αρχές του αιώνα τόσο στη Βόρεια Θάλασσα και στον Ειρηνικό Ωκεανό, όσο και σε λιμνοποτάμια οικοσυστήματα. Βέβαια, οι επιπτώσεις της αλιείας έγιναν ιδιαίτερα εμφανείς κατά τη διάρκεια των τελευταίων 40-50 ετών, όταν πολλά αποθέματα μειώθηκαν περιοδικά (συχνά εξαιτίας και της συνδυασμένης επίδρασης του κλίματος) σε τόσο χαμηλά επίπεδα που θεωρήθηκε ότι έχουν εκλείψει εμπορικά (Κεφάλαιο 5). Για παράδειγμα, η μεγάλη μείωση του ρυθμού αύξησης της παγκόσμιας αλιευτικής παραγωγής στις αρχές της δεκαετίας του 1970 οφείλεται κυρίως στην κατάρρευση του αποθέματος του γαύρου του Περού *Engraulis ringens*. η παραγωγή του οποίου είχε φτάσει τους 12 εκατομμύρια τόνους το 1970 και κατέρρευσε το 1972 εξαιτίας του φαινομένου El Nino (Clark 1977). Ωστόσο, η αποτυχία ανάκαμψης του αποθέματος για 20 και πλέον χρόνια οφείλεται στην υπεραλίευση (Pauly & Tsukayama 1987). Τελικά, η παραγωγή του γαύρου του Περού *Engraulis ringens* κατάφερε να ξεπεράσει τους 12 εκατομμύρια τόνους το 1994, ενώ τα τελευταία χρόνια κυμαίνεται μεταξύ 4 και 8 εκατομμυρίων τόνων, με το μεγαλύτερο ποσοστό του αλιεύματος να μετατρέπεται σε ιχθυοτροφές (Christensen et al. 2014).

Εδώ πρέπει να τονιστεί ότι αυτή η μαζική αφαίρεση βιομάζας από τους ωκεανούς εκτός από τα σημαντικά περιβαλλοντικά προβλήματα που προκαλεί, θέτει και σημαντικά ηθικά ζητήματα που σχετίζονται με το μέλλον των ωκεανών και το δικαίωμα των μελλοντικών γενεών να απολαμβάνουν τους ωκεανούς όπως οι σημερινές και προηγούμενες γενεές (Pauly & Stergiou 2014).

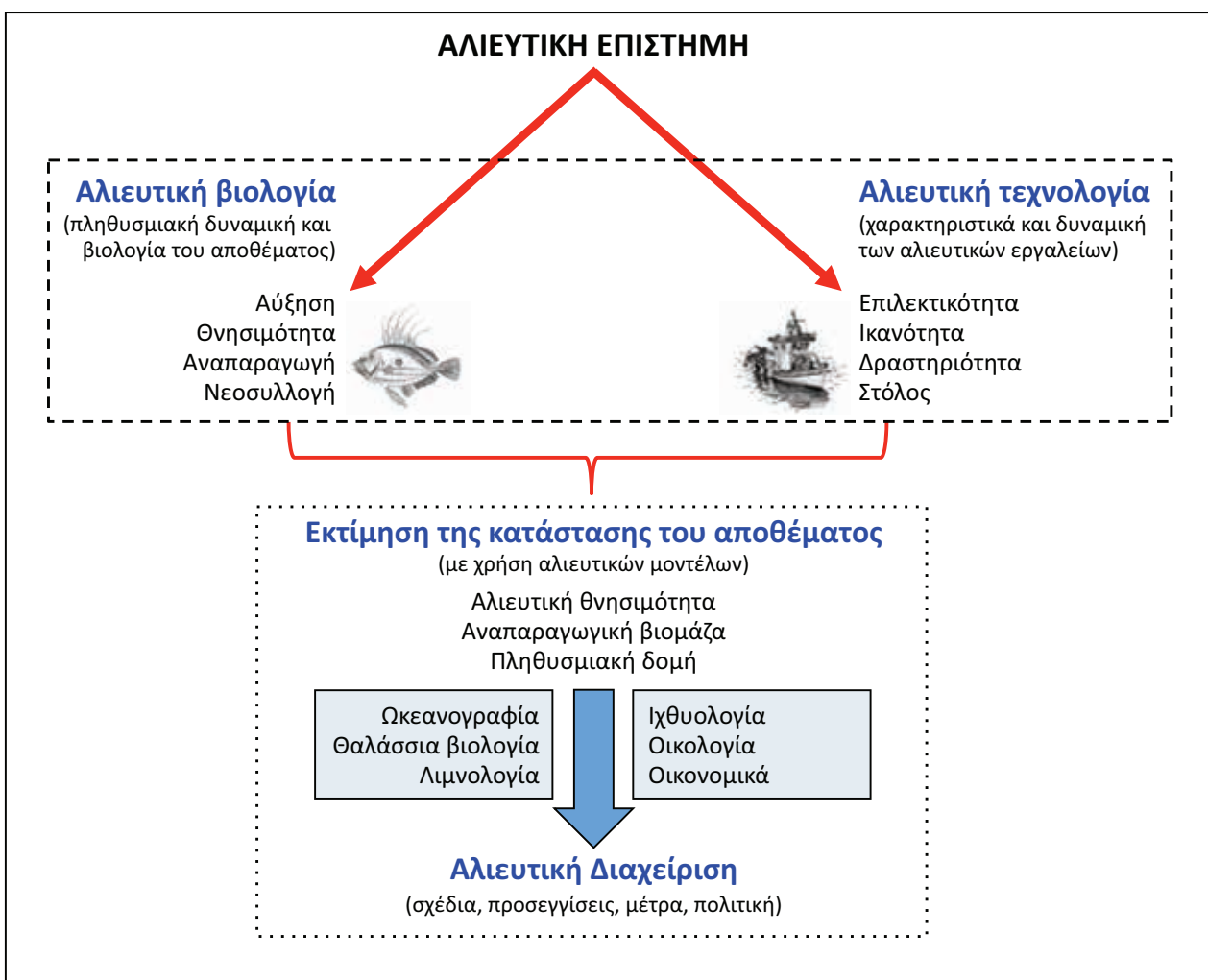


Εικόνα 1.2. Σκηνή από τη γνωστή ταινία του Αλέκου Σακελάρη τα 'Κίτρινα γάντια', στην οποία ο Γιάννης Γκιωνάκης λέει στον Παντελή Ζερβό «φέρανε κάτι ψάρια ... ουουου... τόσα», αποτυπώνοντας ξεκάθαρα την προτίμηση του κοινού στα μεγαλόσωμα ψάρια.

1.3. Η αλιευτική επιστήμη

Αρχικά η τάση για επέκταση της αλιείας σε νέα είδη, περιοχές και μεθόδους και στη συνέχεια η μείωση των ιχθυοαποθεμάτων εξαιτίας της αλιείας οδήγησαν στην ανάγκη μελέτης των αλιευτικών εργαλείων και της αλιευτικής δραστηριότητας και των παραμέτρων που επηρεάζουν τους ιχθυοπληθυσμούς, με τελικό σκοπό τη βιώσιμη εκμετάλλευση και διαχείριση των αλιευτικών αποθεμάτων. Η ανάγκη αυτή οδήγησε στην ανάπτυξη της **αλιευτικής επιστήμης**.

Η **αλιευτική επιστήμη** (fisheries science) είναι το γνωστικό πεδίο που ασχολείται με την κατανόηση των διεργασιών που σχετίζονται με την αλιεία και την αλιευτική δραστηριότητα, την αλιευτική τεχνολογία, την αλιευτική βιολογία καθώς και την εκτίμηση και διαχείριση των αλιευτικών πόρων, με τελικό στόχο τη διατήρηση της υγείας τόσο των αλιευτικών πόρων, όσο και των οικοσυστημάτων (Εικόνα 1.3). Το αντικείμενο της αλιευτικής επιστήμης είναι πολυθεματικό και περιλαμβάνει την έρευνα σε θέματα που αφορούν τη δυναμική των ιχθυοπληθυσμών, τις αλληλεπιδράσεις ανάμεσα στους ιχθυοπληθυσμούς, τα αλιευτικά εργαλεία και τις περιβαλλοντικές συνθήκες, συμπεριλαμβανομένης της κλιματικής αλλαγής, καθώς και τις οικονομικές και κοινωνικές παραμέτρους που σχετίζονται με την αλιεία, την αλιευτική δραστηριότητα και τη διαχείριση των αποθεμάτων και των θαλάσσιων οικοσυστημάτων (Τσικληρας & Στεργίου 2016).



Εικόνα 1.3. Οι συνιστώσες της αλιευτικής επιστήμης. Με διακεκομμένη γραμμή τα περιεχόμενα του παρόντος βιβλίου και με διάστικτη τα περιεχόμενα του επόμενου (Τσικληρας & Στεργίου 2016).

Στόχος της αλιευτικής επιστήμης είναι η εκτίμηση της αλιευτικής προσπάθειας που μακροπρόθεσμα θα δώσει τη μέγιστη και άριστη αλιευτική παραγωγή σε βάρος (ή αξία αλιεύματος), χωρίς όμως να επηρεάζεται η ικανότητα ανανέωσης των αποθεμάτων ούτε η υγεία των οικοσυστημάτων που υποστηρίζουν την αλιευτική παραγωγή. Η εκτίμηση αυτής της προσπάθειας αποτελεί τη βάση της βιώσιμης και ορθολογικής διαχείρισης των αλιευτικών αποθεμάτων με σκοπό τη μελλοντική τους χρήση από τις επόμενες γενεές.

Η μελέτη της αλληλεπίδρασης της δυναμικής των ιχθυοπληθυσμών με τα αλιευτικά εργαλεία απαιτεί τη συλλογή πληροφοριών που αφορούν τα τεχνικά χαρακτηριστικά και την επιλεκτικότητα των αλιευτικών ερ-

γαλείων (Κεφάλαιο 2), τον συντελεστή συλληψιμότητας ή αλιευσιμότητας (Κεφάλαια 2 και 4), την ανάπτυξη νέων αλιευτικών εργαλείων που θα προστατεύουν ορισμένες φάσεις της ζωής των αποθεμάτων ή συγκεκριμένα αποθέματα ή ενδιαιτήματα, και τέλος τη σχέση ανάμεσα στην αλιευτική θνησιμότητα και την αλιευτική ικανότητα και προσπάθεια (Κεφάλαιο 4).

Η μελέτη της αλιευτικής βιολογίας (αναλυτικά στα Κεφάλαια 6-10) απαιτεί τη συλλογή βιολογικών πληροφοριών που αφορούν: την ηλικία (Κεφάλαιο 6), τη σωματική αύξηση σε μήκος και βάρος, τις παραμέτρους σωματικής αύξησης (Κεφάλαιο 7), τη φυσική, αλιευτική και ολική θνησιμότητα (Κεφάλαιο 8), την έναρξη και διάρκεια αναπαραγωγής, τη γεννητική ωρίμαση, τη γονιμότητα, τα νεοεισερχόμενα άτομα στον πληθυσμό (Κεφάλαιο 9), τις τροφικές συνήθειες και τη θέση του οργανισμού στο θαλάσσιο τροφικό πλέγμα (Κεφάλαιο 10), τις αλληλεπιδράσεις των παραπάνω παραμέτρων με το περιβάλλον, το κλίμα και την κλιματική αλλαγή (Κεφάλαιο 3) και τέλος τις διαειδικές και ενδοειδικές αλληλεπιδράσεις. Οι πληροφορίες αυτές συλλέγονται στο πεδίο με τη χρήση ειδικών οργάνων και ερευνητικών σκαφών και περνούν από επεξεργασία στο εργαστήριο και σε υπολογιστή (Εικόνα 1.4), αλλά η συλλογή της πληροφορίας μπορεί να γίνει και από τη βιβλιογραφία με βάση προηγούμενες έρευνες και να μετα-αναλυθεί.



Εικόνα 1.4. Καταγραφή βιολογικών και αλιευτικών παραμέτρων στο εργαστήριο και στο πεδίο, διάφορα επιστημονικά όργανα αλιευτικής έρευνας που χρησιμοποιούνται από τα ερευνητικά κέντρα και πανεπιστήμια και το ελληνικό ερευνητικό σκάφος ΦΙΛΙΑ του ΕΛΚΕΘΕ (φωτογραφίες από το αρχείο του Ινστιτούτου Θαλάσσιων Βιολογικών Πόρων και Εσωτερικών Υδάτων του ΕΛΚΕΘΕ).

Η αλιευτική οικονομία εξετάζει την κοινωνικό-οικονομική διάσταση της αλιευτικής δραστηριότητας, εισάγοντας την οικονομική ανάλυση ως εργαλείο για την εκτίμηση των βιολογικών και οικονομικών επιπτώσεων της αλιείας και των διαχειριστικών αποφάσεων στους οργανισμούς και στα οικοσυστήματα, αλλά και στις απολαβές των ψαράδων και των λοιπών εμπλεκόμενων στην αλιεία (Sumaila & Stergiou 2015).

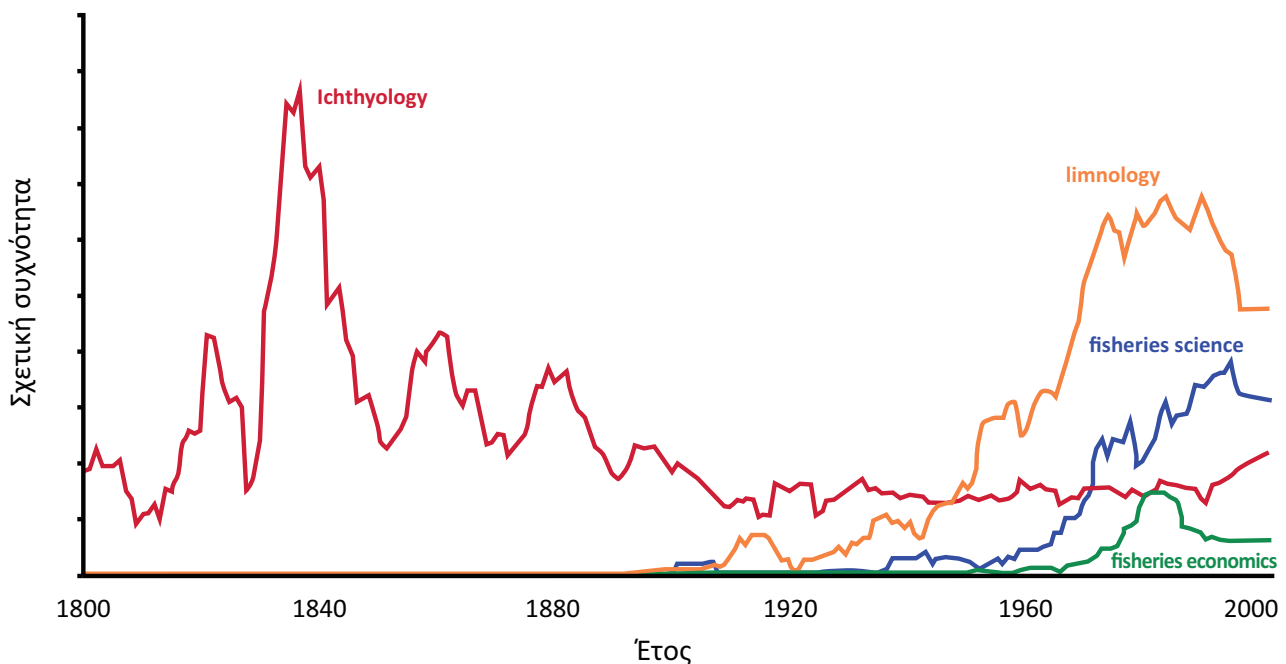
Η **αλιευτική επιστήμη**, που είναι καθαρά εφαρμοσμένη επιστήμη, σχετίζεται στενά με την ιχθυολογία, την ωκεανογραφία, τη θαλάσσια βιολογία, την οικολογία και βιολογία διατήρησης και τη λιμνολογία, και χρησιμοποιεί εκτενώς τα αντίστοιχα πεδία της οικονομικής επιστήμης (π.χ. οικονομικά της αλιείας), τα μαθηματικά και τη στατιστική. Εδώ πρέπει να τονιστεί ότι η επίτευξη του στόχου της αλιευτικής επιστήμης δεν εξαρτάται μόνο από την πρόοδο της ίδιας της επιστήμης, αλλά, πέρα από οικονομικούς και κοινωνικούς παράγοντες, εξαρτάται και από πολιτικούς παράγοντες (Browman & Stergiou 2005), αφού αυτοί κυρίως καθορίζουν την αλιευτική και περιβαλλοντική πολιτική μιας χώρας (Tsikliras 2014α).

1.4. Ιστορία της αλιευτικής επιστήμης

Όπως αναφέρθηκε, η ανάπτυξη και εξέλιξη της αλιευτικής επιστήμης συνδέεται στενά με την ανάπτυξη της ιχθυολογίας, της ωκεανογραφίας, της θαλάσσιας βιολογίας, της οικολογίας, της λιμνολογίας και των οικονο-

μικών. Παρόλα αυτά, η αλιευτική επιστήμη ως ανεξάρτητη επιστήμη έχει ιστορία 120 περίπου ετών, όσο και η **λιμνολογία** (limnology) όπως φαίνεται καθαρά στην Εικόνα 1.5 που δείχνει τη σχετική συχνότητα εμφάνισης της φράσης «αλιευτική επιστήμη» (fisheries science) στα υπάρχοντα ηλεκτρονικά βιβλία. Αντίθετα, η **αλιευτική οικονομία** (fisheries economics) έχει ιστορία περίπου 60 ετών, η **ωκεανογραφία** (oceanography) περίπου 170 ετών (δεν παρουσιάζεται στο γράφημα), ενώ η **ιχθυολογία** (ichthyology) έχει την μακρύτερη ιστορία από όλα τα παραπάνω γνωστικά αντικείμενα (Εικόνα 1.5).

Στην Ευρώπη η αλιευτική επιστήμη αναπτύχθηκε τη δεκαετία του 1880, όταν η αλιευτική παραγωγή στη Βόρεια Θάλασσα μειώθηκε εξαιτίας της έντονης αλιείας (Sahrage & Lundbeck 1992). Έτσι, τέθηκαν τα πρώτα ερωτήματα για την εξεύρεση νέων αλιευτικών πεδίων και τη διερεύνηση των αιτιών μείωσης της αλιευτικής παραγωγής. Πολύ γρήγορα έγινε αντιληπτό ότι απαντήσεις σε τέτοια ερωτήματα μπορούν να προκύψουν μόνο μέσα από διεθνείς συνεργασίες. Αυτό οδήγησε στη διοργάνωση ενός διεθνούς συνεδρίου το 1899 στη Στοκχόλμη, όπου αποφασίστηκε η ίδρυση του Διεθνούς Συμβουλίου για την Εξερεύνηση των Θαλασσών (International Council for the Exploration of the Seas, *ICES*). Ο οργανισμός *ICES* ιδρύθηκε τελικά το 1902 και είχε ως στόχο το συντονισμό της αλιευτικής έρευνας στον βορειοανατολικό Ατλαντικό (Sahrage & Lundbeck 1992).



Εικόνα 1.5. Σχετική συχνότητα της χρήσης των φράσεων “fisheries science”, “limnology”, “Ichthyology” και “fisheries economics” στα ηλεκτρονικά βιβλία που είναι έως τώρα διαθέσιμα στο διαδίκτυο με βάση το εργαλείο *Google Ngram viewer*.

Την περίοδο 1905-1914 οι πρώτες χώρες-μέλη του *ICES* (Δανία, Γερμανία, Αγγλία, Σκωτία, Νορβηγία, Σουηδία και Ρωσία) επικέντρωσαν τις έρευνές τους κυρίως στα αποθέματα της ρέγκας *Clupea harengus* και του ατλαντικού γάδου *Gadus morhua*. Βασικός στόχος των ερευνών αυτών ήταν η διερεύνηση των επιπτώσεων της αλιείας με συρόμενο επί του βυθού εργαλείο (τράτα βυθού) στα νεαρά άτομα της ρέγκας και του γάδου. Ήδη από το 1895 υπήρχαν προτάσεις για την υιοθέτηση ενός ελάχιστου εμπορεύσιμου μεγέθους για τα εμπορικά είδη και για την κατασκευή δικτύων τράτας με άνοιγμα ματιού που θα επέτρεπε στα μικρότερα σε μέγεθος άτομα να ξεφεύγουν από αυτό. Οι προτάσεις αυτές δεν υιοθετήθηκαν ποτέ εξαιτίας της έναρξης του Α΄ Παγκόσμιου Πολέμου (Sahrage & Lundbeck 1992). Μετά τη λήξη του πολέμου αναπτύχθηκαν τα πρώτα πληθυσμιακά μοντέλα, τα οποία έλαβαν υπόψη την επίδραση της αλιείας. Το 1939 ο οργανισμός *ICES* διοργάνωσε ένα συνέδριο για την υπεραλίευση, αλλά η έναρξη του Β΄ Παγκόσμιου Πολέμου για μια ακόμη φορά δεν επέτρεψε την υιοθέτηση των μέτρων διαχείρισης που προτάθηκαν στο συνέδριο αυτό (Sahrage & Lundbeck 1992).

Όπως στην Ευρώπη, έτσι και στη Βόρεια Αμερική η αλιευτική επιστήμη αναπτύχθηκε στις αρχές του 20^{ου} αιώνα ως αποτέλεσμα της μείωσης της αλιευτικής παραγωγής του υποόγκλωσσου *Hippoglossus stenolepis* στον Ειρηνικό και του σολομού *Oncorhynchus tshawytscha* στην ευρύτερη περιοχή του ποταμού Φρέιζερ (Sahrage & Lundbeck 1992). Το 1923, ο Καναδάς και η Αμερική υπέγραψαν τη Συνθήκη για τη Διαχείριση της αλιείας του υποόγκλωσσου στον Βόρειο Ειρηνικό, από την οποία αργότερα προέκυψε η Διεθνής Επιτροπή για

τον υπόγλωσσο του Ειρηνικού (International Pacific Halibut Commission, *IPHC*), ενώ η αντίστοιχη συνθήκη για το σολομό του Ειρηνικού (Pacific Salmon Commission, *IPSC*) υπογράφηκε το 1930. Οι δυο αυτές επιτροπές εργάστηκαν με σχετική επιτυχία για την ανάκαμψη των αντίστοιχων αποθεμάτων.

Η ραγδαία ανάπτυξη της αλιείας μετά τον Β' Παγκόσμιο Πόλεμο οδήγησε στη δημιουργία πολλών αλιευτικών επιτροπών, συμβουλίων και οργανισμών. Μερικοί από αυτούς τους διεθνείς οργανισμούς δημιουργήθηκαν κάτω από την επίβλεψη του διεθνούς οργανισμού FAO των Ηνωμένων Εθνών, όπως για παράδειγμα οι οργανισμοί:

- General Fisheries Council for the Mediterranean Sea (*GFCM*)
- Indian Ocean Fishery Commission που συγχωνεύθηκε με το Indo-Pacific Fisheries Council για να σχηματίσουν την επιτροπή Asia-Pacific Fishery Commission (*APFIC*)
- Fishery Committee for the Eastern-Central Atlantic (*CECAF*).
- Άλλοι οργανισμοί ή επιτροπές δημιουργήθηκαν ανεξάρτητα από τον FAO, όπως:
- North Pacific Marine Science Organization (*PICES*)
- International Commission for Northwest Atlantic Fisheries (ICNAF, σήμερα Northwest Atlantic Fisheries Organization, *NAFO*)
- North East Atlantic Fisheries Commission (*NEAFC*)
- South East Atlantic Fisheries Organization που αντικατέστησε την επιτροπή International Commission for the Southeast Atlantic Fisheries (*SEAFO*)
- North Pacific Fisheries Commission (*NPFC*)
- Western and Central Pacific Fisheries Commission (*WCPFC*)
- Inter-American Tropical Tuna Commission (*IATTC*)
- International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (*ICCAT*)
- Indian Ocean Tuna Commission (*IOTC*).

Ο στόχος όλων των παραπάνω επιτροπών, συμβουλίων και οργανισμών είναι ο συντονισμός της επιστημονικής έρευνας και η συζήτηση των ερευνητικών αποτελεσμάτων στις αντίστοιχες περιοχές ευθύνης τους.

1.5. Οι ιδρυτές της αλιευτικής επιστήμης

Στην πρώτη αυτή περίοδο της ανάπτυξης της αλιευτικής επιστήμης έγιναν πολλές έρευνες, συχνά στο πλαίσιο του συντονισμού της έρευνας από τις παραπάνω επιτροπές, από διάφορους ερευνητές (*Johan Hjort*, *Fedor Ilyich Baranov*, *Karl Ludwig von Bertalanffy*, *Ray Beverton*, *Sidney J. Holt*), με προέλευση κυρίως από τις χώρες του Βόρειου Ατλαντικού, οι οποίοι έθεσαν τις βάσεις της σύγχρονης αλιευτικής επιστήμης και έτσι συγκαταλέγονται τιμητικά στους ιδρυτές της (Εικόνα 1.6).



Εικόνα 1.6. Μερικοί από τους ιδρυτές της αλιευτικής επιστήμης.

Οι πιο σημαντικές από τις έρευνες αυτές είναι:

- Η μελέτη του Petersen (1891) που αφορά την ανάπτυξη μεθόδων για τη μελέτη της βιολογίας και της δυναμικής των ιχθυοπληθυσμών που χρησιμοποιούνται και σήμερα, με πιο γνωστή αυτή για την αναγνώριση ετήσιων ηλικιακών κλάσεων από την κατά μήκος σύνθεση των ατόμων ενός πληθυσμού (γνωστή και ως μέθοδος PETERSEN).
- Οι μελέτες των Edser (1908), Heincke (1913), Lea (1910, 1911, 1913), Lee (1920), Fraser (1916) και Monastyrsky (1926), που αφορούν την ανάπτυξη μεθοδολογίας για την εκτίμηση της ηλικίας και σωματικής αύξησης.
- Οι μελέτες του Hjort (Hjort 1914, 1926) που είχαν ως στόχο τη διερεύνηση των παραγόντων που είναι υπεύθυνοι για τις διακυμάνσεις των ετήσιων ηλικιακών κλάσεων των ιχθυοπληθυσμών και πάνω στις οποίες αργότερα στηρίχτηκαν πολλές έρευνες.
- Οι μελέτες του von Bertalanffy (Von Bertalanffy 1938) στη θεωρία των γενικών συστημάτων, που οδήγησαν στη διατύπωση της εξίσωσης αύξησης που φέρει το όνομά του (Κεφάλαιο 6).

Παρ' όλ' αυτά, θεμελιωτής της αλιευτικής επιστήμης, ο γνωστός και ως παππούς της (Quinn 2003), θεωρείται ο Baranov, του οποίου οι εργασίες (π.χ. Baranov 1914, 1918, 1926, 1948), που δημοσιεύτηκαν στα ρωσικά, από το 1914 ως το 1926 και αφορούσαν τη θεωρία της αλιείας, ήταν τόσο μπροστά από την εποχή τους, ώστε είχαν πολύ μικρή επίδραση στον επιστημονικό τρόπο σκέψης της εποχής εκείνης. Πολλοί είναι αυτοί που υποστηρίζουν ότι αυτό θα ίσχυε, ακόμη και αν οι εργασίες αυτές είχαν δημοσιευτεί στη γερμανική, που ήταν η επιστημονική γλώσσα της εποχής εκείνης. Παρόλο που οι εργασίες του Baranov παρέμειναν ουσιαστικά άγνωστες στο δυτικό κόσμο έως το 1938, όταν μεταφράστηκαν για πρώτη φορά από τον Russel, έθεσαν τις βάσεις της δυναμικής των αλιευόμενων ιχθυοπληθυσμών.

Ένας άλλος σημαντικός ιδρυτής της αλιευτικής επιστήμης είναι ο βιολόγος Edward Stuart Russell (1887–1954), ο οποίος με την κλασική σήμερα εργασία του πάνω στην υπεραλίευση (Russel 1931) προσδιόρισε με ακρίβεια το αντικείμενο της αλιευτικής επιστήμης. Ο Russel θεώρησε ότι η μελλοντική παραγωγή ενός αποθέματος καθορίζεται από τα νεοεισερχόμενα άτομα στο απόθεμα (νεοσυλλογή ή στρατολόγηση, που είναι αποτέλεσμα της αναπαραγωγής), τον αριθμό και το βάρος των ατόμων του αποθέματος και τον ρυθμό με τον οποίο απομακρύνονται τα άτομα του αποθέματος εξαιτίας της φυσικής θνησιμότητας και της αλιείας (Russel 1931). Από την εποχή του Russel η αλιευτική επιστήμη ασχολείται με τον ορισμό του αποθέματος, τη μελέτη της αύξησης, τη νεοσυλλογή (ή στρατολόγηση) και τους παράγοντες που την επηρεάζουν και την εκτίμηση της φυσικής θνησιμότητας. Μετά τον πόλεμο η μελέτη του Russel απετέλεσε τη βάση για τη συγγραφή της κλασικής σήμερα μονογραφίας των Beverton & Holt (1957), της βίβλου της αλιευτικής επιστήμης, και για τη συγγραφή των κλασικών σήμερα μελετών του Schaefer (1954, 1957), στις οποίες παρουσιάστηκαν αλιευτικά μοντέλα (Κεφάλαιο 4).

Ένας άλλος σημαντικός ιδρυτής της αλιευτικής επιστήμης είναι ο William E. Ricker (1908-2001), που με τις έρευνές του (π.χ. Ricker 1954, 1975) συνέβαλε στη διερεύνηση της σχέσης ανάμεσα στην αφθονία του γονικού αποθέματος και τον αριθμό των νεοεισερχόμενων στο αλιεύμα ατόμων. Πολύ σημαντική ήταν, επίσης, η συνεισφορά του David Cushing (1920 – 2008) (π.χ. Cushing 1968, 1981) για την σύγχρονη - ασύγχρονη υπόθεση (αναλυτικά στα Κεφάλαια 3 και 9). Σημαντική ήταν επίσης η συνεισφορά των Gulland (Gulland 1955, 1969, 1977, 1983), Ursin (Ursin 1967), Pope (Pope 1972), Jones (Jones 1961, 1963, 1984), Hilborn (Hilborn 2007), Walters (Hilborn & Walters 1992), Schaefer (Schaefer 1954, 1957) και Pitcher (Pitcher & Hart 1982, Pitcher & Parrish 1993, Pitcher 2001) για τις έρευνές τους σε διάφορα θέματα της αλιευτικής επιστήμης που αφορούν τη δυναμική, την εκτίμηση των αποθεμάτων και τις διάφορες μορφές διαχείρισής τους (Εικόνα 1.7).

Η ανάπτυξη και η εξάπλωση της αλιευτικής επιστήμης στις χώρες του Τρίτου Κόσμου άρχισε μετά τον Β' Παγκόσμιο Πόλεμο. Όμως, πολλές από τις μεθόδους που εφαρμόστηκαν σε είδη ψαριών των εύκρατων και υποαρκτικών οικοσυστημάτων δεν μπορούσαν να εφαρμοστούν στα είδη των τροπικών και υποτροπικών οικοσυστημάτων, γιατί ο προσδιορισμός της ηλικίας από τις σκελετικές κατασκευές των ψαριών στα οικοσυστήματα αυτά ήταν αδύνατος. Έτσι, πριν από την ανακάλυψη των ημερήσιων δακτυλίων στις σκελετικές κατασκευές των τροπικών και υποτροπικών ψαριών (Pannella 1971, 1980), η αλιευτική έρευνα στις περιοχές αυτές στηριζόταν αποκλειστικά στην ανάλυση στοιχείων μήκους (Κεφάλαιο 6).

Προς αυτήν την κατεύθυνση συνέβαλε ουσιαστικά η ραγδαία ανάπτυξη της αλιευτικής επιστήμης τα τελευταία 30-35 χρόνια εξαιτίας της τεχνολογίας των ηλεκτρονικών υπολογιστών και των επιστημονικών προσεγγίσεων του Daniel Pauly (Pauly 1980, 1981, 1983, 1984α, 1987, 1994, 1998α) και των συνεργατών του (Pauly & Munro 1984, Pauly & Morgan 1987, Gayanilo et al. 1994), αλλά και άλλων ερευνητών (Castro & Erzini 1988). Στις προσεγγίσεις αυτές παρουσιάστηκαν νέες μέθοδοι έρευνας της δυναμικής των πληθυσμών, οι

περισσότερες από τις οποίες στηρίζονται αποκλειστικά σε στοιχεία μήκους. Ένα από τα σημαντικότερα επιτεύγματα ήταν η προσαρμογή της θεωρίας των Beverton & Holt (1957) για τους ιχθυοπληθυσμούς των τροπικών και υποτροπικών οικοσυστημάτων (Pauly 1998α). Σήμερα, ο Pauly θεωρείται ως ο μεγαλύτερος εν ζωή αλιευτικός επιστήμονας (Εικόνα 1.7), αφού ήταν αυτός που εκτός από τις έρευνές του στην αλιευτική βιολογία που αναφέρθηκαν παραπάνω, έθεσε πρώτος σε συστηματική βάση τις έρευνες σχετικά με τις επιπτώσεις της αλιευτικής δραστηριότητας στα παγκόσμια θαλάσσια οικοσυστήματα με το μεγάλης διάρκειας ερευνητικό πρόγραμμα *Sea Around Us* και συνέβαλε στην αλιευτική επιστήμη με τις έννοιες/δείκτες της πρωτογενούς παραγωγής που απαιτείται για την υποστήριξη της αλιείας (Pauly & Christensen 1995, Κεφάλαιο 3) και της αλιευτικής ταπείνωσης (Pauly et al. 1998, Κεφάλαιο 5). Ο Pauly συνέβαλε, επίσης, στην επιστήμη με την πολύ σημαντική έννοια της μετατόπισης του σημείου αναφοράς (shifting the baseline), που έχει εφαρμογή σε πολλά επιστημονικά πεδία (Pauly 1995). Ένα παράδειγμα αρκεί για να γίνει η έννοια αυτή κατανοητή. Ας υποθέσουμε ότι η αλιευτική παραγωγή ενός είδους ψαριού το 1970 ήταν περίπου 1.000 τόνοι, κάτι που για τον έφηβο της εποχής εκείνης ήταν η «υγιής» κατάσταση. Ο έφηβος αυτός σήμερα είναι 60 χρονών και σίγουρα νιώθει ότι κάτι δεν πάει καλά αν παραγωγή του είδους αυτού είναι 100 τόνοι, που για τον σημερινό έφηβο είναι η «υγιής» κατάσταση (αλλά για τον παππού του έφηβου το 1970 η «υγιής» κατάσταση θα ήταν 10.000 τόνοι κ.ο.κ.). Έτσι, η ευαισθητοποίηση και δραστηριοποίηση κάθε γενιάς σχετίζεται άμεσα με το τι αντιλαμβάνεται αυτή ως «υγιές» με βάση τα ερεθίσματά της (δηλαδή τα σημεία αναφοράς της).



Εικόνα 1.7. Μερικοί από τους συνεχιστές της αλιευτικής επιστήμης.

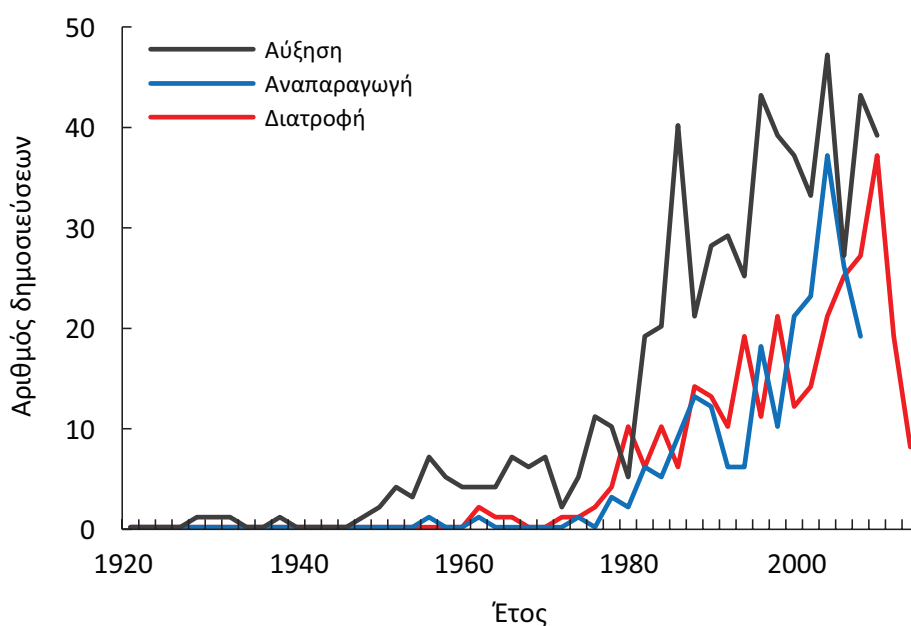
Τα τελευταία 20 χρόνια πολύ σημαντική είναι η συμβολή του Ransom A. *Myers* (1952-2007, Εικόνα 1.7) στη διερεύνηση των επιπτώσεων της αλιείας στα θαλάσσια οικοσυστήματα και στη διατήρηση των οικοσυστημάτων (Myers & Worm 2003, Myers et al. 1997, 2007), του Villy *Christensen*, που σε συνεργασία με τον Pauly ανέπτυξε το λογισμικό *Ecopath with Ecosim* για την ανάπτυξη οικολογικών μοντέλων (π.χ. Christensen & Pauly 1992, 1993α,β, Pauly et al. 2000, Christensen & Walters 2004), γεγονός που τελικά οδήγησε στη θεώρηση της αλιευτικής δραστηριότητας στο επίπεδο του οικοσυστήματος, καθώς και του Ussif Rashid *Sumaila*, που με τις έρευνές του στα οικονομικά της αλιείας συνέβαλε στην ανάλυση παγκόσμιων θεμάτων που σχετίζονται με τη θαλάσσια πολιτική, όπως τις επιδοτήσεις της αλιείας, η παράνομη αλιεία και τα οικονομικά των βαθιών και απομακρυσμένων ανοιχτών θαλασσών (π.χ. Sumaila & Walters 2005, Sumaila et al. 2006, 2007α, 2010, Sumaila & Stergiou 2015).

Τέλος, ιδιαίτερη μνεία πρέπει να γίνει στον Rainer *Froese* (Εικόνα 1.7) που μαζί με τον Pauly δημιούργησαν στα τέλη της δεκαετίας του 1980 την ηλεκτρονική εγκυκλοπαίδεια για τα ψάρια, τη *FishBase*, που κυκλοφόρησε το 1995 σε CD-ROM και αναβαθμίστηκε το 1998, 2000 και 2004 (Stergiou 2013). Ο *Froese*

έχει αναπτύξει εμπειρικές σχέσεις (Froese & Binohlan 2000, 2003) και έχει βελτιώσει μεθόδους εκτίμησης αποθεμάτων (Martell & Froese 2013), ενώ οι περισσότερες πρόσφατες δημοσιεύσεις του αφορούν την υπεραλίευση και τους τρόπους αντιμετώπισής της (Froese et al. 2008, 2014, 2015, 2016).

Η *FishBase* εμφανίστηκε στο διαδίκτυο για πρώτη φορά το 1998 και από τότε αναβαθμίζεται και ενημερώνεται συνεχώς. Το 2000 συγκροτήθηκε το *FishBase Consortium* με στόχο την υποστήριξη και ανάπτυξη της *FishBase*, που σήμερα αποτελείται από 10 φορείς-μέλη, ένα από τα οποία είναι το Εργαστήριο Ιχθυολογίας του *Τμήματος Βιολογίας* του ΑΠΘ. Σήμερα η *FishBase* είναι η μεγαλύτερη ηλεκτρονική επιστημονική εγκυκλοπαίδεια για τα ψάρια και αποτελεί ένα δυναμικό, ευέλικτο εργαλείο με πολλαπλές χρήσεις τόσο στην εκπαίδευση, όσο και στην έρευνα και στην ενημέρωση και ευαισθητοποίηση του κοινού για θέματα σχετικά με τα ψάρια και τα υδάτινα οικοσυστήματα. Η *FishBase* έχει πολύ σημαντικό αποτύπωμα στην επιστήμη. Η ανάπτυξη και η εξέλιξή της σε ένα σύγχρονο οικολογικό εργαλείο την τελευταία δεκαετία, σε συνδυασμό με το εργαλείο για την ανάπτυξη οικολογικών μοντέλων *Ecopath with Ecosim*, αναβάθμισαν στην ουσία την αλιευτική επιστήμη και τη θαλάσσια οικολογία γενικότερα, καθώς η ταυτόχρονη ανάπτυξη αυτών των δύο εργαλείων οδήγησε σε μεγάλης κλίμακας έρευνες, στο πλαίσιο των οποίων η υπάρχουσα πληροφορία μετασχηματίστηκε σε γνώση. Αυτό έκανε δυνατή την απάντηση μέγα-ερωτημάτων, δηλαδή ερωτημάτων που αφορούν μεγάλες κλίμακες χώρου και χρόνου και πολλά είδη, τα οποία είναι και τα πιο σημαντικά ερωτήματα στην οικολογία. Η *SeaLifeBase*, που είναι ηλεκτρονική εγκυκλοπαίδεια φτιαγμένη στο πρότυπο της *FishBase*, φιλοδοξεί να φιλοξενήσει στις ηλεκτρονικές σελίδες της όλους τους θαλάσσιους οργανισμούς εκτός από τα ψάρια.

Στη Μεσόγειο οι έρευνες στην αλιευτική βιολογία άρχισαν τη δεκαετία του 1920 (Εικόνα 1.8, Stergiou et al. 2013). Στην Ελλάδα, παρόλο που οι πρώτες μελέτες βιολογίας ψαριών έγιναν στις αρχές του προηγούμενου αιώνα (Panagiotopoulos 1916 α,β,γ, Athanassopoulos 1917-1940), αλιευτικές έρευνες που είχαν ως στόχο την εκτίμηση της κατάστασης των ελληνικών αποθεμάτων και την ορθολογική διαχείρισή τους, άρχισαν να διεξάγονται μετά τον Β΄ Παγκόσμιο Πόλεμο και την ίδρυση του Ελληνικού Υδροβιολογικού Ινστιτούτου της Ακαδημίας Αθηνών (Laskarides 1948 α,β,γ, 1949, Ananiadis 1949, 1950α,β, 1951, 1952) (Papaconstantinou 2013), ενώ μεγάλης κλίμακας αλιευτικές έρευνες άρχισαν στα μέσα της δεκαετίας του 1970, στο πλαίσιο ερευνητικών προγραμμάτων του Ινστιτούτου Ωκεανογραφικών και Αλιευτικών Ερευνών (Ι.ΩΚ.Α.Ε). Το Ι.ΩΚ.Α.Ε. ιδρύθηκε το 1965 και διαδέχθηκε το Ελληνικό Υδροβιολογικό Ινστιτούτο της Ακαδημίας Αθηνών που είχε ιδρυθεί το 1945. Το 1983, το Ι.ΩΚ.Α.Ε. μετονομάστηκε σε Εθνικό Κέντρο Θαλασσίων Ερευνών (Ε.Κ.Θ.Ε.), το οποίο το 2003 συγχωνεύτηκε με το Ινστιτούτο Θαλάσσιας Βιολογίας Κρήτης (Ι.ΘΑ.ΒΙ.Κ.) για να σχηματίσουν το Ελληνικό Κέντρο Θαλασσίων Ερευνών (ΕΛ.ΚΕ.Θ.Ε.). Το ΕΛ.ΚΕ.Θ.Ε. συγκροτείται από τρία ερευνητικά Ινστιτούτα, με ιδιαίτερο θεματικό αντικείμενο έκαστο, τα οποία είναι: *Ινστιτούτο Ωκεανογραφίας*, *Ινστιτούτο Θαλάσσιας Βιολογίας*, *Βιοτεχνολογίας και Υδατοκαλλιεργειών* και *Ινστιτούτο Θαλασσίων Βιολογικών Πόρων και Εσωτερικών Υδάτων*.



Εικόνα 1.8. Αριθμός δημοσιεύσεων σχετικά με τη διατροφή, ηλικία και αύξηση και αναπαραγωγή των ψαριών στη Μεσόγειο με βάση δημοσιευμένες ανασκοπήσεις της τελευταίας δεκαετίας (Stergiou et al. 2013).

Σήμερα στην Ελλάδα η αλιευτική έρευνα διεξάγεται από δύο ερευνητικά ινστιτούτα (*Ινστιτούτο Βιολογικών Πόρων και Εσωτερικών Υδάτων του ΕΛ.ΚΕ.Θ.Ε.* και *Ινστιτούτο Αλιευτικής Έρευνας του ΕΛ.Γ.Ο.*) και από τα Τμήματα Βιολογίας των ελληνικών πανεπιστημίων (*Εργαστήριο Ιχθυολογίας του Τμήματος Βιολογίας Α.Π.Θ.*, *Τμήμα Βιολογίας Πανεπιστημίου Πατρών*, *Τμήμα Βιολογίας Πανεπιστημίου Κρήτης* και *Τμήμα Βιολογίας του Εθνικού και Καποδιστριακού Πανεπιστημίου Αθηνών*), καθώς και το *Τμήμα Επιστημών της Θάλασσας του Πανεπιστημίου Αιγαίου*.

Πρωταρχικός σκοπός των ελληνικών ερευνητικών ινστιτούτων και πανεπιστημίων όπου διεξάγονται αλιευτικές έρευνες είναι η υποστήριξη της διατήρησης και της διαχείρισης των υδάτινων βιολογικών πόρων, των οικοτόπων και των οικοσυστημάτων και η παροχή συμβουλών και υπηρεσιών σε εθνικούς και διεθνείς οργανισμούς για τη διαχείριση και την προστασία του θαλάσσιου περιβάλλοντος. Οι έρευνες που περιλαμβάνουν εργασίες στο πεδίο, το εργαστήριο και υπολογιστικές αναλύσεις δεδομένων σχετίζονται με την παρακολούθηση και εκτίμηση της κατάστασης των αποθεμάτων, την εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας και παρακολούθηση των υδάτων, παροχή συμβουλών για τη βιώσιμη εκμετάλλευση των αλιευτικών πόρων, την εκπόνηση μελετών και σχεδίων διαχείρισης και τη διάδοση της πληροφορίας και της γνώσης που προκύπτει από τα ερευνητικά αποτελέσματα.

1.6. Βασικές έννοιες

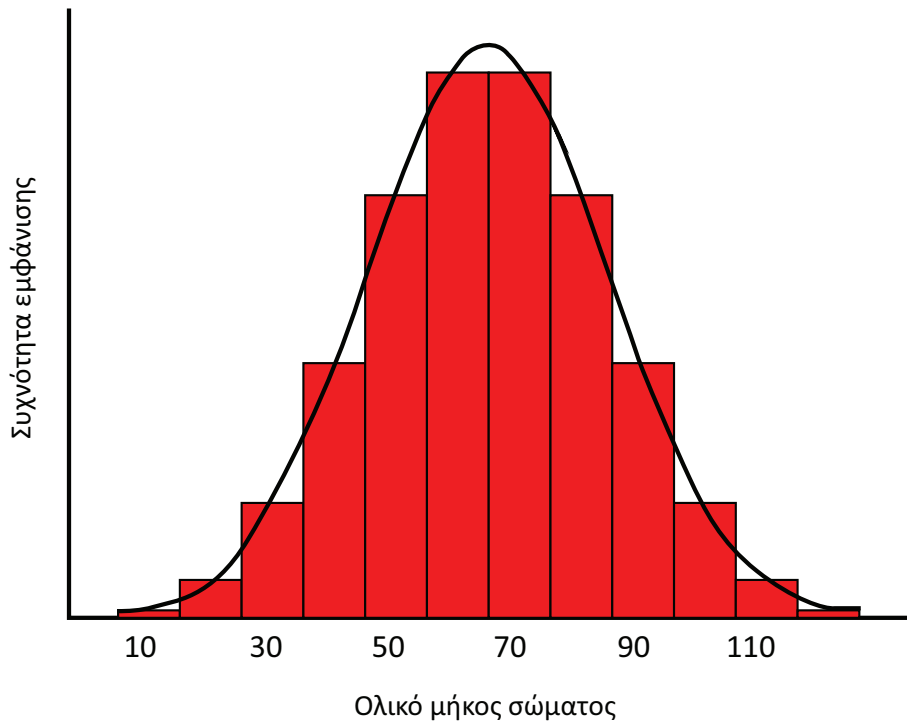
Για την αλιευτική έρευνα είναι απαραίτητη η κατανόηση των βασικών εννοιών του **αποθέματος** (stock), του **αλιευόμενου αποθέματος** (exploited stock), της **γενεάς** ή κοόρτης (cohort) και του **τυχαίου αντιπροσωπευτικού δείγματος** (random representative sample) (Sparre et al. 1989). Οι υπόλοιπες βασικές έννοιες (συλλήψεις, εκφορτώσεις, απορρίψεις, τυχαίες συλλήψεις, κ.λπ.) αναλύονται με λεπτομέρεια και παραδείγματα στο Κεφάλαιο 3.

Ο ορισμός του **αποθέματος** είναι ιδιαίτερα σημαντικός για την αλιευτική επιστήμη, γιατί το απόθεμα αποτελεί τη βασική μονάδα διαχείρισης. Υπάρχουν διάφοροι ορισμοί του αποθέματος. Για παράδειγμα, ο Cushing (1968) ορίζει ως απόθεμα εκείνη την υποομάδα ενός είδους που έχει συγκεκριμένο τόπο αναπαραγωγής, στον οποίο επιστρέφουν τα ενήλικα άτομα κάθε χρόνο. Ο Gulland (1983) θεωρεί ότι το απόθεμα είναι μια υποομάδα ενός είδους, αν οι πιθανές διαφορές μέσα στην υποομάδα και οι ανταλλαγές με άλλες υποομάδες μπορούν να αγνοηθούν χωρίς αυτό να έχει επιπτώσεις στη διαχείρισή του. Ο Larkin (1972) ορίζει ως απόθεμα εκείνον τον πληθυσμό ενός είδους που χαρακτηρίζεται από κοινό γονιδιακό απόθεμα, αρκετά ξεχωριστό ώστε να εξασφαλίζει ένα αυτοσυντηρούμενο σύστημα, το οποίο μπορεί να αποτελέσει μια μονάδα διαχείρισης. Τέλος, οι Sparre et al. (1989) τονίζουν ότι το απόθεμα ενός είδους πρέπει να έχει τον ίδιο ρυθμό αύξησης και θνησιμότητας μέσα στα όρια εξάπλωσής του. Δηλαδή, αν ένα απόθεμα εξαπλώνεται σε μια περιοχή που αποτελείται από δυο επιμέρους περιοχές Α και Β, τότε τα ψάρια στην περιοχή Α πρέπει να έχουν τον ίδιο ρυθμό αύξησης και θνησιμότητας με τα ψάρια στην περιοχή Β. Για να διαπιστωθεί αν ο πληθυσμός ενός είδους αποτελείται από ένα ή περισσότερα αποθέματα, πρέπει να μελετηθεί η περιοχή και η εποχή αναπαραγωγής, η αύξηση, η θνησιμότητα, η μορφολογία και τα γενετικά χαρακτηριστικά των ατόμων μέσα στα όρια της εξάπλωσής τους. Στην περίπτωση που ο πληθυσμός ενός είδους αποτελείται από περισσότερα του ενός αποθέματα, η μελέτη της δυναμικής πρέπει να γίνει για όλα τα αποθέματα του είδους χωριστά.

Ο όρος **αλιευόμενο απόθεμα** δηλώνει το βάρος όλων των ατόμων που έχουν μέγεθος μεγαλύτερο από ένα ελάχιστο μέγεθος, το οποίο θεωρείται αλιευτικά εκμεταλλεύσιμο. Το απόθεμα αυτό μειώνεται εξαιτίας των φυσικών θανάτων και, εφόσον αποτελεί αντικείμενο αλιείας, εξαιτίας των θανάτων που προκαλούνται από την αλιεία. Το αλιευόμενο απόθεμα ανανεώνεται με την είσοδο νεαρών ατόμων (νεοσυλλογή ή στρατολόγηση) και τη σωματική αύξηση των νεαρών ατόμων. Όταν ένα απόθεμα αλιεύεται για πρώτη φορά, η ισορροπία μετατοπίζεται προς την κατεύθυνση της μεγαλύτερης απομάκρυνσης ατόμων, γεγονός που μπορεί περιστασιακά να οδηγήσει το απόθεμα στην κατάσταση της οικονομικής εξαφάνισης, δηλαδή σε τόσο χαμηλή αφθονία, ώστε δεν υπάρχει κίνητρο για την αλιεία του. Πιο συχνά, όμως, η αλιεία οδηγεί σε μια καινούργια κατάσταση ισορροπίας, γιατί η μείωση της αφθονίας ενός αποθέματος οδηγεί είτε σε μείωση της φυσικής θνησιμότητας, είτε σε αύξηση του ρυθμού αύξησης, είτε σε αύξηση του ρυθμού νεοσυλλογής.

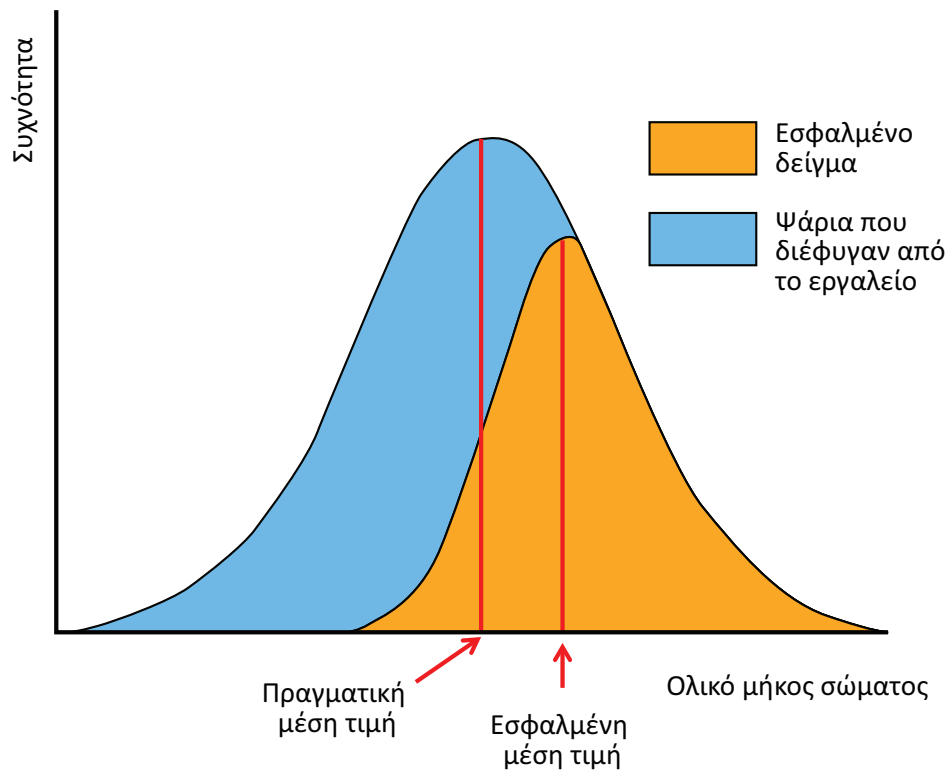
Ως **γενεά** (κοόρτη) ορίζονται όλα τα άτομα μιας ομάδας ψαριών που έχουν την ίδια ηλικία, έχουν δηλαδή γεννηθεί την ίδια χρονιά, προέρχονται από την ίδια περίοδο αναπαραγωγής και ανήκουν στο ίδιο απόθεμα (Sparre et al. 1989). Όπως πολλοί ορισμοί μπορεί να διαφοροποιείται κατά την πρακτική εφαρμογή του. Τα άτομα τα οποία ανήκουν σε μια γενεά δεν έχουν όλα το ίδιο μήκος γιατί: (α) η περίοδος αναπαραγωγής έχει μια χρονική διάρκεια και μπορεί να είναι πολύ εκτεταμένη μέσα στο έτος, (β) στην πράξη δεν

μελετώνται τα άτομα που έχουν γεννηθεί την ίδια στιγμή, με αποτέλεσμα τα άτομα που γεννήθηκαν πρώτα να έχουν λίγο μεγαλύτερο μήκος από αυτά που γεννήθηκαν αργότερα και (γ) όλα τα άτομα δεν έχουν τον ίδιο ρυθμό αύξησης, γεγονός που έχει ως αποτέλεσμα τα άτομα που γεννήθηκαν την ίδια ακριβώς χρονική στιγμή να έχουν διαφορετικό μήκος μετά από ένα χρονικό διάστημα. Συνήθως η κατά μήκος σύνθεση των ατόμων μιας γενεάς, δηλαδή ο αριθμός ατόμων ανά κλάση μήκους (π.χ. ανά 1 cm), ακολουθεί κανονική κατανομή (Εικόνα 1.9).



Εικόνα 1.9. Η κανονική κατανομή.

Όλα τα γνωστά μοντέλα που χρησιμοποιούνται για τη μελέτη της δυναμικής των ιχθυοποθεμάτων στηρίζονται στην προϋπόθεση ότι τα στοιχεία που χρησιμοποιούνται προέρχονται από **τυχαία δείγματα**, αντιπροσωπευτικά του αποθέματος. Ένα δείγμα ψαριών είναι τυχαίο και αντιπροσωπευτικό ολόκληρου του αποθέματος όταν κάθε άτομο του αποθέματος έχει την ίδια πιθανότητα να πιαστεί με αυτή που έχουν όλα τα υπόλοιπα άτομα (Spragg et al. 1989). Στην πράξη είναι πολύ δύσκολο, αν όχι αδύνατο, να πιαστούν τυχαία και αντιπροσωπευτικά δείγματα ενός αποθέματος. Για παράδειγμα, αν τα νεαρά άτομα ενός αποθέματος συγκεντρώνονται σε περιοχές διαφορετικές από αυτές των ενήλικων ατόμων και τα δείγματα πάνω στα οποία στηρίζεται η μελέτη της δυναμικής του είδους συλλέγονται από την περιοχή εξάπλωσης των ενήλικων ατόμων, τότε τα νεαρά άτομα δεν αντιπροσωπεύονται επαρκώς στο δείγμα. Το ίδιο πρόβλημα προκύπτει συχνά εξαιτίας της επιλεκτικότητας των αλιευτικών εργαλείων, αφού συνήθως τα μικρά σε μέγεθος άτομα ξεφεύγουν από τα μάτια του διχτυού, σε αντίθεση με τα μεγαλύτερα άτομα που πιάνονται σχεδόν όλα (Εικόνα 1.10). Ένα άλλο χαρακτηριστικό που δημιουργεί ιδιαίτερα σοβαρό πρόβλημα στη μελέτη της δυναμικής των ιχθυοπληθυσμών είναι η μετανάστευση. Όλοι οι θαλάσσιοι οργανισμοί εκτελούν κάποια μορφή μετακίνησης στο χώρο. Στην περίπτωση αυτή η λήψη ενός τυχαίου αντιπροσωπευτικού δείγματος εξασφαλίζεται μόνο στην περίπτωση που η έκταση της δειγματοληπτικής περιοχής είναι τόσο μεγάλη, ώστε να περιλαμβάνει όλα τα πεδία εξάπλωσης του αποθέματος.



Εικόνα 1.10. Εσφαλμένη μέση τιμή ολικού μήκους σώματος σε ένα δείγμα που έχει προκληθεί από την επιλεκτικότητα του αλιευτικού εργαλείου.

Προτεινόμενη βιβλιογραφία κεφαλαίου

Ιστορικά στοιχεία για την παγκόσμια αλιεία και τους επιστήμονες που την ανέδειξαν αναφέρονται συνοπτικά σε αρκετά συγγράμματα, αλλά τα βιβλία με θέμα την ιστορία της αλιείας και της αλιευτικής επιστήμης σπανίζουν (Sahrage & Lundbeck 1992). Ο δεύτερος τόμος του δίτομου βιβλίου των Hart & Reynolds (2004) περιέχει ένα κεφάλαιο για την ιστορία της αλιείας και της αλιευτικής επιστήμης. Το βιβλίο της FishBase περιέχει τις βασικές πληροφορίες για την αλιευτική βιολογία και τις αρχικές βιβλιογραφικές αναφορές για κάθε πληθυσμιακό χαρακτηριστικό που μελετάται σήμερα. Τέλος, η εργασία του Paraconstantinou (2013) αναφέρει όλους τους Έλληνες επιστήμονες που έχουν διαχρονικά ασχοληθεί με τα αντικείμενα της ιχθυολογίας και της αλιευτικής βιολογίας.

Ασκήσεις

1. Βρείτε μέσα από το *Google Scholar* μια ερευνητική δημοσίευση ενός από τους ιδρυτές της αλιευτικής επιστήμης της Εικόνας 1.6. Δώστε μια σύνοψη της εργασίας αυτής σε 500 λέξεις. Βρείτε το αποτύπωμα της εργασίας αυτής, δηλαδή πόσες αναφορές έχει πάρει η εργασία μέχρι σήμερα στο *Google Scholar*. Εντοπίστε μία εργασία της δεκαετίας 1990, μία της δεκαετίας 2000 και μια της δεκαετίας 2010 που αναφέρει την παραπάνω εργασία. Για κάθε μια από αυτές περιγράψτε σε 200 λέξεις τον ρόλο και την επίδραση της εργασίας του ιδρυτή της αλιευτικής επιστήμης στις σύγχρονες εργασίες.

2. Αλιευτικά εργαλεία και επιλεκτικότητα

Σύνοψη

Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζονται οι κατηγορίες αλιευτικών εργαλείων (απλά και μανωμένα δίχτυα, παραγάδι, παγίδες, τράτα βυθού, γρι-γρι και θιντζότρατα) μαζί με τα τεχνικά χαρακτηριστικά, την περιγραφή του τρόπου αλιείας και τα κυριότερα αλιεύματά τους. Αναφέρεται η επιλεκτικότητα και ο τρόπος υπολογισμού της, καθώς και η αποτελεσματικότητα για κάθε εργαλείο.

Εισαγωγή

Αλιευτικό εργαλείο (fishing gear) είναι το όργανο με το οποίο συλλαμβάνονται οι υδρόβιοι οργανισμοί, ενώ αλιευτική μέθοδος είναι ο τρόπος με τον οποίο χρησιμοποιείται ένα αλιευτικό εργαλείο, καθώς το ίδιο εργαλείο μπορεί να χρησιμοποιηθεί με διαφορετικούς τρόπους (FAO 1990). Ο όρος αλιευτικό εργαλείο περιλαμβάνει και τη συλλογή οργανισμών χωρίς τη χρήση κάποιου οργάνου (εργαλείου). Η σημερινή ταξινόμηση των αλιευτικών εργαλείων βασίζεται περισσότερο στον τρόπο σύλληψης ενός οργανισμού, παρά στην κατασκευή του εργαλείου (Fridman 1986).

Ιστορικά έχουν χρησιμοποιηθεί πολλές μέθοδοι και τεχνικές αλιείας. Αρχικά, δεν υπήρχαν αλιευτικά εργαλεία και χρησιμοποιούνταν τα χέρια, ενώ σιγά-σιγά άρχισαν να κατασκευάζονται απλά εργαλεία για να βελτιωθεί η αποδοτικότητα της αλιείας και να αυξηθεί η αλιευόμενη ποσότητα. Η αρχαιοελληνική λέξη για το αλιευτικό εργαλείο (μάλλον για το δίχτυ) είναι σαγήνη, που προέρχεται από το ρήμα σαγηνέω (σε ελεύθερη απόδοση σήμαινε «περικλύω στα δίχτυα μου και τραβώ προς το μέρος μου»). Σήμερα υπάρχουν εξειδικευμένες και σύνθετες αλιευτικές κατασκευές, ικανές να συλλάβουν οργανισμούς με πολλούς τρόπους (Gabriel et al. 2005). Στις παρακάτω ενότητες παρουσιάζονται οι κυριότερες ομάδες εργαλείων, η επιλεκτικότητά τους και η αποτελεσματικότητά τους.

2.1. Συλλογή χωρίς αλιευτικό εργαλείο

Η συλλογή χωρίς αλιευτικό εργαλείο αποτελεί ίσως την παλαιότερη μέθοδο σύλληψης θαλάσσιων οργανισμών και περιλαμβάνει τη συλλογή οργανισμών από την ακτή ή από τη θάλασσα χωρίς τη χρήση αλιευτικού εργαλείου ή σκάφους. Βέβαια, ορισμένα εργαλεία, όπως φτυάρια, μπαστούνια, ξυστήρια, σκαλιστήρια, μαχαίρια, τσάπες και διάφορες εμπειρικές ιδιοκατασκευές χρησιμοποιούνται βοηθητικά για την αφαίρεση προσκολλημένων οργανισμών ή την εκσκαφή άλλων χωρίς να συγκαταλέγονται στα αλιευτικά εργαλεία (Gabriel et al. 2005). Οι οργανισμοί που συλλέγονται μπορεί να είναι ψάρια, καρκινοειδή, δίθυρα, σκουλήκια, αλλά και κοράλλια και θαλάσσια φυτά. Αν και ξεκίνησε ως μέθοδος συλλογής τροφής, σήμερα πραγματοποιείται κυρίως για ψυχαγωγικούς ή για αισθητικούς σκοπούς (π.χ. συλλογή κοραλλιών για ενυδρείο ή για διακόσμηση). Ωστόσο, η συλλογή σκουληκιών που πωλούνται ως δολώματα με το χέρι από την ακτή παραμένει επικερδής εμπορική δραστηριότητα.

Η συλλογή με το χέρι είναι η αρχαιότερη και απλούστερη αλιευτική μέθοδος. Περιορίζεται από το βάθος που μπορεί να φτάσει ο άνθρωπος χωρίς τη βοήθεια συσκευών καθώς και από την κινητικότητα των οργανισμών-στόχων. Οι μεγαλύτερες ποσότητες που συλλέγονται αποτελούνται από οργανισμούς με περιορισμένη δυνατότητα μετακίνησης ή που μετακινούνται αργά. Έτσι, με το χέρι συλλέγονται κυρίως εχινόδερμα, δίθυρα, σαλιγκάρια, σκουλήκια και μικρά καρκινοειδή. Η δραστηριότητα δεν περιορίζεται στη θάλασσα, αφού με τα χέρια συλλέγονται σχετικά εύκολα και βάτραχοι, χελώνες, μικροί κροκόδειλοι και αλιγάτορες (Κεφάλαιο 3). Τα ψάρια πιάνονται δυσκολότερα ακόμη και αν είναι παγιδευμένα σε μικρές νερολακούβες. Τα φυτά συλλέγονται πολύ εύκολα όταν ξεβράζονται στην ακτή ξεριζωμένα από κύματα ή ανέμους. Η συλλογή με το χέρι είναι πολύ διαδεδομένη σε περιοχές με μεγάλο εύρος υψηλής και χαμηλής παλιρροιακής στάθμης. Στις αμμώδεις περιοχές συλλέγονται κυρίως καβούρια, ενώ στις βραχώδεις συλλέγονται δίθυρα, σαλιγκάρια και θαλάσσια φυτά. Η συλλογή με το χέρι θεωρείται αλιευτική δραστηριότητα μικρής κλίμακας, μπορεί όμως να πάρει μεγάλες διαστάσεις, όταν συλλέγονται οργανισμοί υψηλής αξίας όπως μαργαριτάρια και κοράλλια (Dorr 1923). Τα σκουλήκια που χρησιμοποιούνται ως δολώματα, όπως ο πολύχαιτος φαράω *Alitta virens* έχουν επίσης πολύ μεγάλη αξία πώλησης.

Αρκετοί θαλάσσιοι οργανισμοί (ψάρια, κεφαλόποδα, θαλάσσια θηλαστικά και ερπετά) εξοκείλουν ακούσια στις ακτές είτε επειδή έχουν χάσει τον προσανατολισμό τους, είτε εξαιτίας απειλής από θηρευτές ή

ψαράδες, είτε για να αναπαραχθούν, είτε για άγνωστες αιτίες. Η θήρευσή τους από θαλασσοπούλια και η συλλογή τους από ανθρώπους είναι συνήθης. Η φρίσσα *Sardinella aurita* είναι ευαίσθητη σε δυνατά ηχητικά σήματα και έχει την ικανότητα να πετάγεται ψηλά έξω από το νερό. Έτσι, σε περίπτωση που απειληθεί από θηρευτές (κύριοι θηρευτές της φρίσσας είναι τα δελφίνια, το μαγιάτικο *Seriola dumerili* και ο τόννος *Thunnus thynnus*) ή αναστατωθεί από δυνατό ήχο, μπορεί να προσγειωθεί (εξοκείλει) στην ακτή (Tsikliras et al. 2004). Μεταξύ των ψαριών που εξοκείλουν ή κολυμπούν στην ακτή περιλαμβάνεται ο καπελάνος *Mallotus villosus*, ο ατλαντικός γάδος *Gadus morhua*, το κεντρόνι *Squalus acanthias*, το φεγγαρόψαρο *Mola mola*, ο πρασινοπολάκιος *Pollachius virens* και είδη κοκκινόψαρων (*Sebastes* spp.). Το θράψαλο *Illex illecebrosus* έχει επίσης παρατηρηθεί σε τεράστιες ποσότητες στην ακτή. Πολλές χελώνες, δελφίνια και φάλαινες ωθούνται προς την ακτή για να διευκολυνθεί η σύλληψή τους.

2.2. Συλλογή με αλιευτικό εργαλείο

2.2.1. Ομαδοποίηση και διαχωρισμός αλιευτικών εργαλείων

Με βάση τη συμπεριφορά του οργανισμού στόχου σε σχέση με το εργαλείο τα αλιευτικά εργαλεία χωρίζονται σε **ενεργητικά** (active) και **παθητικά** (passive) (FAO 1990). Στα παθητικά εργαλεία η σύλληψη των οργανισμών βασίζεται στην κίνηση των οργανισμών προς το εργαλείο (π.χ. παγίδες), ενώ στα ενεργητικά εργαλεία η σύλληψη βασίζεται στην κίνηση του εργαλείου προς τους οργανισμούς (π.χ. τράτες βυθού). Τα παθητικά εργαλεία χρησιμοποιούνται από την αρχαιότητα και είναι καταλληλότερα για αλιεία μικρής κλίμακας. Μερικά παθητικά αλιευτικά εργαλεία αποκαλούνται και **σταθερά** ή **στατικά** (stationary). Πρόκειται για τα εργαλεία που σταθεροποιούνται με κάποιο τρόπο στο βυθό. Ωστόσο μερικά κινούμενα εργαλεία, όπως τα παρασυρόμενα αφρόδихτα κατηγοριοποιούνται ως παθητικά, καθώς οι συλλήψεις τους οφείλονται στην κίνηση των οργανισμών προς αυτά (FAO 1990).

Υπάρχουν πολλοί τύποι αλιευτικών εργαλείων που εμφανίζουν πάρα πολλές παραλλαγές ανάλογα με τον οργανισμό-στόχο και την περιοχή αλιείας. Κατά καιρούς έχουν γίνει διάφορες απόπειρες ταξινόμησης των αλιευτικών εργαλείων με κριτήριο την αρχή λειτουργίας τους και τη δομή τους (von Brandt 1984, Gabriel et al. 2005). Σύμφωνα με τη Διεθνή Πρότυπη Στατιστική Ταξινόμηση (International Standard Statistical Classification) που έχει υιοθετηθεί από τον διεθνή Οργανισμό Τροφίμων και Γεωργίας (Food and Agricultural Organization, FAO) τα αλιευτικά εργαλεία ομαδοποιούνται σε 12 κατηγορίες που περιγράφονται συνοπτικά παρακάτω (Fridman 1986):

- Τα **κυκλικά** διχτυωτά εργαλεία (surrounding nets) περικυκλώνουν κοπάδια ψαριών τόσο πλευρικά, όσο και από κάτω. Σε αυτά περιλαμβάνονται τα εργαλεία με στίγκα όπως το **γρι-γρι** (purse seine), και χωρίς στίγκα, όπως η **λαμπάρα** (lampara nets).
- Οι **γρίποι** (seine nets) χρησιμοποιούν δίχτυα και σχοινιά για να περικλείσουν μια υδάτινη περιοχή και στη συνέχεια έλκονται από τη στεριά ή από το σκάφος. Στην κατηγορία αυτή ανήκει η **πεζότρατα** (beach seine), που έλκεται από την ακτή και η **βιντζότρατα** ή τράτα (boat seine) που έλκεται από το σκάφος.
- Τα **συρόμενα** διχτυωτά εργαλεία (trawl nets) είναι εύκαμπτα και σύρονται πίσω από σκάφος. Χωρίζονται σε αυτά που σύρονται πάνω στο βυθό, όπως η **τράτα βυθού** (bottom trawl), και αυτά που σύρονται στα μεσόνερα, όπως η **μεσοπελαγική τράτα** (midwater trawl).
- Οι **δράγκες** (dredges) επίσης σύρονται πάνω στο βυθό, αλλά είναι άκαμπτες και χρησιμοποιούνται κυρίως για τη συλλογή δίθυρων και καρκινοειδών.
- Τα **δίχτυα που ανασηκώνονται** (lift nets) βυθίζονται σε οριζόντια θέση (παράλληλα προς την επιφάνεια και το βυθό) και ανασηκώνονται φιλτράροντας το νερό και συλλέγοντας τα ψάρια που βρίσκονται από πάνω τους. Τοποθετούνται από σκάφος ή από την ακτή.
- Τα **δίχτυα που ρίπτονται** (falling gear) σκεπάζουν μια περιοχή, φιλτράρουν το νερό και μαζεύουν τα ψάρια. Ρίχνονται κυρίως σε ρηχές θαλάσσιες περιοχές και λίμνες.
- Τα **βραγχιδόδικτυα** (entangling nets) είναι τα κοινά δίχτυα και αποτελούνται από ένα ή περισσότερα φύλλα διχτυώματος και συλλέγουν οργανισμούς που περιπλέκονται σε αυτά ή πιάνονται στα βράγχια ή σε σωματικές προεξοχές. Περιλαμβάνουν τα **απλάδια** (gillnets), τα **μανωμένα** (trammel nets) και τα **παρασυρόμενα αφρόδихτα** (driftnets) που χρησιμοποιούνται ευρέως σε όλες τις θάλασσες.
- Οι **παγίδες** (traps) είναι στατικά εργαλεία που χρησιμοποιούν δόλωμα για να προσελκύσουν τον οργανισμό στόχο ο οποίος διευκολύνεται να εισέλθει αλλά δυσκολεύεται να αποδράσει από το

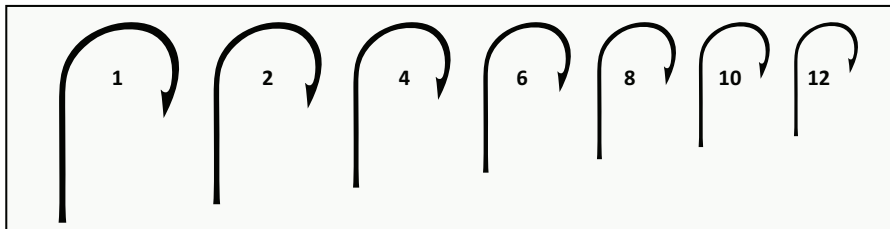
εργαλείο. Υπάρχουν πολλοί τύποι παγίδων με πιο χαρακτηριστικές τους **βολκούς** (fykenets) και τα **κιούπια** (pots).

- Τα **αγκιστρωτά** εργαλεία (hooks & lines) χρησιμοποιούν δόλωμα για να δελεάσουν τον οργανισμό στόχο που πιάνεται από το αγκίστρι μόλις καταπιεί το δόλωμα. Στην κατηγορία αυτή ανήκουν τα **παραγάδια** (longlines), η **συρτή** (trolling line) και η **καθετή** (jigline).
- Τα εργαλεία που αρπάζουν και τραυματίζουν (grappling & wounding gear) περιλαμβάνουν τα **καμάκια** φαλαινοθηρικών (harpoon), τα **ψαροτούφεκα** και τα **καμάκια** (spear fishing) και τις **τσουγκράνες** (rake).
- Οι **μηχανές συγκομιδής** (harvesting machines) αφαιρούν με μηχανικό τρόπο τους οργανισμούς από το νερό και περιλαμβάνουν **αντλίες** (pumps) και **βυθοκόρους** (suction dredge).
- Τέλος, στα λοιπά εργαλεία σύλληψης (all other fish capture gear) περιλαμβάνονται τα **θυννεία** (drive-in nets), η σύλληψη με χρήση **τοξικών** (stupefying materials) και **εκρηκτικών** (explosives) ουσιών, η **ηλεκτραλιεία** (electrofishing) και η σύλληψη με το χέρι.

Η κατηγοριοποίηση που χρησιμοποιείται στον ευρωπαϊκό κανονισμό αλιείας (ΕΚ 1967/2006) διαφέρει κυρίως ως προς τον ορισμό των συρόμενων εργαλείων, στα οποία συμπεριλαμβάνονται και οι γρίποι και οι τράτες. Τα συρόμενα εργαλεία περιλαμβάνουν τα αλιευτικά εργαλεία πλην των συρτών αγκιστρωτών και είτε σύρονται με την ισχύ του κινητήρα του αλιευτικού σκάφους, είτε ρυμουλκούνται με βαρούλκα (βίντζια) του αλιευτικού σκάφους, που είναι αγκυροβολημένο ή κινείται αργά. Στην κατηγορία αυτή συμπεριλαμβάνονται τα συρόμενα δίχτυα (δίχτυα τράτας, γρίποι συρόμενοι από σκάφος και πεζότραπεζες) και οι δράγες. Η διαφορά είναι ότι οι τράτες βυθού σύρονται ενώ το σκάφος κινείται (δηλαδή με την ισχύ του κινητήρα του σκάφους), σε αντίθεση με τις πεζότραπεζες που έλκονται με βαρούλκα ενώ το σκάφος παραμένει σταθερό. Στις ενότητες που ακολουθούν παρουσιάζονται τα κυριότερα αλιευτικά εργαλεία ανά κατηγορία.

2.2.2. Αγκιστρωτά εργαλεία

Η αλιεία με αγκιστρωτά εργαλεία (Εικόνα 2.1) βασίζεται στην ανάγκη των οργανισμών για τροφή και είναι από τις παλιότερες αλιευτικές μεθόδους, αφού χρησιμοποιείται από την αρχαιότητα με αγκίστρια κατασκευασμένα από κόκκαλα ζώων. Οι οργανισμοί προσελκύονται από φυσικά ή τεχνητά δολώματα και πιάνονται στα αγκίστρια που είναι προσαρμοσμένα σε νήμα (πετονιά). Στις ελληνικές θάλασσες τα αγκιστρωτά εργαλεία περιλαμβάνουν τα παραγάδια, τη συρτή, την καθετή και τις παραλλαγές τους. Ωστόσο, η ποικιλομορφία των αγκιστρωτών εργαλείων είναι τεράστια σε παγκόσμιο επίπεδο (Gabriel et al. 2005).



Εικόνα 2.1. Αγκίστρια διαφορετικών μεγεθών και η αντιστρόφως ανάλογη σχέση του μεγέθους με τον αριθμό του αγκιστρίου.

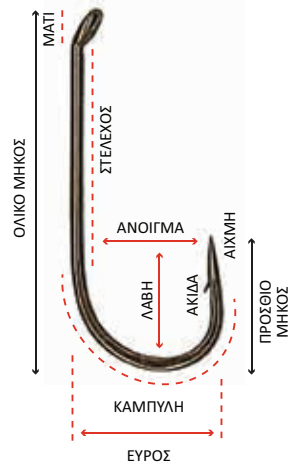
Το μέγεθος, το σχήμα και το πρότυπο του **αγκιστρίου** (hook) είναι αυτά που παίζουν καθοριστικό ρόλο στην επιλεκτικότητά τους (Ward 2008). Σημαντικότερες μετρήσεις (Εικόνα 2.2) θεωρούνται αυτές του μήκους (το συνολικό μήκος του στελέχους του αγκιστρίου από την αιχμή του αγκιστρίου, η οποία χρησιμεύει για την πρόσδεση της πετονιάς και έχει συνήθως σχήμα οφθαλμού, μέχρι την κορυφή της καμπύλης), του εύρους (η μέγιστη οριζόντια απόσταση από το εξωτερικό τμήμα του στελέχους έως το εξωτερικό τμήμα του δοντιού του αγκιστρίου), του ανοίγματος (η απόσταση ανάμεσα στο στέλεχος και την αιχμή) που σχετίζεται με το άνοιγμα στόματος των ψαριών και της λαβής (η μέγιστη απόσταση από την καμπύλη μέχρι την ευθεία του ανοίγματος), καθώς επίσης και η μέτρηση του απόλυτου μεγέθους που είναι το γινόμενο του ολικού μήκους και του εύρους (Grixiti et al. 2007).

Χαρακτηριστικά και μεγέθη αγκιστριών

Τα αγκίστρια είναι καμπύλα και αιχμηρά μεταλλικά αλιευτικά εργαλεία, συνήθως με δόντι, σε σχήμα γάντζου ή καμπυλωτής βελόνας. Ποικίλλουν ως προς το σχήμα (σχήματος G ή κυκλικά, σχήματος J), το πρότυπο

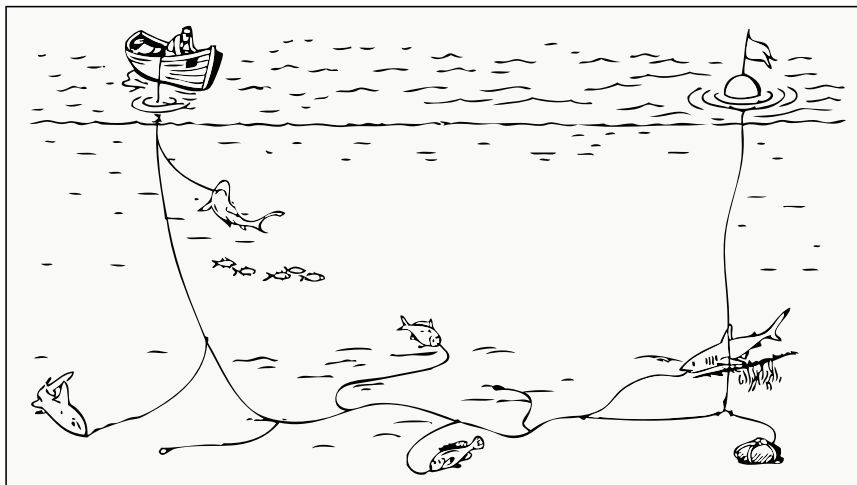
(ίσιο, στρεβλό) και το υλικό κατασκευής (σίδηρος, ασάλι), το μέγεθος (πάχος μετάλλου, μήκος στελέχους), την αντοχή και τα επιμέρους χαρακτηριστικά τους (σχήμα αιχμής και ματιού, χρώμα). Η αιχμή του αγκιστριού μπορεί να είναι είτε ευθεία, είτε αντεστραμμένη και καμπύλη, η δε διατομή του μπορεί να είναι είτε στρογγυλή (κανονικό αγκίστρι), είτε πεπλατυσμένη (σφυρηλατημένο αγκίστρι).

Δεν υπάρχει ενιαίο σύστημα μέτρησης του μεγέθους των αγκιστριών. Στις περισσότερες εταιρείες κατασκευής (π.χ. MUSTAD) τα αγκίστρια χωρίζονται σε μικρά και μεγάλα και το πραγματικό τους μέγεθος κυμαίνεται από 0,5 cm για την αλιεία μικρών ψαριών έως >10 cm για την αλιεία καρχαριών. Στα μικρά αγκίστρια τα εμπορικά μεγέθη που αναφέρονται στη βιβλιογραφία κυμαίνονται από 22 (το μικρότερο) έως 1 (το μεγαλύτερο). Στα μεγάλα αγκίστρια τα μεγέθη κυμαίνονται από 1/0 (το μικρότερο) έως 22/0 (το μεγαλύτερο). Το παραπάνω σύστημα μέτρησης δεν ανταποκρίνεται στις πραγματικές διαστάσεις των αγκιστριών, με εξαίρεση τα Ιαπωνικά αγκίστρια για τόννο και μερικά κυκλικά. Συνήθως στα αγκίστρια μετρούνται πέντε διαστάσεις (όλες σε mm): ολικό μήκος, πρόσθιο μήκος ή μήκος δοντιού, εύρος, άνοιγμα και λαβή (Εικόνα 2.2).



Εικόνα 2.2. Αγκίστρι με τις σημαντικότερες μετρήσεις.

Το πιο σημαντικό αγκιστρωτό εργαλείο είναι το **παραγάδι** (longline). Κάθε παραγάδι αποτελείται από ένα κύριο νήμα (πετονιά) μεγάλου μήκους (από 100 έως 10.000 m), τη μάνα. Στις διακλαδώσεις της μάνας, οι οποίες έχουν μεταβλητό μήκος και απόσταση μεταξύ τους ανάλογα με το είδος που στοχεύουν, προσδένονται σε ίσα διαστήματα επιμέρους νήματα, μικρότερα σε μήκος και λεπτότερα σε πάχος, τα παράμαλλα (Εικόνα 2.3). Στην άκρη κάθε παράμαλλου δένεται ένα μεταλλικό αγκίστρι. Το μέγεθος και το σχήμα του αγκιστριού ποικίλουν ανάλογα με τον οργανισμό-στόχο και το μέγεθός του (Gabriel et al. 2005).



Εικόνα 2.3. Παραγάδι βυθού (πατοπαραγάδο).

Ανάλογα με τη διάταξη ως προς το επίπεδο της επιφάνειας του νερού ή του βυθού τα παραγάδια χωρίζονται σε οριζόντια (η μάνα τοποθετείται παράλληλα προς την επιφάνεια του νερού και του βυθού) και κάθετα (η μάνα τοποθετείται κάθετα ή σε γωνία προς το βυθό), ενώ ως προς το βάθος αλιείας σε αφρού (επιφανειακά ή αφροπαραγάδα), μεσοπελαγικά και βυθού (πατωτά ή πατοπαραγάδα). Οι κύριοι τύποι παραγαδιών και τα αντίστοιχα αλιεύματα-στόχοι παρουσιάζονται στον Πίνακα 2.1.

Πίνακας 2.1. Περιγραφή, είδη στόχοι και επιλεκτικότητα των κυριότερων αλιευτικών εργαλείων.

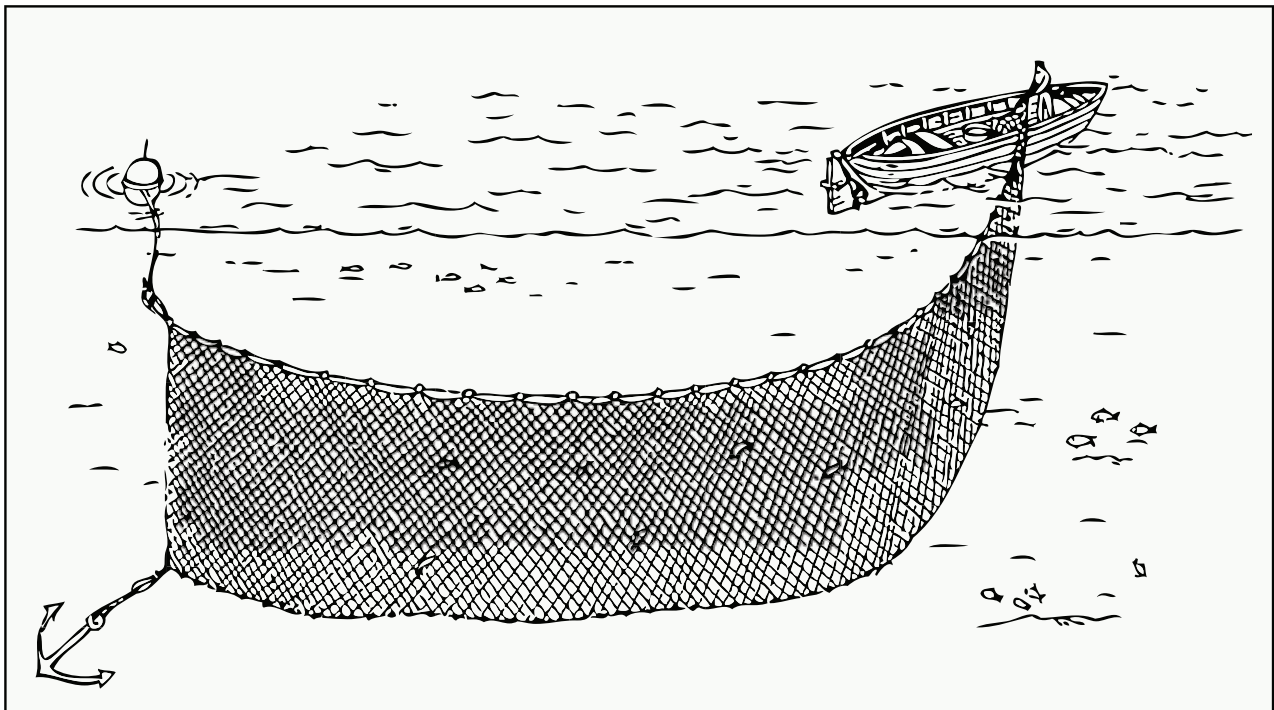
Είδος εργαλείου	Περιγραφή	Είδη στόχοι	Παρατηρήσεις
Αφροπαράγαδα (surface longlines)	Αλιεύουν κοντά στην επιφάνεια του νερού. Διακρίνονται σε σταθερά παραγάδια (set longlines) και σε παρασυρόμενα παραγάδια (drifting longlines)	Μεγάλα πελαγικά ψάρια: ξιφίας <i>Xiphias gladius</i> ερυθρός τόννος <i>Thunnus thynnus</i> και άλλα τονοειδή (<i>Thunnus</i> spp., <i>Euthynnus</i> spp.).	Επιλεκτικό εργαλείο. Ελάχιστο ποσοστό ανεπιθύμητων αλιευμάτων
Πατοπαράγαδα (bottom longlines)	Αλιεύουν πάνω ή κοντά στο βυθό της θάλασσας και είναι τα πλέον διαδεδομένα παραγάδια στις ελληνικές θάλασσες. Διακρίνονται ανάλογα με το πάχος της πετονιάς και το μέγεθος του αγκιστριού, που καθορίζουν και τον οργανισμό-στόχο και το μέγεθός του, σε: ψιλά (λεπτό νήμα, μικρά αγκίστρια) μεσαία ή μέτζα (ενδιάμεσο νήμα, μεσαία αγκίστρια) χοντρά (παχύτερο νήμα, μεγαλύτερα αγκίστρια).	Τα ψιλά στοχεύουν σε ψάρια μικρού σχετικά μεγέθους: λυθρίνι <i>Pagellus erythrinus</i> μελανούρι <i>Oblada melanura</i> μουρμούρα <i>Lithognathus mormyrus</i> Τα μεσαία στοχεύουν σε ψάρια μεσαίου μεγέθους: σαργός <i>Diplodus sargus</i> σκαθάρι <i>Spondyliosoma cantharus</i> τσιπούρα <i>Sparus aurata</i> φαγγρί <i>Pagrus pagrus</i> συναγρίδα <i>Dentex dentex</i> Τα χοντρά στοχεύουν σε μεγαλόσωμα παραβενθικά είδη: μπακαλιάρος <i>Merluccius merluccius</i> βλάχος <i>Polyprion americanus</i> ροφός <i>Epinephelus marginatus</i> μαγιατίτικο <i>Seriola dumerili</i>	Επιλεκτικό εργαλείο. Ελάχιστο ποσοστό ανεπιθύμητων αλιευμάτων.
Μανωμένα δίχτυα (trammel nets)	Οι διαστάσεις των τεχνικών χαρακτηριστικών τους (μέγεθος ματιού, μήκος και ύψος εργαλείου) και η αρματωσιά ποικίλουν ανάλογα με το είδος και το μέγεθος του οργανισμού-στόχου, καθώς και τις συνθήκες αλιείας.	σουπιά <i>Sepia officinalis</i> γαρίδα <i>Melicertus kerathurus</i> αστακός <i>Palinurus elephas</i> συναγρίδα <i>Dentex dentex</i> μπαρμπούνη <i>Mullus surmuletus</i> κουτσομούρα <i>Mullus barbatus</i> γλώσσα <i>Solea solea</i> λυθρίνι <i>Pagellus erythrinus</i> σαργός <i>Diplodus sargus</i> φαγγρί <i>Pagrus pagrus</i> τσιπούρα <i>Sparus aurata</i>	Λιγότερο επιλεκτικό εργαλείο σε σχέση με τα απλά δίχτυα. Μικρό ποσοστό ανεπιθύμητων αλιευμάτων.
Απλά δίχτυα ή απλάδια (gillnets)	Αλιεύουν στην επιφάνεια (surface gillnets) ή στο βυθό (bottom gillnets) της θάλασσας, αλλά και σε ενδιάμεσα βάθη (midwater gillnets). Οι διαστάσεις των τεχνικών χαρακτηριστικών τους (μέγεθος ματιού, μήκος και ύψος εργαλείου) και η αρματωσιά ποικίλουν ανάλογα με το είδος και το μέγεθος του οργανισμού-στόχου, καθώς και τις συνθήκες αλιείας.	γώπα <i>Boops boops</i> συναγρίδα <i>Dentex dentex</i> σαργός <i>Diplodus sargus</i> ροφός <i>Epinephelus marginatus</i> μουρμούρα <i>Lithognathus mormyrus</i> μπακαλιάρος <i>Merluccius merluccius</i> πεσκαντρίτσες <i>Lophius</i> spp. κουτσομούρα <i>Mullus barbatus</i> μπαρμπούνη <i>Mullus surmuletus</i> λυθρίνι <i>Pagellus erythrinus</i> φαγγρί <i>Pagrus pagrus</i> σκορπίνες <i>Scorpaena</i> spp. δράκαινες <i>Trachinus</i> spp. χριστόψαρο <i>Zeus faber</i> χταπόδι <i>Octopus vulgaris</i> σουπιά <i>Sepia officinalis</i> καραβίδα <i>Nephrops norvegicus</i> αστακός <i>Palinurus elephas</i>	Επιλεκτικό εργαλείο. Μικρό ποσοστό ανεπιθύμητων αλιευμάτων.

<p>Γρι-γρι νύχτας (purse-seine net)</p>	<p>Άνοιγμα ματιού 8-11 mm. Το επάνω μέρος είναι αρματωμένο σε σχοινί με πλωτήρες και το κάτω σε σχοινί που φέρει βάρη. Στο μεσαίο τμήμα βρίσκεται ο σάκος που έχει μικρότερο άνοιγμα ματιού. Στο σχοινί των μολυβιών δένονται σχοινιά μικρού μήκους που καταλήγουν σε χαλκάδες μέσα από τους οποίους περνά η στίγκα.</p>	<p>Ψάρια που σχηματίζουν κοπάδια: γαύρος <i>Engraulis encrasicolus</i> σαρδέλα <i>Sardina pilchardus</i> σαυρίδια <i>Trachurus spp.</i> γώπα <i>Boops boops</i> σκουμπρί <i>Scomber scombrus</i> κολιός <i>Scomber colias</i> φρίσσα <i>Sardinella aurita</i></p>	<p>Επιλεκτικό εργαλείο. Μικρό ποσοστό ανεπιθύμητων αλιευμάτων.</p>
<p>Γρι-γρι ημέρας (purse-seine net)</p>	<p>Έχει μεγαλύτερο άνοιγμα ματιού (18-22 mm) και ψαρεύει όπως και το γρι-γρι νύχτας, χωρίς φυσικά τη χρήση φωτός.</p>	<p>γοφάρι <i>Pomatomus saltatrix</i> παλαμίδα <i>Sarda sarda</i> μουρμούρα <i>Lithognathus mormyrus</i> σαυρίδια <i>Trachurus spp.</i> σκουμπρί <i>Scomber scombrus</i></p>	<p>Επιλεκτικό εργαλείο. Μικρό ποσοστό ανεπιθύμητων αλιευμάτων.</p>
<p>Πεζότρατα (beach seine)</p>	<p>Είναι ένα είδος γρίπου που έλκεται με μακριά σχοινιά (σχοινιά αλιείας) κάθετα από την ακτή. Καθώς η πεζότρατα έλκεται με αργό και σταθερό ρυθμό, τα σχοινιά συγκλίνουν και το άνοιγμα μειώνεται οδηγώντας τα ψάρια στον σάκο. Δεν χρησιμοποιούνται πόρτες.</p>	<p>μαρίδα <i>Spicara smaris</i> σαρδέλα <i>Sardina pilchardus</i> γώπα <i>Boops boops</i> κουτσομούρα <i>Mullus barbatus</i> καλαμάρι <i>Loligo vulgaris</i> λυθρίνι <i>Pagellus erythrinus</i></p>	<p>Μη επιλεκτικό εργαλείο. Μεγάλο ποσοστό παρεμπιπτόνων και ανεπιθύμητων αλιευμάτων.</p>
<p>Βιντζότρατα (boat seine)</p>	<p>Είναι η εξέλιξη της πεζότρατας με προσαρμογές για σύρση από σκάφος εφοδιασμένο με βίντζι. Αποτελείται από το σάκο, το κυρίως δίχτυ και τις μακριές πάντες. Ο σάκος έχει άνοιγμα ματιού 20-28 mm και μικρότερο στο πίσω μέρος του (16-20 mm, τεντωμένο). Τα βάρη και οι πλωτήρες αυξάνουν από μπροστά προς τα πίσω. Τα σχοινιά αλιείας είναι μακριά και παίζουν καθοριστικό ρόλο στην αποτελεσματικότητα του εργαλείου.</p>	<p>μαρίδα <i>Spicara smaris</i> σαρδέλα <i>Sardina pilchardus</i> γώπα <i>Boops boops</i> κουτσομούρα <i>Mullus barbatus</i> καλαμάρι <i>Loligo vulgaris</i> λυθρίνι <i>Pagellus erythrinus</i></p>	<p>Μη επιλεκτικό εργαλείο. Μεγάλο ποσοστό παρεμπιπτόνων και ανεπιθύμητων αλιευμάτων.</p>

Τράτα βυθού (bottom trawl)	Το στόμιο αποτελείται από το πάνω σχοινί (πλωτήρες) και το κάτω σχοινί (βαρίδια). Στις δυο πλευρές του στομίου (πάντες) δένονται τα σχοινιά που συνδέουν το δίχτυ με τις πόρτες. Οι πόρτες είναι μεταλλικές κατασκευές διαφόρων σχημάτων που διατηρούν το οριζόντιο άνοιγμα της τράτας και οδηγούν τους οργανισμούς στον σάκο και συνδέονται με το σκάφος με συρματόσχοινα.	μπακαλιάρος <i>Merluccius merluccius</i> κουτσομούρα <i>Mullus barbatus</i> μπαρμπούνη <i>Mullus surmuletus</i> γλώσσα <i>Solea solea</i> πεσκαντρίτσες <i>Lophius</i> spp. προσφυγάκι <i>Micromesistius poutasou</i> γαρίδα <i>Melicerthus kerathurus</i> καραβίδα <i>Nephrops norvegicus</i> αστακός <i>Palinurus elephas</i>	Το λιγότερο επιλεκτικό εργαλείο. Πολύ μεγάλο ποσοστό παρεπιπτόντων και ανεπιθύμητων αλιευμάτων που απορρίπτονται.
--------------------------------------	---	---	---

2.2.3. Δίχτυα

Δίχτυα (nets) ονομάζονται τα παθητικά αλιευτικά εργαλεία τα οποία αποτελούνται από διχτυωτό τμήμα (δίχτυνη κατασκευή από συνθετικά νήματα που σχηματίζουν πλέγματα). Το άνοιγμα των πλεγμάτων ή διαμέτρηση ή **μάτι** (mesh) του διχτυωτού τμήματος έχει ποικίλο σχήμα και μέγεθος. Εκτός από το διχτυωτό τμήμα, τα δίχτυα αποτελούνται και από την αρματωσιά, καθώς συνδέονται στο πάνω και κάτω τμήμα τους με σχοινιά (το πάνω σχοινί, το σχοινί πλωτήρων, ονομάζεται καλαμέτο, ενώ το κάτω σχοινί, το σχοινί μολυβιών, ονομάζεται γραντί). Τα σχοινιά φέρουν εξοπλισμό που βοηθά στην επίπλευση και σταθεροποίηση του εργαλείου. Τα τεχνικά τους χαρακτηριστικά ποικίλουν ανάλογα με τον οργανισμό-στόχο, τον τρόπο χρήσης τους και τη μορφολογία του βυθού (von Brandt 1984, Gabriel et al. 2005).



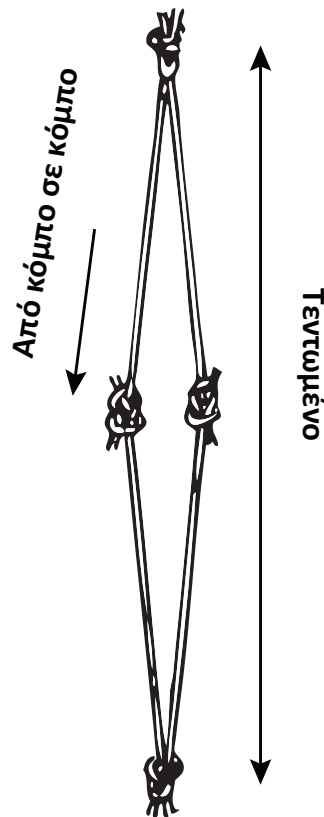
Εικόνα 2.4. Απλό δίχτυ (απλάδι).

Στην κατηγορία των διχτυών περιλαμβάνονται τα απλά δίχτυα (ή **απλάδια**) και τα **μανωμένα**, που είναι και τα πιο σημαντικά διχτυωτά εργαλεία (Εικόνα 2.4), καθώς και οι συνδυασμοί τους, που ονομάζονται σύνθετα δίχτυα (καρτέρια, κλαμπανόδιχτα ή μισομανωμένα, καλαμωτά, κουλούρα) και τα παρασυρόμενα αφρόδιχτα (Hovgård & Lassen 2000). Στις ελληνικές θάλασσες απαγορεύεται η αλιεία με παρασυρόμενα αφρόδιχτα. Τα **απλάδια** είναι κατασκευασμένα από ένα μόνο ενιαίο φύλλο διχτυού (μονόφυλλα δίχτυα) που τοποθετείται κατακόρυφα στο νερό (Εικόνα 2.4, Πίνακας 2.1). Η βασική διαφορά των μανωμένων από

τα απλάδια δίχτυα είναι ότι τα **μανωμένα** αποτελούνται από τρία παράλληλα τοποθετημένα φύλλα διχτυού που αρματώνονται μαζί και τοποθετούνται κατακόρυφα στο νερό: ένα εσωτερικό φύλλο διχτυού (πυκνό ή κυρίως δίχτυ) και εκατέρωθεν αυτού δύο φύλλα διχτυού όμοια μεταξύ τους με μεγαλύτερο άνοιγμα ματιού (μανός).

Μάτι διχτυού

Μια πολύ σημαντική μέτρηση σε όλα τα διχτυωτά εργαλεία (δίχτυα, γρ-γρι, τράτες, γρίποι) είναι αυτή του μήκους της πλευράς ματιού (η απόσταση μεταξύ των κέντρων δύο διαδοχικών κόμπων ενός ματιού του διχτυού (mm) που μετριέται διατηρώντας το μάτι του διχτυού πλήρως τεντωμένο). Το άνοιγμα ματιού (ή διαμέτρηση) καθορίζει σε μεγάλο βαθμό την επιλεκτικότητα του διχτυού. Η μέτρηση αυτή είναι γνωστή ως **άνοιγμα ματιού από κόμπο σε κόμπο** (bar length). Εναλλακτικά χρησιμοποιείται το **τεντωμένο μήκος** (stretched length) που ορίζεται ως η απόσταση μεταξύ των κέντρων δυο απέναντι κόμπων ενός ματιού του διχτυού (mm) και μετριέται διατηρώντας το μάτι του διχτυού πλήρως τεντωμένο (Εικόνα 2.5). Το τεντωμένο μήκος είναι πάντα διπλάσιο της πλευράς ματιού.



Εικόνα 2.5. Μετρήσεις ανοίγματος ματιού (bar length: από κόμπο σε κόμπο, stretched: τεντωμένο) σε δίχτυα, αν και ισχύει για όλα τα διχτυωτά εργαλεία.

Χάρη και λόγος αρματώματος

Ο **λόγος αρματώματος** (hanging ratio) ή **συντελεστής αρματώματος** (hanging coefficient) μετράει πόσο πυκνά απλώνεται το δίχτυ στα σχοινιά των πλωτήρων ή μολυβιών και παίζει σημαντικό ρόλο στον σχεδιασμό και την κατασκευή πολλών αλιευτικών εργαλείων (απλάδια, μανωμένα αλλά και γρι-γρι) καθώς επηρεάζει την αποτελεσματικότητά τους (Fridman 1986).

Ο λόγος αρματώματος συμβολίζεται με E και ορίζεται ως η αναλογία του σκοινιού των πλωτήρων ή μολυβιών (L_r) προς το αντίστοιχο τμήμα του τεντωμένου διχτυού που αρματώνεται σε αυτό (L_n):

$$E = \frac{L_r}{L_n}$$

2.1

Ο λόγος αυτός δεν έχει μονάδες, επειδή και τα δυο μέρη του λόγου μετρούνται σε μονάδες μήκους (m).

Ειδικότερα χρησιμοποιείται το Ε' για τα οριζόντια σχοινιά (σχοινί πλωτήρων και σχοινί μολυβιών) και το Ε'' για τα κάθετα (Fridman 1986).

Ο λόγος αρματώματος μπορεί επίσης να χρησιμοποιηθεί και για να εκφράσει την αναλογία δύο ανισομεγεθών δικτυών (L_{short} και L_{long}) που ενώνονται μεταξύ τους. Σε αυτήν την περίπτωση:

$$E = \frac{L_{short}}{L_{long}} \quad 2.2$$

Θεωρητικά ο λόγος αρματώματος κυμαίνεται από 0 (όταν όλα τα μάτια στηρίζονται στο ίδιο σημείο, άρα δεν υπάρχει διάσταση μήκους) έως 1 (όταν το δίχτυ είναι πλήρως εκτεταμένο άρα δεν υπάρχει διάσταση ύψους και $L_r=L_n$). Στην αλιεία με απλάδια στις Ελληνικές θάλασσες κυμαίνεται από 0,25 έως 0,65 (Adamidou 2007), ενώ στην αλιεία του τόννου με γρι-γρι στη Γαλλία φτάνει το 1,00 (Ben-Yami 1994).

Υπάρχουν πολλοί εναλλακτικοί τρόποι να εκφραστεί ο λόγος αρματώματος (Εικόνα 2.6), όπως ο όρος **χάρη στο σχοινί** (hanging in) που χρησιμοποιείται ευρέως από Έλληνες ψαράδες και ορίζεται ως η διαφορά του Ε από τη μονάδα εκφρασμένη επί τοις εκατό (αν $E=0,60$ τότε η χάρη είναι 40%). Ο γενικά αποδεκτός επιστημονικός όρος είναι ο λόγος αρματώματος.

Για κάθε τιμή οριζόντιου λόγου αρματώματος υπάρχει μια μοναδική τιμή κάθετου λόγου αρματώματος αφού:

$$E' = \sin \theta \quad 2.3$$

και

$$E'' = \eta \mu \theta \quad 2.4$$

όπου θ είναι το μισό της γωνίας που σχηματίζεται από την επάνω και κάτω πλευρά του ματιού. Επίσης,

$$E'^2 + E''^2 = 1 \quad 2.5$$

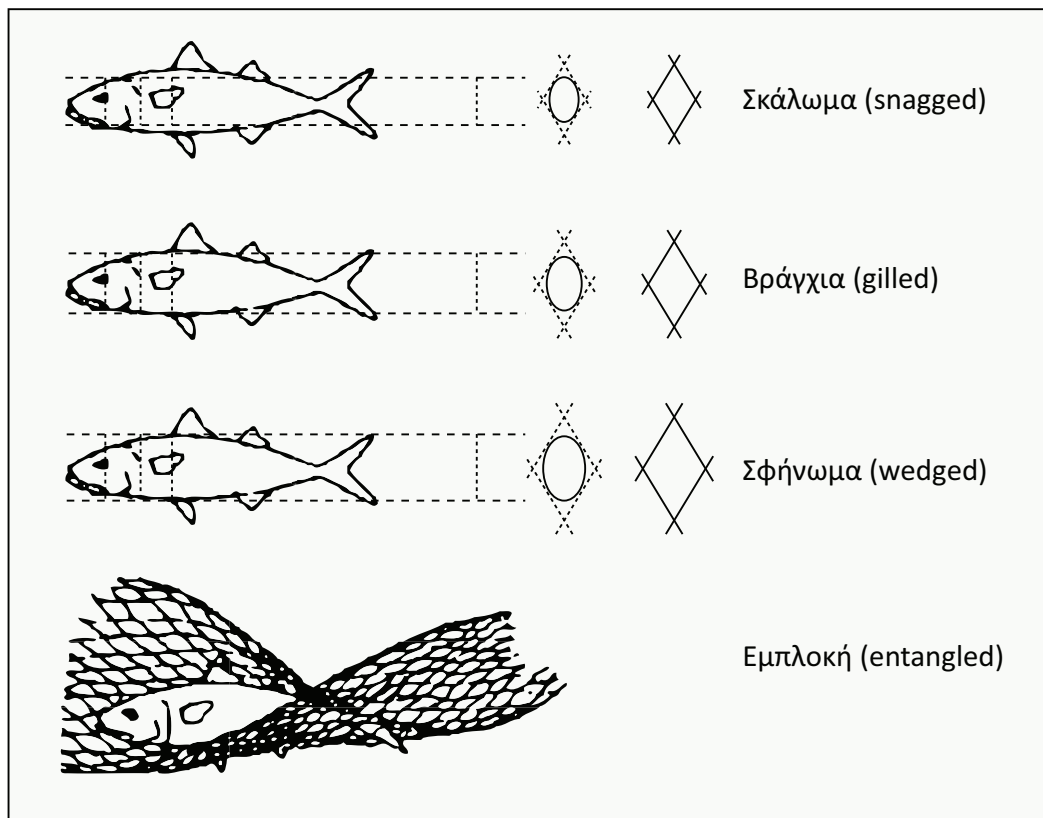
και

$$E'' = \sqrt{1 - E'^2} \quad 2.6$$

Άρα, γνωρίζοντας μόνο τον οριζόντιο λόγο αρματώματος μπορεί να βρεθεί ο κάθετος και αντίστροφα (Barapan 1969). Αλλιώς για συγκεκριμένο οριζόντιο λόγο μπορεί να χρησιμοποιηθούν οι γνωστές τιμές για να βρεθεί ο αντίστοιχος κάθετος λόγος.

Ελληνικός όρος	Αγγλικός όρος	Τύπος	Αποτέλεσμα
Λόγος αρματώματος	Hanging ratio	$\frac{L_r}{L_n}$	0.8
Χάρη στο σχοινί	Percentage of hanging in	$\frac{100 \times (L_n - L_r)}{L_n}$	20%
Αντίστροφος λόγος	Reciprocal hanging ratio (flou)	$\frac{L_n}{L_r}$	1.25
Ποσοστό χάρης	Hang-in percentage	$\frac{100 \times (L_n - L_r)}{L_r}$	25%

Εικόνα 2.6. Τρόποι έκφρασης στα ελληνικά και αγγλικά, τύπος υπολογισμού και αριθμητικό αποτέλεσμα του αρματώματος 10 m τεντωμένου δικτυού (L_n) σε 8 m σχοινιού (L_r).



Εικόνα 2.7. Τρόποι σύλληψης ψαριών σε δίχτυα.

Τρόποι σύλληψης ψαριών σε δίχτυα

Τα ψάρια συλλαμβάνονται από τα δίχτυα με τρεις κυρίως τρόπους (Barapov 1914). Ο πρώτος τρόπος είναι από τα **βράγγια** (gilled) με το άνοιγμα ματιού του δικτυού να βρίσκεται ακριβώς πίσω από το βραγχιακό επικάλυμμα του ψαριού, ο δεύτερος με το **σφήνωμα** (wedged), με το άνοιγμα ματιού βρίσκεται γύρω από το σώμα μέχρι το ραχιαίο πτερύγιο, ο τρίτος με το **σκάλωμα** (snagged) και ο τέταρτος με την **εμπλοκή** (entangled), με το ψάρι να πιάνεται από τα δόντια, τα σαγόνια, τα πτερύγια ή άλλες προεξοχές που ποικίλουν ανά είδος (Εικόνα 2.7). Τα μανωμένα δίχτυα μπορούν να συλλάβουν ψάρια και ασπόνδυλα με έναν ακόμη τρόπο, το θυλάκωμα, με το ψάρι να πιάνεται σε «θήκη» που έχει σχηματιστεί μεταξύ των εξωτερικών και εσωτερικών φύλλου του δικτυού.

2.2.4. Παγίδες

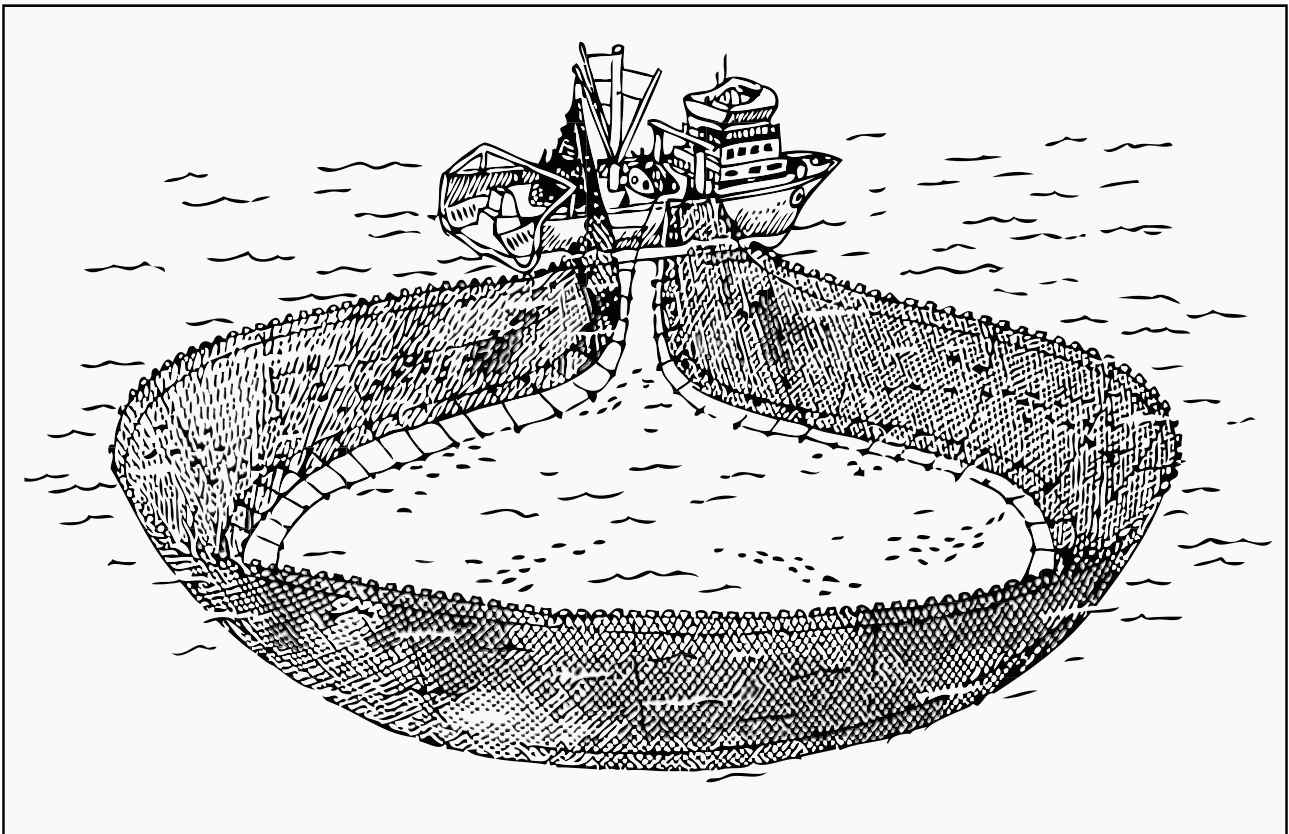
Παγίδες (traps) ονομάζονται τα εργαλεία που βασίζονται στην αρχή της προσέλκυσης και διευκόλυνσης της εισόδου στο εργαλείο, αλλά και της παρεμπόδισης της εξόδου του οργανισμού-στόχου. Οι παγίδες έχουν ποικίλα σχήματα (καλαθιού, δοχείου, βαρελιού ή κλωβού) και αποτελούνται από ξύλινο ή μεταλλικό πλαίσιο που μπορεί να καλύπτεται από δίχτυ ή σύρμα (Adamidou 2007). Τα κυριότερα είδη παγίδας που χρησιμοποιούνται στις ελληνικές θάλασσες είναι οι **βολκοί** ή **νταούλια** (fykenets) για το χταπόδι *Octopus vulgaris*, οι κιούρτοι, οι παγίδες καρκινοειδών (παραλληλεπίπεδες παγίδες για καβούρια και παγίδες καραβίδας *Nephrops norvegicus*), τα κοφινέλα, τα κουτιά (ή κιούπια) και τα καλάθια (von Brandt 1984, Gabriel et al. 2005).

2.2.5. Κυκλικά εργαλεία

Τα κυκλικά εργαλεία είναι μεγάλα δίχτυα, τα οποία αλιεύουν ψάρια που κοπαδιάζουν περικυκλώνοντάς τα τόσο από τις πλευρές, όσο και από το κάτω μέρος του κοπαδιού. Μπορούν είτε να είναι εξοπλισμένα με σχοινί (στίγκα ή στίγκος), είτε όχι. Εκτός από μερικές εξαιρέσεις, το επάνω σχοινί, που φέρει τους πλωτήρες (φελλαριά), των κυκλικών δικτυών εφάπτεται στην επιφάνεια της θάλασσας κατά τη λειτουργία τους (Ben-Yami 1994).

Παραδοσιακά οι παράκτιοι αλιείς στην Ελλάδα χρησιμοποιούσαν μικρά κυκλικά εργαλεία για την αλιεία μικρών πελαγικών ψαριών. Αυτά με διάφορες παραλλαγές (στο μήκος, το ύψος, το άνοιγμα ματιού, με στίγκα ή χωρίς) ονομάζονταν ζαργανόδιχτο (ζαργανιό) για την αλιεία της ζαργάννας *Belone belone* και σαρδελόδιχτο (σαρδελιό) για την αλιεία της σαρδέλας *Sardina pilchardus* (Κουτρακής & Τσίκληρας 2001). Από όλα τα κυκλικά εργαλεία, σήμερα στις ελληνικές θάλασσες επιτρέπεται μόνο η αλιεία με γρι-γρι (Εικόνα 2.8).

Στο **γρι-γρι** (purse-seine net), που είναι το κυριότερο κυκλικό δίχτυ, το κάτω μέρος κλείνει με τη βοήθεια ενός σχοινού το οποίο διέρχεται από σειρά δακτυλίων κατά μήκος του κάτω σχοινού (στίγκα), βοηθώντας στο κλείσιμο του δικτυού και στον εγκλωβισμό του κοπαδιού (Εικόνα 2.8). Το γρι-γρι ως αλιευτικό εργαλείο χωρίζεται σε δύο κατηγορίες που παρουσιάζουν αρκετές διαφορές ως προς την κατασκευή και τη χρήση: το γρι-γρι νύχτας και το γρι-γρι ημέρας (Κουτρακής & Τσίκληρας 2001).



Εικόνα 2.8. Γρι-γρι.

Τα γρι-γρι νύχτας δουλεύουν μόνο με σκοτάδι και στηρίζονται στην ιδιότητα του θετικού φωτοτροπισμού (προσέλκυση από τεχνητό φως) που έχουν ορισμένα είδη πελαγικών ψαριών (Ben-Yami 1994). Το γρι-γρι νύχτας κυκλώνει μια συγκεκριμένη περιοχή, στην οποία έχουν εντοπιστεί μεγάλα κοπάδια από πελαγικά ψάρια. Αφού εντοπιστεί το κοπάδι, αφήνεται ο λαμπαδόρος (ψαράς σε βάρκα με λάμπα, τη λαμπόβαρκα) και τα ρομπότ (πλωτές λάμπες) σε μικρή απόσταση μεταξύ τους. Τα ψάρια προσελκύονται από τις λάμπες, μαζεύονται από κάτω και ανεβαίνουν στην επιφάνεια. Οι λάμπες και η λαμπόβαρκα συγκεντρώνονται μαζί στο κέντρο ενός νοητού κύκλου και το σκάφος περικυκλώνει το κοπάδι με το αλιευτικό εργαλείο και κλείνει το δίχτυ από κάτω, τραβώντας τη στίγκα (Ben-Yami 1994). Στη συνέχεια μαζεύεται το δίχτυ με τα χέρια συγκεντρώνοντας έτσι τα ψάρια στον σάκο κοντά στο σκάφος. Τα ψάρια συλλέγονται με μεγάλες απόχες και τοποθετούνται σε παγολεκάνες. Τις ημέρες της πανσελήνου τα γρι-γρι νύχτας δεν ψαρεύουν, γιατί το έντονο και διάχυτο φως του φεγγαριού εμποδίζει την συγκέντρωση των ψαριών στις λάμπες.

Τα ψάρια μπορούν να διαφύγουν από τα κυκλικά εργαλεία με διάφορους τρόπους. Πολλά είδη ψαριών (όπως η φρίσσα *Sardinella aurita*) έχουν την ικανότητα να πετάγονται έξω από το νερό, άρα να περνούν πάνω από το επάνω σχοινί και να διαφεύγουν. Κατά τη διάρκεια του κυκλώματος του κοπαδιού από το εργαλείο ορισμένα άτομα από το κοπάδι μπορούν να διαφύγουν κολυμπώντας προς το άνοιγμα μεταξύ αρχής και τέλους του εργαλείου, πριν αυτό κλείσει. Τέλος, αφού κυκλωθεί το κοπάδι μερικά άτομα μπορούν να διαφύγουν κάτω από το εργαλείο πριν αυτό σιγκάρει και μετατραπεί σε σάκο (Fridman 1986). Τα τεχνικά χαρακτηριστικά του γρι-γρι και τα αλιεύματα-στόχοι φαίνονται στον Πίνακα 2.1.

Άνοιγμα ματιού στον σάκο κυκλικών εργαλείων

Το άνοιγμα ματιού στον σάκο (το κεντρικό τμήμα της τράτας βυθού και του γρι-γρι όπου συγκεντρώνονται τα ψάρια που αλιεύτηκαν πριν μαζευτεί το εργαλείο με το αλιευμα στο σκάφος) πρέπει να είναι τέτοιο, ώστε να μην συλλαμβάνει ψάρια που προσπαθούν να διαφύγουν από τα μάτια. Αν το άνοιγμα του ματιού δεν είναι σχεδιασμένο με βάση το εμπορικό μέγεθος του οργανισμού-στόχου, τότε μερικά άτομα θα κατακρατηθούν από τα βράγχια στο αλιευτικό εργαλείο στην προσπάθειά τους να διαφύγουν και θα περιορίσουν την αποδοτικότητα του εργαλείου (Fridman 1986).

Για να υπολογιστεί το ιδανικό –τεντωμένο- άνοιγμα ματιού (M , mm) στον σάκο είναι απαραίτητη η γνώση του ολικού μήκους του ψαριού από το άκρο του ρύγχους μέχρι την άκρη του ουραίου πτερυγίου (L , mm) και του συντελεστή σχήματος σώματος (K). Ο συντελεστής σχήματος σώματος είναι ένας εμπειρικός συντελεστής που προέκυψε ύστερα από πειράματα σύλληψης διαφορετικών ειδών με απλάδια (Fridman 1986). Εξαρτάται από την εξωτερική μορφολογία των ψαριών και μπορεί να κυμαίνεται από 2 έως 3 για παχιά, πλατιά και κοντά ψάρια (π.χ. τόννος *Thunnus thynnus*), από 3 έως 4 για ψάρια μεσαίου μήκους και πάχους (π.χ. ρέγκα *Clupea harengus*), και περίπου 5 για μακριά και λεπτά είδη (π.χ. γαύρος *Engraulis encrasicolus*).

Ανάλογα με το εμπορικό μέγεθος του οργανισμού στόχου και την εξωτερική του μορφολογία, το άνοιγμα ματιού υπολογίζεται ως (Fridman 1986):

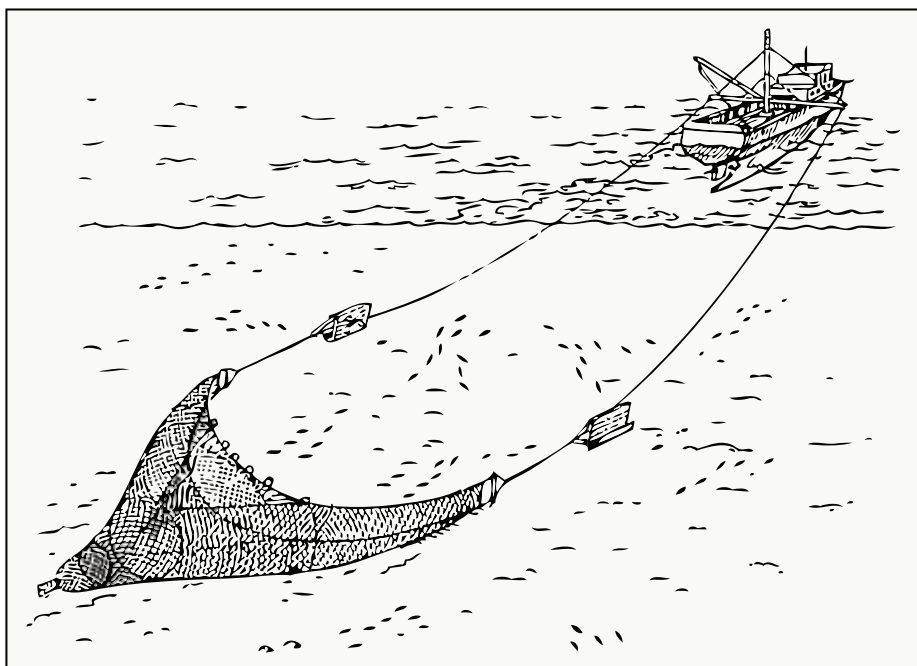
$$M = \frac{2}{3} \times \frac{L}{K}$$

2.7

Ένας εναλλακτικός πρακτικός τρόπος για τον υπολογισμό του ανοίγματος ματιού είναι η μέτρηση της **περιμέτρου** (girth) του οργανισμού-στόχου στο επιθυμητό μέγεθος. Η περίμετρος μετριέται μπροστά από το πρώτο ραχιαίο πτερύγιο (mm). Το ιδανικό μέγεθος ανοίγματος ματιού (τεντωμένο) θα πρέπει να ισούται με το 1/4 της περιμέτρου. Στα γρι-γρι το μέγιστο άνοιγμα ματιού μπορεί να υπολογιστεί και με έναν άλλο τρόπο, αρκεί το ψάρι-στόχος να αλιεύεται και με απλάδια. Στην περίπτωση αυτή το άνοιγμα ματιού στο γρι-γρι θα πρέπει να μην ξεπερνά τα 2/3 του αντίστοιχου ανοίγματος ματιού στα απλάδια (Fridman 1986). Στην πραγματικότητα το άνοιγμα ματιού όλων των αλιευτικών εργαλείων καθορίζεται από την αλιευτική νομοθεσία και βασίζεται στις ιδιαιτερότητες κάθε περιοχής.

2.2.6. Συρόμενα εργαλεία

Τα συρόμενα εργαλεία (trawls) έχουν κωνικό σχήμα (κατασκευασμένα από δύο, τέσσερα ή περισσότερα φύλλα ενωμένα σε σειρά) που καταλήγει σε σάκο (Εικόνα 2.9). Τα εργαλεία αυτά σύρονται από ένα ή δύο σκάφη στο βυθό και ονομάζονται **τράτες βυθού** (bottom trawls) ή στα μεσόνερα και ονομάζονται **μεσοπελαγικές τράτες** (midwater/pelagic trawls). Στις ελληνικές θάλασσες απαγορεύεται η αλιεία με δοκότρατα (άκαμπτο συρόμενο εργαλείο) και με μεσοπελαγική τράτα.



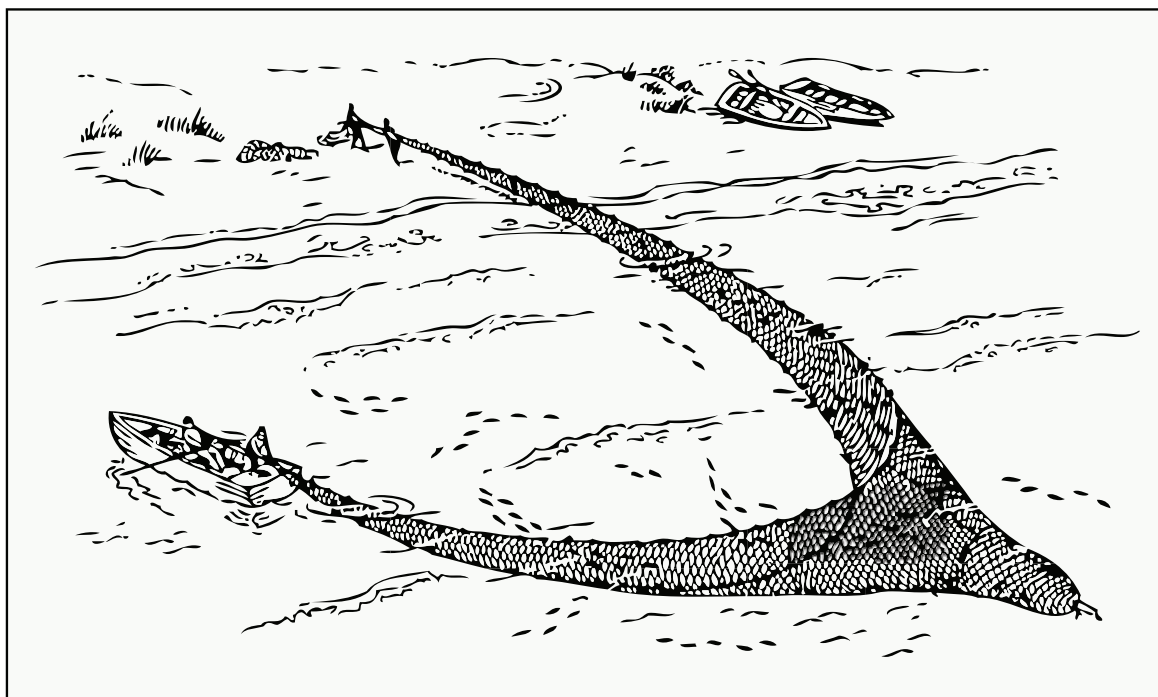
Εικόνα 2.9. Τράτα βυθού.

Η τράτα βυθού είναι κατασκευασμένη από κωνικό δίχτυ που καταλήγει σε σάκο. Έχει σχεδιαστεί για να σύρεται στον πυθμένα και να συλλαμβάνει βενθικούς (ή βύθιους), παραβενθικούς και βενθοπελαγικούς οργανισμούς (von Brandt 1984, Gabriel et al. 2005). Η ταχύτητα σύρσης ποικίλλει ανάλογα με τον οργανισμό-στόχο, το σκάφος και το εργαλείο (συνήθως κυμαίνεται από 2 έως 5 κόμβους) και η αλιεία τους βασίζεται στο φιλτράρισμα του νερού και την κατακράτηση των οργανισμών στο εργαλείο (Fridman 1986). Το οριζόντιο άνοιγμα του στομίου των εργαλείων αυτών επιτυγχάνεται με δοκούς, υδραετούς ή πόρτες ή από την απόσταση μεταξύ των σκαφών. Στις τράτες βυθού το κάθετο άνοιγμα του στομίου καθορίζεται από πλωτήρες και βαρίδια που αρματώνονται στο επάνω και κάτω τμήμα αντίστοιχα. Το μέγεθος του ανοίγματος ματιού και το σχήμα (τετράγωνο ή ρόμβος) καθορίζει τους οργανισμούς και τα μεγέθη που συλλαμβάνονται (Fridman 1986). Όσο μεγαλύτερο το άνοιγμα ματιού, τόσο επιλεκτικότερο το εργαλείο, ενώ το τετράγωνο σχήμα ματιού επίσης βελτιώνει την επιλεκτικότητα σε σχέση με το ρομβοειδές σχήμα. Τα τεχνικά χαρακτηριστικά και τα αλιεύματα-στόχοι της τράτας βυθού φαίνονται στον Πίνακα 2.1.

Τα συρόμενα εργαλεία είναι επιβλαβή για ολόκληρο το θαλάσσιο οικοσύστημα, γιατί αλιεύουν όλους τους οργανισμούς ανεξαιρέτως, ακόμη και αυτούς που δεν αποτελούν στόχο (παραλιεύματα), ενώ ενοχλούν οτιδήποτε φυτρώνει ή προσκολλάται στο βυθό. Οι τράτες βυθού θεωρούνται τα πιο καταστροφικά αλιευτικά εργαλεία παγκοσμίως (Chuenpagdee et al. 2003) και για το λόγο αυτό η σχετική νομοθεσία είναι αυστηρή. Το πρόβλημα όμως είναι μεγαλύτερο σε χώρες στις οποίες οι ελεγκτικοί μηχανισμοί είναι ανύπαρκτοι (όπως η Ελλάδα), με αποτέλεσμα την παράνομη αλιεία των μηχανοτρατών (δηλαδή των σκαφών που χρησιμοποιούν τράτες βυθού) σε περιοχές όπου απαγορεύεται η σύρση. Η σύρση σε λιβάδια ποσειδώνιας *Posidonia oceanica* είναι ιδιαίτερα επιβλαβής για ολόκληρο το οικοσύστημα, γιατί καταστρέφεται το ενδιάστημα πολλών οργανισμών που αναπαράγονται και τρέφονται πάνω σε αυτήν και ερημοποιείται ο βυθός (Chuenpagdee et al. 2003).

2.2.7. Γρίποι και τράτες

Οι γρίποι και οι τράτες (πεζότρατα, βιντζότρατα) εξετάζονται ξεχωριστά από τα συρόμενα εργαλεία, γιατί, αν και παρουσιάζουν κάποια κοινά στοιχεία (π.χ. είναι όλα ενεργητικά εργαλεία και σύρονται πάνω στο βυθό), ανήκουν σε διαφορετική κατηγορία αλιευτικού εργαλείου (Εικόνα 2.10). Ο **γρίπος** (bag seine) αποτελείται από δυο παράλληλα κομμάτια δίχτυ που ενώνονται στη μέση σχηματίζοντας το σάκο. Σύρεται από πεζούς παράλληλα προς την ακτή ή κάθετα σε μικρό βάθος με κατεύθυνση προς την ακτή. Η **πεζότρατα** (beach seine) είναι ένα είδος μεγαλύτερου γρίπου που σύρεται κάθετα προς την ακτή από πεζούς (Εικόνα 2.10). Η **βιντζότρατα** (boat seine) είναι η εξέλιξη της πεζότρατας με προσαρμογές για σύρση από σκάφος εφοδιασμένο με βίντζι.



Εικόνα 2.10. Πεζότρατα.

Ο τρόπος λειτουργίας και αλιείας των βιντζοτρατών είναι εντελώς διαφορετικός από αυτόν των συρόμενων εργαλείων βυθού. Οι βιντζότρατες έλκονται στο σκάφος με τη δύναμη βιντζιών με το σκάφος να παραμένει ακίνητο, ενώ η τράτα βυθού σύρεται πίσω από το σκάφος με τη δύναμη της μηχανής, καθώς το σκάφος κινείται (Fridman 1986). Τα συρόμενα εργαλεία έχουν τις πόρτες που προσφέρουν μεγαλύτερο οριζόντιο άνοιγμα στο στόμιο του εργαλείου, ενώ οι βιντζότρατες χρησιμοποιούν το ίδιο το εργαλείο ή τα μακριά σχοινιά αλιείας για να οδηγήσουν τα ψάρια μέσα στο σάκο (von Brandt 1984, Gabriel et al. 2005), δηλαδή τα εργαλεία αυτά χρησιμοποιούν τις πόρτες και τα σχοινιά για να «ψαρέψουν». Αν και έρχονται σε επαφή με τον πυθμένα, όπως και οι τράτες βυθού, οι βιντζότρατες είναι ελαφρύτερα εργαλεία και επηρεάζουν λιγότερο τους βενθικούς οργανισμούς. Το νόμιμο βάρος, που χρησιμοποιείται στο κάτω μέρος του οριζόντιου ανοίγματος, καθορίζεται από τη νομοθεσία και είναι περιορισμένο, με στόχο να ελαχιστοποιείται η επίδραση στον πυθμένα ή στην ποσειδώνια. Συχνά οι βιντζότρατες εκμεταλλεύονται τους ίδιους οργανισμούς με τις τράτες βυθού, αλλά αλιεύουν σε μικρότερα βάθη. Ο γρίπος, που έχει απαγορευτεί γιατί αλιεύει πολύ μικρά άτομα ψαριών κοντά στην ακτή, δηλαδή σε περιοχές που αποτελούν **νηπιακά πεδία** (nursery areas), χρησιμοποιείται μόνο για επιστημονικούς σκοπούς. Στις ελληνικές θάλασσες η πεζότρατα και η βιντζότρατα δεν χρησιμοποιούνται πλέον. Τα κύρια χαρακτηριστικά της πεζότρατας και της βιντζοτρατας και τα αλιεύματα-στόχοι φαίνονται στον Πίνακα 2.1.

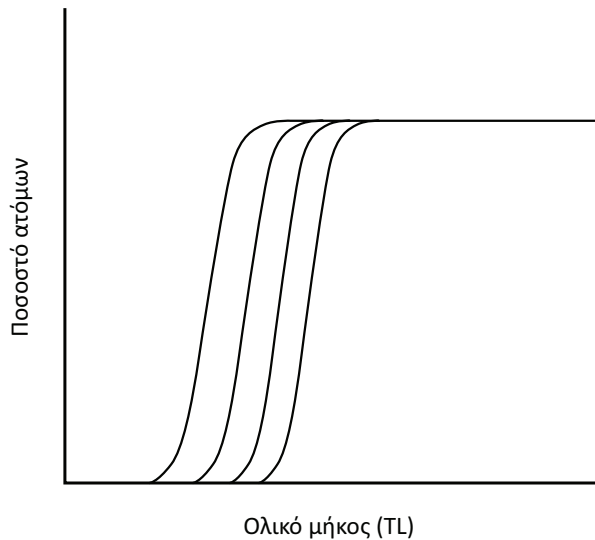
2.3. Επιλεκτικότητα αλιευτικών εργαλείων

Η **επιλεκτικότητα** (selectivity) είναι η σημαντικότερη παράμετρος ενός αλιευτικού εργαλείου και κύριος στόχος της σύγχρονης αλιευτικής τεχνολογίας (MacLennan 1992). Αναφέρεται στην ιδιότητα των αλιευτικών εργαλείων να συλλαμβάνουν συγκεκριμένο εύρος μεγεθών ενός οργανισμού και να αφήνουν τα υπόλοιπα μεγέθη να διαφεύγουν (Armstrong et al. 1990). Επίσης, η επιλεκτικότητα αφορά και την ικανότητα ενός εργαλείου να συλλαμβάνει συγκεκριμένα είδη, αφήνοντας τα είδη που δεν αποτελούν στόχο να διαφεύγουν. Συνεπώς, τα επιλεκτικά εργαλεία συλλαμβάνουν λίγα είδη και περιορισμένο (συγκεκριμένο) εύρος μεγεθών, ενώ αντίθετα τα μη επιλεκτικά εργαλεία συλλαμβάνουν ανεξαιρέτως όλους τους οργανισμούς και όλα τα μεγέθη. Η επιλεκτικότητα σε μέγεθος στην ουσία εκφράζει το ποσοστό των ατόμων που κατακρατούνται προς αυτά που διαφεύγουν από το αλιευτικό εργαλείο. Η καμπύλες επιλεκτικότητας εκφράζουν την πιθανότητα ενός οργανισμού με μήκος L να κατακρατηθεί από ένα εργαλείο ή να διαφύγει (δεδομένου ότι έχει έρθει σε επαφή με το εργαλείο). Οι καμπύλες επιλεκτικότητας ποικίλλουν ανάλογα με το αλιευτικό εργαλείο και τα επιμέρους χαρακτηριστικά του (Pope et al. 1975).

Το πρόβλημα με το μέγεθος αλίευσης των οργανισμών είναι περίπλοκο, γιατί μέχρι πρόσφατα επικρατούσε η άποψη ότι πρέπει να προστατεύονται μόνο τα νεαρά άτομα, ώστε να φτάσουν σε μέγεθος ωρίμασης και να μπορέσουν να αναπαραχθούν τουλάχιστον μια φορά στη ζωή τους πριν αλιευθούν (Στεργίου et al. 2011). Σχετικά πρόσφατα διατυπώθηκε η άποψη ότι τα μεγαλύτερα σε μέγεθος άτομα ενός είδους παράγουν περισσότερα (αυτό ήταν γνωστό από την εκθετική σχέση της γονιμότητας με το μήκος στα ψάρια: Κεφάλαιο 9) αλλά και καλύτερης ποιότητας ωοκύτταρα με μεγαλύτερες πιθανότητες επιβίωσης μετά τη γονιμοποίησή τους (Birkeland & Dayton 2005). Έτσι, το κυρίως αναπαραγωγικό δυναμικό (δηλαδή τα μεγαλύτερα θηλυκά) πρέπει επίσης να προστατεύεται από την αλιευτική δραστηριότητα. Συνεπώς, τα αλιευτικά εργαλεία πρέπει να είναι σχεδιασμένα, ώστε να συλλαμβάνουν συγκεκριμένο μέγεθος οργανισμών, αφήνοντας τα μικρότερα και τα μεγαλύτερα να διαφεύγουν (Froese et al. 2015).

2.3.1. Υπολογισμός επιλεκτικότητας τράτας βυθού και γρι-γρι

Η σιγμοειδής καμπύλη (Εικόνα 2.11) περιγράφει την επιλεκτικότητα σε μέγεθος στις τράτες βυθού και στα γρι-γρι (Millar & Walsh 1992). Στην ουσία για τα εργαλεία αυτά τα μικρά σε μέγεθος άτομα διαφεύγουν από το άνοιγμα ματιού του διχτυού, ενώ από ένα μέγεθος και μετά όλα τα άτομα που έρχονται σε επαφή με το εργαλείο πιάνονται και δεν έχουν δυνατότητα διαφυγής. Από τη σιγμοειδή σχέση μεταξύ του ποσοστού των ατόμων που κατακρατούνται προς αυτά που διαφεύγουν σε κάθε κλάση μήκους υπολογίζεται το μέσο μήκος σύλληψης (L_c) που ορίζεται ως το μέγεθος εκείνο στο οποίο το 50% των ατόμων συλλαμβάνονται από το αλιευτικό εργαλείο. Για τον υπολογισμό της επιλεκτικότητας της τράτας βυθού πραγματοποιούνται πειράματα επιλεκτικότητας με την προσθήκη ενός εξωτερικού διχτυού με πολύ μικρό άνοιγμα ματιού για να κατακρατούνται τα άτομα που διαφεύγουν από τον σάκο του αλιευτικού εργαλείου (Petraakis & Stergiou 1997).



Εικόνα 2.11. Σιγμοειδής καμπύλη που περιγράφει την επιλεκτικότητα των γρι γρι και της τράτας για τέσσερα διαφορετικά μεγέθη ματιού.

Για τον προσδιορισμό του μέσου μήκους σύλληψης έχουν χρησιμοποιηθεί διάφορες εξισώσεις. Η αναλογία των ατόμων που συλλαμβάνονται προς αυτά που διαφεύγουν είναι μια αυξητική σιγμοειδής συνάρτηση του μεγέθους τους, δηλαδή η πιθανότητα σύλληψης αυξάνεται με το μήκος (Fryer 1991). Έτσι, το L_c καθορίζεται από τη σιγμοειδή σχέση του ποσοστού των συλληφθέντων ατόμων σε κάθε κλάση μήκους, η οποία είναι συνήθως συμμετρική. Η σχέση αυτή περιγράφεται από την εξίσωση:

$$P = \frac{e^{(a+\beta L)}}{1+e^{(a+\beta L)}}$$

2.8

όπου P είναι το ποσοστό των ατόμων που έχουν συλληφθεί προς το σύνολο των ατόμων, L είναι η κλάση ολικού μήκους, a και β είναι οι συντελεστές της εξίσωσης.

Το προβλεπόμενο μήκος, στο οποίο το 50% των ατόμων που έρχονται σε επαφή με το εργαλείο έχουν συλληφθεί, υπολογίζεται από την εξίσωση ως ο αρνητικός λόγος των δύο συντελεστών (Fryer 1991):

$$L_c = -\frac{\alpha}{\beta}$$

2.9

Επίσης, μπορεί να υπολογιστεί το μήκος στο οποίο συλλαμβάνεται το 25% και το 75% των ατόμων ενός αποθέματος σύμφωνα με τις εξισώσεις:

$$L_{25} = \frac{(-\ln(3)-\alpha)}{\beta}$$

2.10

$$L_{75} = \frac{(\ln(3)-\alpha)}{\beta}$$

2.11

Το εύρος μηκών από το L_{25} έως το L_{75} είναι συμμετρικό ως προς το L_c και ονομάζεται εύρος επιλογής. Στις τράτες βυθού το L_c θεωρείται ανάλογο του ανοίγματος ματιού του σάκου. Ο συντελεστής αναλογικότητας ονομάζεται **συντελεστής επιλογής** (selection factor, SF) και όταν είναι γνωστός, μπορεί να χρησιμοποιηθεί για τον υπολογισμό του μήκους σύλληψης L_c από τον τύπο:

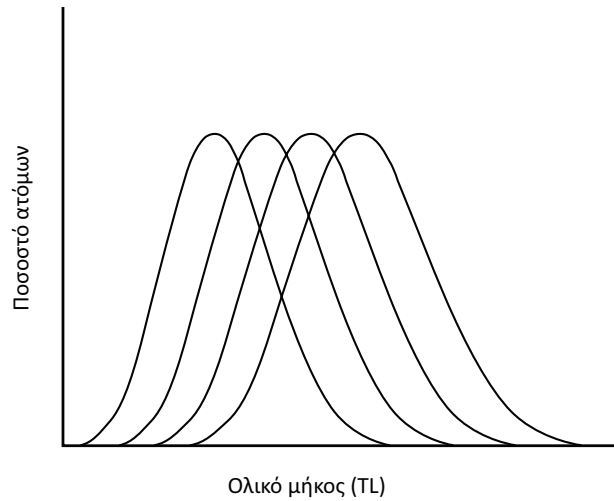
$$L_c = SF \times (\text{άνοιγμα ματιού})$$

2.12

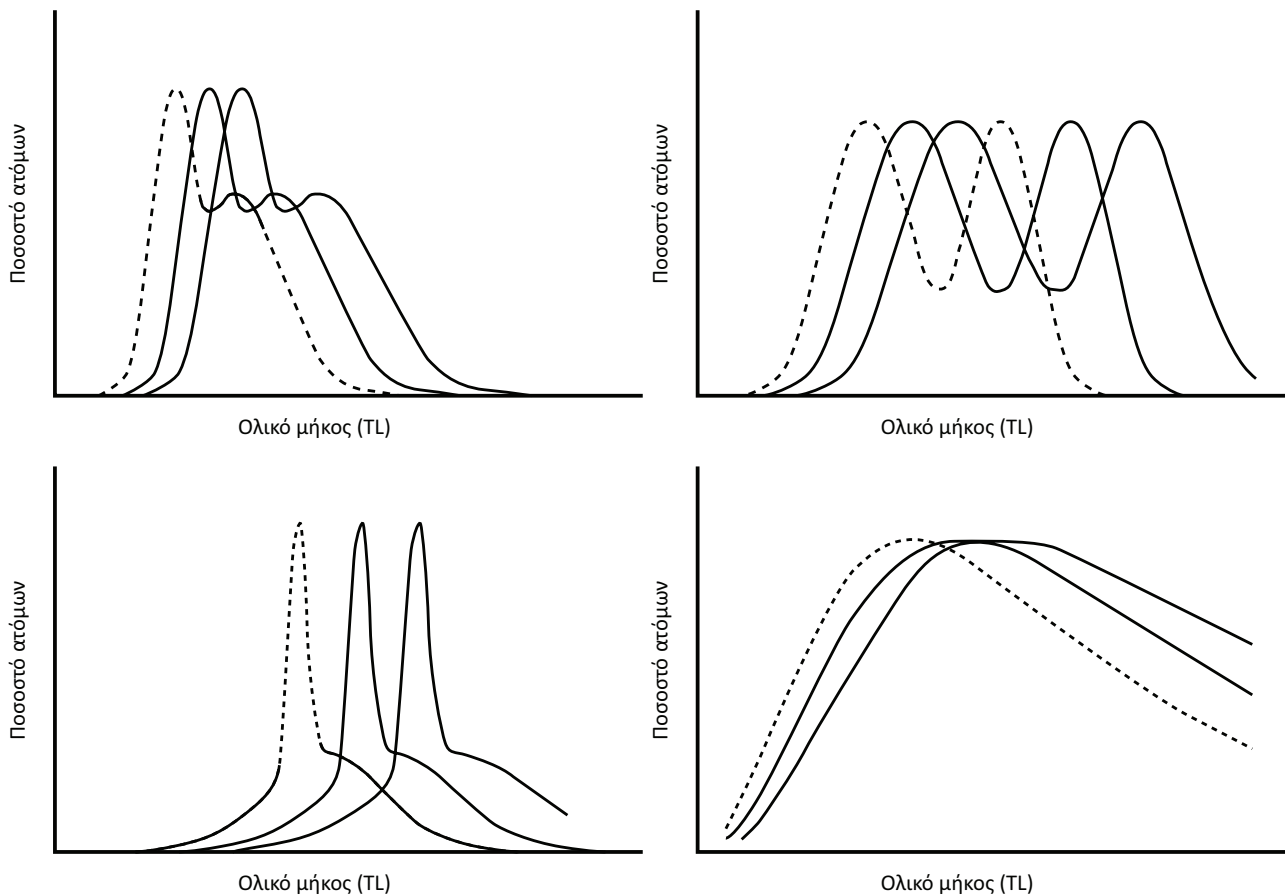
Η επιλογή των ψαριών σχετίζεται με την εξωτερική μορφολογία και το σχήμα του σώματός τους (Pauly 1984). Τα λεπτά ψάρια (π.χ. η κορδέλα *Cepola macrophthalma*) έχουν υψηλό συντελεστή επιλογής, ενώ τα ογκώδη (π.χ. η πεσκανδρίτσα *Lophius budegassa*) έχουν χαμηλό. Συνεπώς, η επιλογή των ψαριών εξαρτάται από το **συντελεστή περιμέτρου** σώματος (girth factor), που είναι ο λόγος της **μέγιστης περιμέτρου** (maximum girth) προς το ολικό μήκος σώματος (total length), και από τον **λόγο βάθους** (depth ratio), που είναι ο λόγος του **σταθερού μήκους** (standard length) προς το **μέγιστο βάθος σώματος** (maximum body depth).

2.3.2. Υπολογισμός επιλεκτικότητας διχτύων

Σε αντίθεση με την τράτα βυθού και το γρι-γρι, όπου μόνο τα μικρά σε μέγεθος ψάρια έχουν μικρή πιθανότητα σύλληψης, τα απλάδια δίχτυα επιλέγουν συγκεκριμένο μήκος ατόμων και αφήνουν τα μικρότερα και τα μεγαλύτερα άτομα να διαφύγουν (Hougaard & Lassen 2000). Όπως αναφέρθηκε παραπάνω, τα δίχτυα είναι παθητικά εργαλεία, συνεπώς οι οργανισμοί πρέπει να κολυπήσουν προς αυτά για να πιαστούν. Έτσι, οι οργανισμοί που κολυπούν γρήγορα έχουν μεγαλύτερη πιθανότητα επαφής με τα δίχτυα και κατ' επέκταση υψηλότερη πιθανότητα σύλληψης. Στα δίχτυα τα μικρά άτομα περνούν μέσα από το δίχτυ χωρίς να παγιδευτούν, ενώ τα μεγάλα δεν χωρούν να εισχωρήσουν στο άνοιγμα ματιού και συνεπώς δεν πιάνονται στο δίχτυ. Έτσι, στα απλάδια στα οποία τα είδη πιάνονται είτε από τα βράγχια, είτε με σφήνωμα η καμπύλη επιλεκτικότητας έχει τη μορφή της κανονικής κατανομής (Εικόνα 2.12) (Hamley 1975).



Εικόνα 2.12. Κανονική κατανομή που περιγράφει την επιλεκτικότητα στα απλάδια δίχτυα (και για μερικά είδη στα μανωμένα δίχτυα και στα παραγάδια) για τέσσερα διαφορετικά μεγέθη ματιών.



Εικόνα 2.13. Καμπύλες επιλεκτικότητας μανωμένων διχτύων που αποκλίνουν από την κανονική κατανομή για τρία διαφορετικά μεγέθη ματιών.

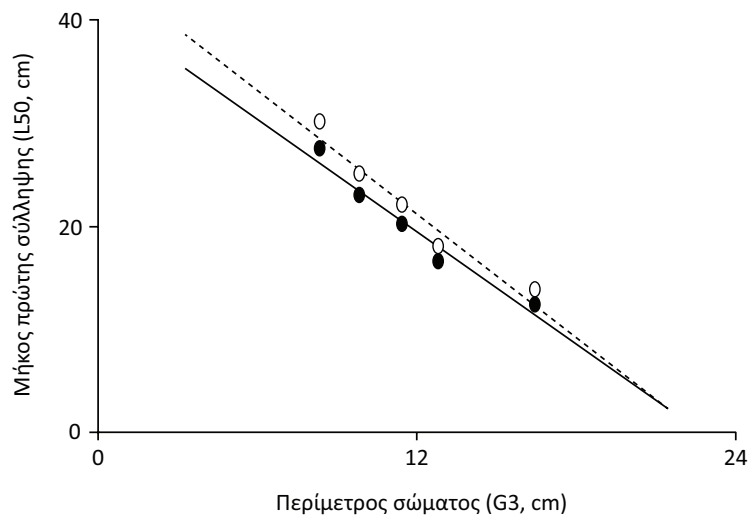
Στα μανωμένα δίκτυα κάποια είδη συλλαμβάνονται με ένα μόνο τρόπο, με θυλάκωμα, όπως ισχύει για την σουπιά *Sepia officinalis* και τη μαρμαρομουδιάστρα *Torpedo marmorata*. Για τα είδη αυτά η καμπύλη επιλεκτικότητας έχει, όπως και στα απλάδια, μορφή κανονικής κατανομής (Erzini et al. 2006). Τα περισσότερα είδη όμως συλλαμβάνονται στα μανωμένα δίκτυα με περισσότερους από δύο τρόπους (δηλαδή και με θυλάκωμα και από τα βράγχια, με εμπλοκή και σφήνωμα) και έτσι η καμπύλη επιλεκτικότητάς τους έχει μορφή που αποκλίνει από την κανονική κατανομή και ποικίλλει από κατανομή εκτεταμένη προς τα δεξιά ως κατανομή με δύο ή περισσότερες κορυφές (Εικόνα 2.13), με τα διαφορετικά πρότυπα να αντιστοιχούν στους διαφορετικούς τρόπους σύλληψης των οργανισμών (Erzini et al. 2006).

Τέλος, οι καμπύλες επιλεκτικότητας στα παραγάδια ποικίλλουν ανάλογα με το είδος-στόχο, δεν είναι τόσο ξεκάθαρες όσο στις τράτες, τα γρι-γρι και τα απλάδια δίκτυα και μπορεί για μερικά είδη να έχουν σιγμοειδή μορφή και για άλλα κανονική κατανομή (Stergiou & Erzini 2002, Erzini et al. 2003). Μια σημαντική διαχειριστική προσέγγιση είναι η προσπάθεια προώθησης των επιλεκτικών εργαλείων όπως τα απλά δίκτυα, που θεωρούνται ιδιαίτερα επιλεκτικά, καθώς συλλαμβάνουν πολύ περιορισμένο εύρος μεγεθών (π.χ. πιάνουν ελάχιστα άτομα με μέγεθος μεγαλύτερο από $\pm 20\%$ του βέλτιστου μήκους σύλληψης: Hamley 1975). Έτσι, η χρήση τους μπορεί να καθορίσει τόσο το μέγεθος των μικρών, όσο και των μεγάλων ατόμων που πιάνονται (Fonseca et al. 2005).

Για την εκτίμηση της επιλεκτικότητας των δικτύων χρησιμοποιείται μεγάλος αριθμός δικτύων με διαφορετικό άνοιγμα ματιού που καλύπτει ολόκληρο το εύρος μεγέθους του οργανισμού-στόχου (Εικόνα 2.14). Παρόμοια τακτική επιλέγουν και οι ψαράδες για να εξασφαλίσουν τη σύλληψη πολλών μεγεθών και να αποφύγουν την επίδραση της επιλεκτικότητας (Houngård & Lassen 2000). Το μοντέλο που χρησιμοποιείται κυρίως για την επιλεκτικότητα των απλαδιών δικτύων είναι αυτό των Baranov/Holt που βασίζεται σε δυο σύνολα δεδομένων μηκών, τα οποία προέρχονται από απλάδια με δυο διαφορετικά ανοίγματα ματιού, m_A και m_B ($m_A < m_B$). Το μοντέλο αυτό προϋποθέτει ότι η αλιευτική προσπάθεια είναι η ίδια, οι καμπύλες επιλεκτικότητας είναι κανονικές κατανομές με ίσες τυπικές αποκλίσεις, τα μήκη σύλληψης αλληλεπικαλύπτονται σε αρκετές κλάσεις μήκους (Pauly 1984) και οι μέσες τιμές των κανονικών κατανομών L_A και L_B σχετίζονται έτσι ώστε:

$$\frac{m_A}{m_B} = \frac{L_A}{L_B}$$

2.13



Εικόνα 2.14. Σχέση ανάμεσα στο μήκος πρώτης σύλληψης (L_{50}) και την περίμετρο σώματος μπροστά από το πρώτο ραχιαίο πτερύγιο (G_3 για ολικό μήκος $TL = 20$ cm) για τον σπάρο *Diplodus annularis*, το λυθρίνι *Pagellus erythrinus*, το μπαρμπούνι *Mullus surmuletus*, τη γώπα *Boops boops* και το ασπροσαύριδο *Trachurus mediterraneus*, σε απλάδια δίκτυα με άνοιγμα ματιού 22 (μαύροι κύκλοι) και 24mm (λευκοί κύκλοι). Είναι φανερό ότι όσο μεγαλύτερο είναι το μάτι του δικτυού, τόσο μεγαλύτερα άτομα πιάνονται (δεδομένα από Stergiou & Erzini 2002).

Αν ισχύουν οι παραπάνω παραδοχές και είναι γνωστές οι συλλήψεις από τα δίκτυα με άνοιγμα ματιού m_A και m_B , μπορεί να υπολογιστεί το μέσο μήκος που αντιστοιχεί στο A (L_A) και αυτό που αντιστοιχεί στο B (L_B) από τις συλλήψεις κάθε ματιού (C_A και C_B) με γραμμική παλινδρόμηση:

$$\ln\left(\frac{C_B}{C_A}\right) = a + b \times L_i$$

2.14

όπου C_B/C_A είναι ο λόγος σύλληψης, a είναι η τομή και b η κλίση της γραμμικής παλινδρόμησης και L_i είναι το μέσο μήκος σε κάθε ηλικιακή κλάση.

Τα μέσα μήκη σύλληψης για κάθε μάτι υπολογίζονται από την κλίση και την τομή της παλινδρόμησης ως:

$$L_A = \frac{(-2a \times m_A)}{[b \times (m_A + m_B)]} \quad 2.15$$

και

$$L_B = \frac{(-2a \times m_B)}{[b \times (m_A + m_B)]} \quad 2.16$$

Η τυπική απόκλιση (SD) και των δυο καμπύλων επιλεκτικότητας υπολογίζεται ως:

$$SD = \frac{\sqrt{2a \times (m_A - m_B)}}{b^2 \times (m_A + m_B)} \quad 2.17$$

Τα μέσα μήκη σύλληψης μπορούν να υπολογιστούν και από το συντελεστή επιλογής (SF):

$$L_A = SF \times m_A \quad 2.18$$

και

$$L_B = SF \times m_B \quad 2.19$$

Ο συντελεστής επιλογής υπολογίζεται από την κλίση και την τομή της παλινδρόμησης ως:

$$SF = -\frac{2a}{[b \times (m_A + m_B)]} \quad 2.20$$

Γνωρίζοντας τα L_A , L_B και SD, μπορεί να εκτιμηθεί η πιθανότητα σύλληψης (P) για κάθε κλάση μήκους ή για κάθε μήκος (L) για άνοιγμα ματιού m_A και m_B :

$$P_{A,L} = e^{-\left[\frac{(L-L_A)^2}{(2 \times (SD)^2)}\right]} \quad 2.21$$

και

$$P_{B,L} = e^{-\left[\frac{(L-L_B)^2}{(2 \times (SD)^2)}\right]} \quad 2.22$$

Σήμερα, η επιλεκτικότητα των διχτύων συνήθως υπολογίζεται με βάση τη μέθοδο SELECT (Millar 1992, Millar & Fryer 1999) όπως αυτή υιοθετείται στο λογισμικό GILLNET (CONSTAT 1998). Περισσότερες πληροφορίες για τη μέθοδο SELECT και το λογισμικό GILLNET υπάρχουν σε μια σειρά δημοσιεύσεων (Millar & Holst 1997, Millar & Fryer 1999).

2.3.3. Υπολογισμός επιλεκτικότητας παραγαδιών

Η επιλεκτικότητα των παραγαδιών μπορεί να υπολογιστεί με τη μέθοδο του Wulff (1986) και των Kirkwood & Walker (1986). Σύμφωνα με τη μέθοδο αυτή το μέγιστο μήκος στην πρώτη σύλληψη και οι αντίστοιχες τυπικές αποκλίσεις είναι γραμμική συνάρτηση του μεγέθους του αγκιστριού. Ο Wulff (1986) έδειξε ότι οι παράμετροι της καμπύλης επιλεκτικότητας υπολογίζονται από τη μεγιστοποίηση της παρακάτω συνάρτησης πιθανότητας (βλέπε επίσης Kirkwood & Walker 1986):

$$\sum_{l,m} \left[c_{l,m} \ln \left(\frac{s_{l,m}}{\sum_m s_{l,m}} \right) \right] \quad 2.23$$

όπου $c_{l,m}$ and $s_{l,m}$ είναι οι συλλήψεις και οι επιλεκτικότητες για τις κλάσεις μεγέθους l και τα μεγέθη των αγκιστριών m , αντίστοιχα. Η μέθοδος αυτή έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως στη βιβλιογραφία (Erzini et al. 1997, Sousa et al. 1999).

2.4. Αποτελεσματικότητα αλιευτικών εργαλείων

Ο όρος αποτελεσματικότητα αναφέρεται στον αριθμό των ατόμων που συλλαμβάνονται από ένα αλιευτικό εργαλείο ανά συγκεκριμένη μονάδα ενέργειας ή χρόνου (Fridman 1986). Ο αριθμός αυτός είναι μέρος του ολικού αριθμού των ατόμων που βρίσκονται σε μια περιοχή που αλιεύεται, καθώς μερικά άτομα αποφεύγουν τη σύλληψη κολυμπώντας ή δραπετεύοντας από το αλιευτικό εργαλείο.

Η απόλυτη αλιευτική αποτελεσματικότητα (E_N) ορίζεται ως ο λόγος του αριθμού των ψαριών που πιάνονται (N) προς το συνολικό αριθμό των ψαριών που υπάρχουν στην περιοχή δράσης ενός αλιευτικού εργαλείου κατά τη διάρκεια μιας καλάδας (N_0):

$$E_N = \frac{N}{N_0}$$

2.24

Η απόλυτη αλιευτική αποτελεσματικότητα μπορεί να πάρει τιμές από 0, όταν κανένα άτομο δεν πιάνεται, έως 1, όταν πιάνονται όλα ($N = N_0$).

Η σύλληψη ανά μονάδα χρόνου που δαπανά ένα αλιευτικό εργαλείο σε μια αλιευτική περιοχή (C_T) καθορίζεται από τρεις παράγοντες που επηρεάζουν την αλιευτική αποτελεσματικότητα, όπως φαίνεται στην εξίσωση (Fridman 1986):

$$C_T = C_E \times W \times E_T$$

2.25

όπου C_E είναι η σύλληψη ανά μονάδα προσπάθειας, W είναι η ισχύς της αλιευτικής μονάδας και E_T είναι η χρονική αποτελεσματικότητα της αλιευτικής δραστηριότητας.

Στην παραπάνω εξίσωση η σύλληψη ανά μονάδα προσπάθειας (C_E) προκύπτει από την εξίσωση:

$$C_E = \frac{N}{V}$$

2.26

όπου C_E είναι ο λόγος των πραγματικών συλλήψεων (N) που αλιεύονται σε έναν κύκλο λειτουργίας προς τον όγκο νερού (V).

Η ισχύς της αλιευτικής μονάδας, δηλαδή το αλιευτικό σκάφος μαζί με το εργαλείο (W), προκύπτει από:

$$W = \frac{V}{T_f}$$

2.27

όπου W είναι ο ρυθμός φιλτραρίσματος νερού από το αλιευτικό εργαλείο κατά τη διάρκεια της λειτουργίας του, V είναι ο όγκος νερού που φιλτράρεται και T_f είναι ο χρόνος που δαπανήθηκε για την αλιεία (Fridman 1986).

Τέλος, η χρονική αποτελεσματικότητα της αλιευτικής δραστηριότητας (E_T) προκύπτει από την εξίσωση:

$$E_T = \frac{T_f}{T}$$

2.28

όπου E_T είναι ο λόγος του πραγματικού χρόνου αλιείας (T_f) προς τη συνολική διάρκεια της αλιευτικής διαδικασίας (T). Ο πραγματικός χρόνος αλιείας αναφέρεται στη διάρκεια σύρσης ενός αλιευτικού εργαλείου και η διάρκεια της αλιευτικής διαδικασίας στη χρονική περίοδο από την πόντιση του αλιευτικού εργαλείου μέχρι την επιστροφή του στο σκάφος (Fridman 1986).

Τα παραπάνω σημαίνουν ότι όσο μεγαλύτερος είναι ο αριθμός των ψαριών που συλλαμβάνονται ανά μονάδα όγκου νερού που φιλτράρεται (C_E) και όσο μεγαλύτερος είναι ο πραγματικός χρόνος αλιείας σε σχέση με το σύνολο του χρόνου που δαπανάται (E_T), τόσο μεγαλύτερη είναι η σύλληψη ανά μονάδα χρόνου (C_T).

Επειδή εξαρτάται από πολλές παραμέτρους, η απόλυτη αλιευτική αποτελεσματικότητα (E_N) μπορεί να χαρακτηρίσει μόνο μερικώς την αποτελεσματικότητα ενός αλιευτικού εργαλείου (Fridman 1986). Επιπλέον είναι πολύ δύσκολο να εκτιμηθεί άμεσα η ακριβής τιμή του E_N , γιατί το πραγματικό αλίευμα (N) μπορεί να μετρηθεί σε βάρος ή αφθονία, αλλά είναι αδύνατο να μετρηθεί ο συνολικός αριθμός των ψαριών που υπάρχουν στην περιοχή δράσης ενός εργαλείου (N_0).

Έτσι, για πρακτικούς σκοπούς χρησιμοποιείται η σχετική αλιευτική (ή συλληπτική) αποτελεσματικότητα που συγκρίνει τις συλλήψεις μεταξύ δύο αλιευτικών εργαλείων (ή συνδυασμών σκάφους, εργαλείου και πληρώματος), συνήθως ενός νέου σε σχέση με ένα κλασικό ή τυποποιημένο.

Η σχετική αλιευτική αποτελεσματικότητα (E_c) υπολογίζεται από την εξίσωση:

$$E_c = \frac{C_G}{C_S}$$

2.29

όπου C_G οι συλλήψεις από ένα συγκεκριμένο αλιευτικό εργαλείο ή αλιευτική μονάδα (συνδυασμός σκάφους, εργαλείου και πληρώματος) και C_S οι συλλήψεις από τυποποιημένη αλιευτική μονάδα. Προϋπόθεση για τη σύγκριση είναι οι συλλήψεις να έχουν πραγματοποιηθεί στην ίδια περιοχή, με τις ίδιες συνθήκες αλιείας και στον ίδιο χρόνο.

Προτεινόμενη βιβλιογραφία κεφαλαίου

Το βιβλίο του von Brandt (1984) και η συνέχεια του από τους Gabriel et al. (2005) περιγράφει όλες τις αλιευτικές μεθόδους και τα εργαλεία που χρησιμοποιούνται παγκοσμίως και το βιβλίο του Fridman (1986) περιγράφει τον σχεδιασμό των κυριότερων αλιευτικών εργαλείων. Η «Θαλασσινή Εγκυκλοπαίδεια» του Ανανιάδη (1964) περιέχει χρήσιμες πληροφορίες και σχέδια για τα περισσότερα από τα αλιευτικά εργαλεία που έχουν χρησιμοποιηθεί στις ελληνικές θάλασσες.

Ασκήσεις

1. Δίνεται ένα αρχείο με δύο φύλλα (Sel-Trawl & Sel-Purse) που το καθένα περιέχει τρεις στήλες με δεδομένα μήκους (Length), συνολικό αριθμό ατόμων ανά κλάση μήκους (Tot) και αριθμό των ατόμων που έχουν συλληφθεί (Cap), καθώς και μια κενή στήλη (Percent).

 - α. Να υπολογιστεί το μέσο μήκος σύλληψης (L_c), τα όρια εμπιστοσύνης και οι παράμετροι (L_{25} , L_{75}) για το υποθετικό είδος του παραδείγματος που αλιεύεται με γρι-γρι και τράτες βυθού.
 - β. Ποιο από τα δύο αλιευτικά εργαλεία (τράτα βυθού ή γρι-γρι) συλλαμβάνει τα μεγαλύτερα μεγέθη και από πού προκύπτει αυτό;
2. Να βρεθεί μια εργασία δημοσιευμένη σε διεθνές περιοδικό που να περιλαμβάνει ένα πείραμα επιλεκτικότητας με τράτα βυθού ή γρι-γρι και να περιγραφούν σε 5-10 γραμμές τα αποτελέσματά του πειράματος. Να γίνει πλήρης βιβλιογραφική αναφορά της εργασίας που χρησιμοποιήθηκε.
3. Δίνεται ένα αρχείο δύο στηλών με δεδομένα μήκους (cm) υποθετικού είδους, που προέρχονται από απλά δίχτυα με διαφορετικά ανοίγματα δικτυού (A: 20 mm, B: 24 mm).

 - α. Να υπολογιστούν τα μέσα μήκη σύλληψης (L_A και L_B) που αντιστοιχούν σε κάθε άνοιγμα ματιού για το υποθετικό είδος του παραδείγματος στο πρόγραμμα FiSAT και στο EXCEL.
 - β. Να υπολογιστεί ο συντελεστής SF και η πιθανότητα σύλληψης για κάθε κλάση μήκους.
4. Να βρεθεί μια εργασία δημοσιευμένη σε διεθνές περιοδικό που να περιλαμβάνει ένα πείραμα επιλεκτικότητας με δίχτυα ή παραγάδια και να περιγραφούν σε 5-10 γραμμές τα αποτελέσματά του πειράματος. Να γίνει πλήρης βιβλιογραφική αναφορά της εργασίας που χρησιμοποιήθηκε.

3. Παραγωγικές διαδικασίες και αλιευτικοί πόροι

Σύνοψη

Το κεφάλαιο αυτό περιλαμβάνει τις θαλάσσιες παραγωγικές διαδικασίες από την πρωτογενή και ετεροτροφική παραγωγή έως την αλιευτική παραγωγή. Η τελευταία συμπεριλαμβάνει, εκτός από τις συλλήψεις των εμπορικών ειδών, τα παρεμπύπτοντα αλιεύματα, τις τυχαίες συλλήψεις και τις απορρίψεις. Αναλύονται τα συστήματα καταγραφής αλιευτικής παραγωγής και αναφέρονται τα κυριότερα αλιευόμενα είδη ασπόνδυλων και σπονδυλωτών.

Εισαγωγή

Η ηλιακή ακτινοβολία είναι η κυριότερη εξωτερική πηγή ενέργειας στα θαλάσσια οικοσυστήματα και αξιοποιείται από το φυτοπλαγκτό που βρίσκεται στη βάση του θαλάσσιου τροφικού πλέγματος (Lindeman 1942). Η πρωτογενής παραγωγή στη συνέχεια μεταφέρεται στα ανώτερα τροφικά επίπεδα μέσω της θήρευσης και χάνεται εξαιτίας του μεταβολισμού. Η αλιευτική παραγωγή κάθε οικοσυστήματος καθορίζεται από τη μετατροπή οργανικού υλικού σε κάθε τροφικό επίπεδο (Chassot et al. 2010).

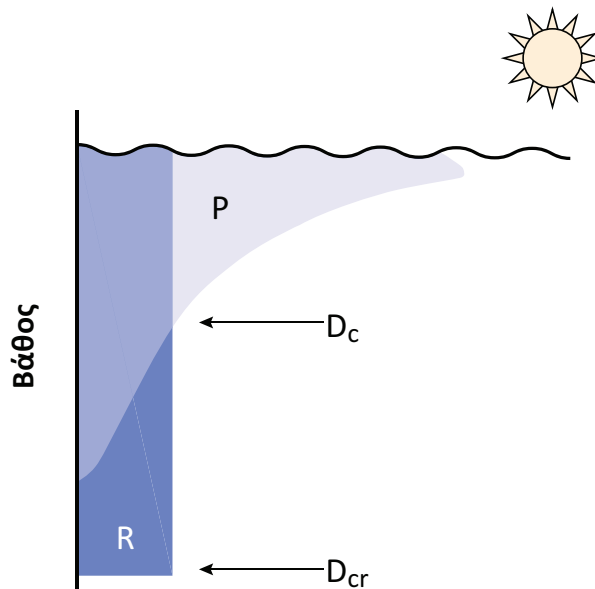
3.1. Πρωτογενής παραγωγή

Πρωτογενής παραγωγή (primary production) είναι η φωτοσυνθετική δέσμευση του άνθρακα (C) από οργανισμούς που περιέχουν χλωροφύλλη. Μετρείται σε βάρος άνθρακα που δεσμεύεται ανά μονάδα επιφάνειας ανά μονάδα χρόνου (π.χ. $125 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$). Η μικτή (ή συνολική) πρωτογενής παραγωγή αποτελεί τη συνολική δέσμευση άνθρακα, ενώ η καθαρή (net) πρωτογενής παραγωγή είναι αυτό που απομένει μετά τις απώλειες της αναπνοής (Mann & Lazier 1996). Αν και υπάρχει αβεβαιότητα σε σχέση με την πρωτογενή παραγωγή στο θαλάσσιο περιβάλλον και τον υπολογισμό της (Mann & Lazier 1996), η συνολική πρωτογενής παραγωγή από τους θαλάσσιους οργανισμούς υπολογίζεται σε 30 με 60 δισεκατομμύρια τόνους ανά έτος, δηλαδή περίπου το 40% της παγκόσμιας πρωτογενούς παραγωγής σε ξηρά και θάλασσα (Longhurst et al. 1995).

Οι φωτοσυνθετικοί οργανισμοί (φυτοπλαγκτό και φύκη) βρίσκονται σε περιοχές με άφθονο φως, το οποίο παρέχει την απαραίτητη ενέργεια για τη φωτοσύνθεση. Έτσι, το μεγαλύτερο ποσοστό της θαλάσσιας πρωτογενούς παραγωγής προέρχεται από τα παράκτια οικοσυστήματα και από τα ωκεάνια νερά, τόσο τα επιφανειακά όσο και αυτά που βρίσκονται σε μεγαλύτερα βάθη, όπου επαρκεί ο φωτισμός και τα θρεπτικά συστατικά. Η υψηλότερη ποσότητα άνθρακα στα θαλάσσια συστήματα δεσμεύεται από το φυτοπλαγκτό στα ωκεάνια και παράκτια νερά (Pauly & Christensen 1995), που καλύπτουν το 70% των ωκεανών. Αν και τα μακροφύκη, η μακρόβια βλάστηση και οι ελώδεις εκτάσεις δεσμεύουν περισσότερο άνθρακα ανά μονάδα επιφάνειας, εντούτοις η συμμετοχή τους στην παγκόσμια πρωτογενή παραγωγή είναι πολύ μικρότερη από αυτή του φυτοπλαγκτού (Duarte & Cebrian 1996).

3.1.1. Παραγωγή φυτοπλαγκτού και παράγοντες που την επηρεάζουν

Το φυτοπλαγκτό αποτελείται από αυτότροφους ευκαρυωτικούς και προκαρυωτικούς οργανισμούς. Οι αυτότροφοι οργανισμοί αποκτούν όλη την ενέργεια που χρειάζονται από ανόργανα υλικά. Πρόκειται για βακτήρια, μαστιγωτά και διάτομα διαμέτρου 20 μm μέχρι δινομαστιγωτά διαμέτρου 200 μm ή και περισσότερο. Οι οργανισμοί αυτοί για να αυξηθούν και να πολλαπλασιαστούν χρειάζονται φως, θρεπτικά συστατικά και διοξείδιο του άνθρακα (CO_2). Το άζωτο (ως νιτρικά άλατα), ο φώσφορος (ως φωσφορικά άλατα) και ο σίδηρος αποτελούν σε μερικές περιπτώσεις περιοριστικούς παράγοντες για την αύξηση του φυτοπλαγκτού (Martin 1992). Η ένταση του φωτός μειώνεται με το βάθος και έτσι η φωτοσύνθεση περιορίζεται στα 200 m στα καθαρά ωκεάνια νερά και στα 40 m στην παράκτια ζώνη και τις περιοχές ανάβλυσης (Lalli & Parsons 2004). Αντίθετα με τη φωτοσύνθεση, η αναπνοή των οργανισμών δεν επηρεάζεται από το βάθος. Έτσι, όσο το βάθος μεγαλώνει, ολοένα και μεγαλύτερο ποσοστό της δέσμευσης του άνθρακα χρησιμοποιείται στην αναπνοή (Lalli & Parsons 2004).



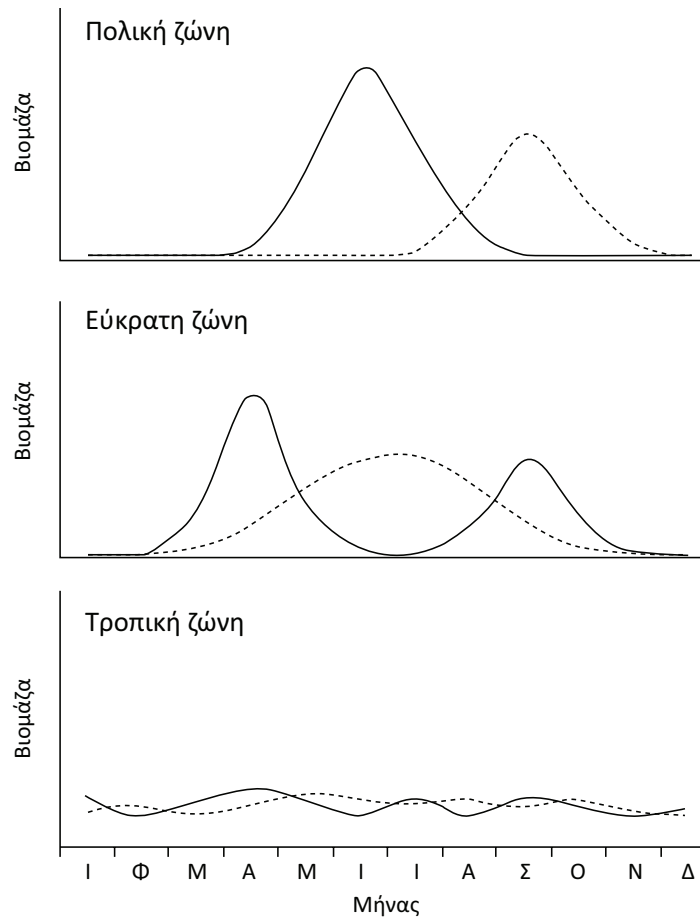
Εικόνα 3.1. Σχέση της φωτοσύνθεσης (P) και της αναπνοής (R) του φυτοπλαγκτού με το βάθος. Διακρίνονται το αντισταθμισμένο (D_c) και το κρίσιμο (D_{cr}) βάθος.

Το βάθος στο οποίο η δέσμευση από τη φωτοσύνθεση ισούται με την απώλεια λόγω αναπνοής (Εικόνα 3.1) ονομάζεται **αντισταθμισμένο βάθος** (compensation depth, D_c) και ποικίλλει από 1-2 m στα θολά παράκτια νερά έως 100 m στα καθαρά ωκεάνια νερά. Η ένταση του φωτός στο αντισταθμισμένο βάθος είναι περίπου 1% (Lalli & Parsons 2004).

Όταν το φυτοπλαγκτό βρεθεί κάτω από το αντισταθμισμένο βάθος, τότε απελευθερώνει αντί να δεσμεύει άνθρακα εξαιτίας της αναπνοής (Sverdrup 1953). Η σχέση του D_c με το βάθος της επιφανειακής μικτής ζώνης καθορίζει το ρυθμό της πρωτογενούς παραγωγής. Η μεταφορά του φυτοπλαγκτού κάτω από το D_c μπορεί να συμβεί όταν η ένταση του ανέμου είναι υψηλή και συνεπώς η στήλη του νερού είναι ομοιογενής δηλαδή η επιφανειακή μικτή ζώνη είναι βαθιά. Αντίθετα, όταν το νερό ζεσταθεί από την ηλιακή ακτινοβολία και η ένταση των ανέμων μειωθεί, κάτι που συνήθως συμβαίνει στην αρχή της άνοιξης στις εύκρατες περιοχές, η υδάτινη στήλη αρχίζει να στρωματοποιείται. Σιγά-σιγά σχηματίζεται μια φυσική διαχωριστική γραμμή μεταξύ του θερμότερου επιφανειακού και χαμηλής πυκνότητας στρώματος και του ψυχρότερου πυκνότερου στρώματος που ονομάζεται θερμοκλινές. Η ανώτερη υδάτινη μάζα αναμιγνύεται από τον άνεμο και το βάθος της καθορίζει την πρωτογενή παραγωγή (Sverdrup 1953).

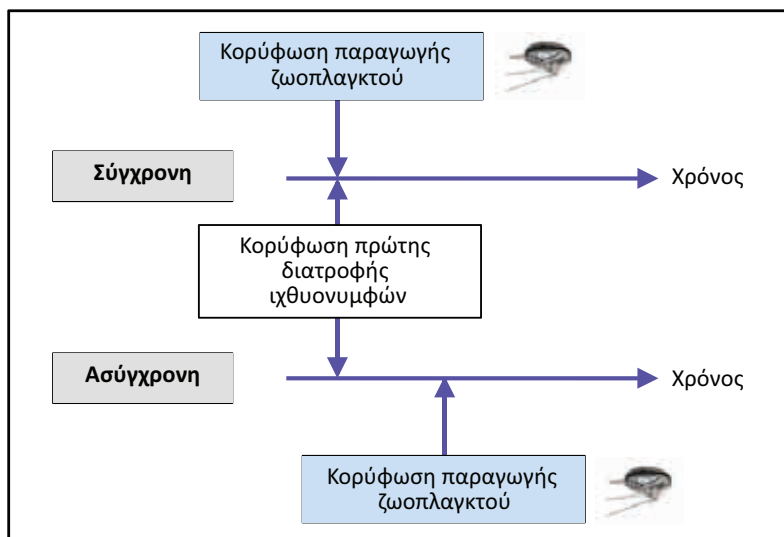
Η στρωματοποίηση της υδάτινης στήλης εμποδίζει τη μεταφορά του φυτοπλαγκτού από την επιφάνεια προς το βάθος και τη μεταφορά θρεπτικών συστατικών από το βάθος προς την επιφάνεια με αποτέλεσμα την εξάντλησή τους στην επιφανειακή μικτή ζώνη. Τα θρεπτικά συστατικά μεταφέρονται από τα επιφανειακά στα βαθύτερα στρώματα, είτε με το φυτοπλαγκτό που όταν πεθάνει βυθίζεται, είτε μέσω του ζωπλαγκτού που τρέφεται στην επιφανειακή ζώνη αλλά μεταναστεύει κάθετα στην υδάτινη στήλη για να προστατευτεί από τους θηρευτές (Vinogradov 1997). Εκεί μπορεί να απεκκρίνει τα προϊόντα του μεταβολισμού ή να φαγωθεί και τα θρεπτικά συστατικά που περιέχει να χαθούν. Η διαδικασία της μεταφοράς θρεπτικών από το ζωπλαγκτό είναι γνωστή ως βιολογική αντλία (Longhurst & Harrison 1989).

Σε πολλές περιοχές των τροπικών θαλασσών η στρωματοποίηση της υδάτινης στήλης είναι μόνιμη με ελάχιστες εποχικές διακυμάνσεις με αποτέλεσμα η παραγωγή θρεπτικών συστατικών να είναι περιορισμένη (Knauss 1997). Έτσι, η πρωτογενής παραγωγή παρουσιάζει μικρή εποχικότητα (Εικόνα 3.2). Στις εύκρατες περιοχές η υδάτινη στήλη στρωματοποιείται μόνο το καλοκαίρι, όταν οι άνεμοι είναι ασθενείς και η ηλιακή ακτινοβολία υψηλή. Η έναρξη της στρωματοποίησης την άνοιξη «παγιδεύει» τα θρεπτικά συστατικά πάνω από το θερμοκλινές. Η άφθονη τροφή προκαλεί την άνθηση του φυτοπλαγκτού που ακολουθείται από αύξηση της βιομάζας του ζωπλαγκτού για τον ίδιο λόγο (Εικόνα 3.2). Η άνθηση σταματάει με την εξάντληση των θρεπτικών συστατικών και με τη θήρευση του ζωπλαγκτού από πλαγκτοφάγα ψάρια, όπως η φρίσσα *Sardinella aurita* και ο γαύρος *Engraulis encrasicolus* (Tsikliras et al. 2005). Σε ορισμένες εύκρατες περιοχές μάλιστα υπάρχει και δεύτερη άνθηση φυτοπλαγκτού που ξεκινά με τη μείωση της βιομάζας του ζωπλαγκτού προς το τέλος του καλοκαιριού (Εικόνα 3.2). Τέλος, στις πολικές περιοχές η στρωματοποίηση της υδάτινης στήλης είναι χρονικά περιορισμένη στους καλοκαιρινούς μήνες και ακολουθείται από σύντομη άνθηση φυτοπλαγκτού και ζωπλαγκτού (Εικόνα 3.2).

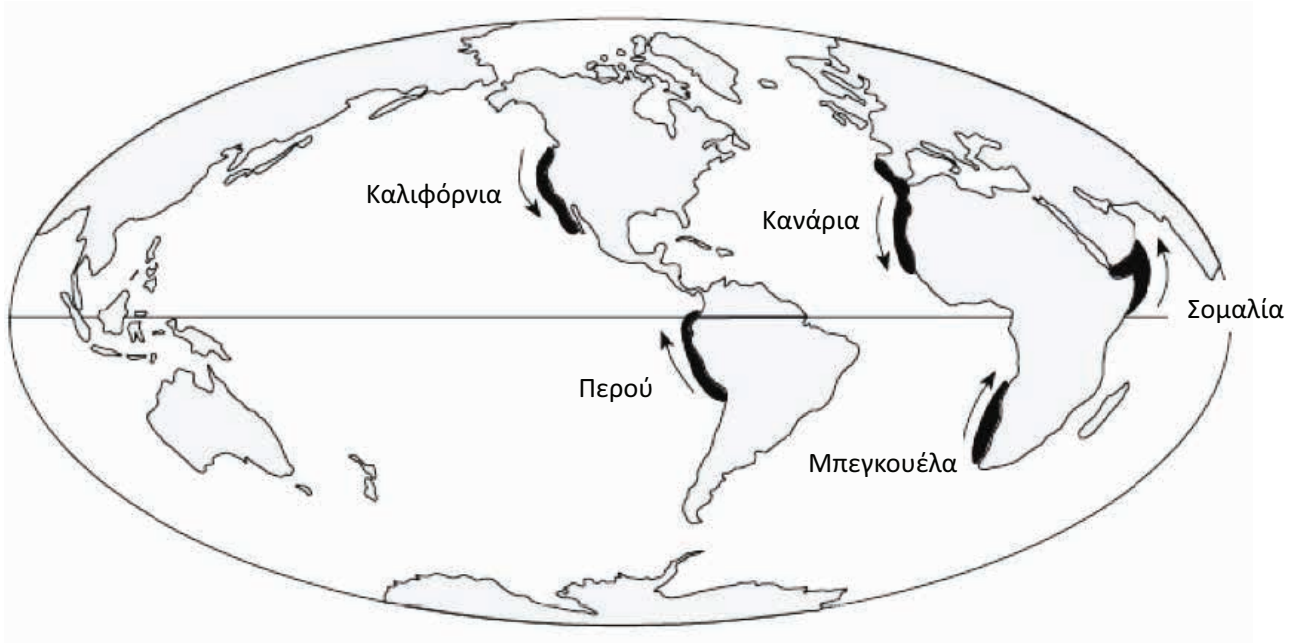


Εικόνα 3.2. Μηνιαία διακύμανση βιομάζας φυτοπλαγκτού (—) και ζωοπλαγκτού (----) σε πολικό, εύκρατο και τροπικό περιβάλλον. Οι καμπύλες δεν είναι στην ίδια κλίμακα.

Η αναπαραγωγή πολλών ειδών ψαριών είναι συγχρονισμένη με τους κύκλους πρωτογενούς παραγωγής καθώς οι προνύμφες και τα νεαρά άτομα βασίζονται στο φυτοπλαγκτό και κυρίως στο ζωοπλαγκτό για να τραφούν (Cushing 1996). Στις εύκρατες περιοχές η αναπαραγωγή και η ανάπτυξη των ιχθυοσυμφών πολλών ψαριών συμπίπτει με την άνθηση του φυτοπλαγκτού την άνοιξη και η κορύφωση της πρώτης διατροφής τους με την κορύφωση της παραγωγής ζωοπλαγκτού (Εικόνα 3.3). Ο Cushing (1981) ονόμασε το φαινόμενο αυτό **σύγχρονη-ασύγχρονη υπόθεση** (match-mismatch hypothesis). Ο συγχρονισμός της αναπαραγωγής με συνθήκες που θα ευνοήσουν την επιβίωση των απογόνων είναι πολύ σημαντικός και για τη μετέπειτα βιομάζα κάθε γενεάς και κατά συνέπεια την αλιευτική παραγωγή κάθε έτους (Κεφάλαιο 9).



Εικόνα 3.3. Σχηματική απεικόνιση της σύγχρονης-ασύγχρονης υπόθεσης που διατυπώθηκε για να περιγράψει τη σύμπτωση της πρώτης διατροφής των ιχθυοσυμφών με την κορύφωση της ζωοπλαγκτικής παραγωγής.



Εικόνα 3.4. Τα επιφανειακά ρεύματα που προκαλούν τα πέντε σημαντικότερα συστήματα ανάβλυσης στους ωκεανούς και οι περιοχές που επηρεάζονται (σκίαση).

Η πρωτογενής παραγωγή που προέρχεται από το φυτοπλαγκτό εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από το συνδυασμό φυσικών (ωκεάνια κυκλοφορία, ανάβλυση υδάτινων μαζών) και βιολογικών διεργασιών μικρής και μεγάλης κλίμακας (Mann & Lazier 1996). Τα συστήματα **ανάβλυσης υδάτων** (upwelling) είναι ρεύματα ψυχρού νερού με ανοδική πορεία από τις βαθύτερες υδάτινες μάζες προς την επιφάνεια. Η συνεχής μεταφορά πλούσιων σε θρεπτικά συστατικά υδάτινων μαζών προς τα επιφανειακά στρώματα ενισχύει την παραγωγή φυτοπλαγκτού και ζωοπλαγκτού και συνεπώς την αλιευτική παραγωγή (Cushing 1971).

Περίπου το 25% της παγκόσμιας θαλάσσιας αλιευτικής παραγωγής προέρχεται από τα πέντε μεγάλης κλίμακας συστήματα ανάβλυσης (Εικόνα 3.4) που αποτελούν μόνο το 5% της ωκεάνιας έκτασης. Τα τέσσερα από τα συστήματα αυτά βρίσκονται στις ανατολικές πλευρές του Ατλαντικού (Μπεγκουέλα, Κανάρια Νησιά) και του Ειρηνικού (Καλιφόρνια, Περού) και προκαλούνται από την κίνηση του ανέμου παράλληλα προς την ακτή, που, μαζί με τη δύναμη Coriolis, δημιουργεί μετακίνηση των επιφανειακών υδάτων από την ακτή προς τον ωκεανό και αναπλήρωσή τους από αναβλύζουσες υδάτινες μάζες (Mann & Lazier 1996). Τα ρεύματα που προκύπτουν από την επίδραση του ανέμου και της δύναμης Coriolis είναι αριστερόστροφα στο νότιο ημισφαίριο και δεξιόστροφα στο βόρειο. Το πέμπτο σύστημα ανάβλυσης βρίσκεται στην ανατολική ακτή της Αφρικής (Σομαλία) και προκαλείται από διαφορετικά φαινόμενα (μουσώνες). Η ένταση της ανάβλυσης εξαρτάται κυρίως από την ένταση του ανέμου, με αποτέλεσμα την ισχυρή εποχική διακύμανση σε κάποια συστήματα, αλλά μπορεί να επηρεαστεί και από την κλιματική αλλαγή (Bakun 1990). Στο σύστημα των Καναρίων Νησιών η ανάβλυση κυμαίνεται εποχικά και διαφέρει ανάλογα με το γεωγραφικό πλάτος, καθορίζοντας έτσι την αναπαραγωγική δραστηριότητα πολλών πελαγικών ψαριών, αλλά και τις εποχικές τους μεταναστεύσεις (Binet et al. 2001).

Το σύστημα ανάβλυσης του Περού (γνωστό και ως Humboldt) υποστηρίζει τεράστια αλιευτική παραγωγή, με το γαύρο του Περού *Engraulis ringens* να είναι το είδος με τις υψηλότερες συλλήψεις παγκοσμίως που υπερβαίνουν τα 8 εκατομμύρια τόνους (Alheit & Niqun 2004). Το σύστημα αυτό επηρεάζεται σε μεγάλο βαθμό από τις κλιματικές αλλαγές και κυρίως από το φαινόμενο El Nino, που ευθύνεται για τη μείωση της έντασης των ανέμων και την παύση της ανάβλυσης, με ανυπολόγιστες συνέπειες στην αλιευτική παραγωγή. Η πτώση της παραγωγής του γαύρου του Περού ποικίλλει ανάλογα με την ένταση του El Nino και επηρεάζει έμμεσα και τα θαλασσοπούλια που ζουν στην περιοχή και τρέφονται με γαύρο (Mann & Lazier 1996).

Η υψηλή πρωτογενής παραγωγή μπορεί να σχετίζεται και με τα **ωκεάνια μέτωπα** (fronts), που είναι οι περιοχές συνάντησης δύο ή περισσότερων υδάτινων μαζών με διαφορετικά χαρακτηριστικά. Τα μέτωπα, που μπορεί να είναι μόνιμα ή περιστασιακά, εξαιτίας της υψηλής παραγωγικότητας αποτελούν περιοχές με ευνοϊκές συνθήκες και έτσι προσελκύουν ψάρια που πρόκειται να αναπαραχθούν (Le Fevre 1986), αλλά και θαλασσοπούλια (Durazo et al. 1998).

3.1.2. Κατανομή και προορισμός πρωτογενούς παραγωγής

Οι μετρήσεις των συγκεντρώσεων της χλωροφύλλης χρησιμοποιούνται ως δείκτες της βιομάζας του φυτοπλαγκτού, καθώς η μέτρηση των κυττάρων σε μεγάλη κλίμακα θα ήταν αδύνατη (Falkowski & Raven 1997). Παρομοίως, η πρωτογενής παραγωγή μετριέται ως ο ρυθμός κατανάλωσης CO₂ από οργανισμούς που μεγαλώνουν σε φυσικές συνθήκες. Με βάση τις μετρήσεις αυτές η πρωτογενής παραγωγή κυμαίνεται από 100 g C m⁻² γ⁻¹ στον ανοιχτό ωκεανό έως 973 g C m⁻² γ⁻¹ στις περιοχές ανάβλυσης και στην παράκτια ζώνη (Pauly & Christensen 1995).

Περίπου το 10% της θαλάσσιας πρωτογενούς παραγωγής προέρχεται από μη-φυτοπλαγκτικούς οργανισμούς, όπως τα μακροφύκη με παραγωγές που ποικίλλουν ανά οργανισμό και περιοχή (Duarte & Cebrian 1996). Οι τιμές της πρωτογενούς παραγωγής από μη-φυτοπλαγκτικούς οργανισμούς είναι πολύ υψηλότερες από αυτές του φυτοπλαγκτού ανά μονάδα επιφάνειας και χρόνου. Ένα μακροφύκος μπορεί να παράγει μέχρι και 1000 g C m⁻² γ⁻¹, ενώ τα μανγκρόβια φυτά μέχρι και 5000 g C m⁻² γ⁻¹. Όμως, το ποσοστό της συνολικής θαλάσσιας μάζας που καταλαμβάνουν αυτοί οι τύποι βλάστησης είναι τόσο μικρό, που η συνολική τους συνεισφορά δεν ξεπερνάει το 10% (Duarte & Cebrian 1996).

Η πρωτογενής παραγωγή που παραμένει στα όρια ενός οικοσυστήματος μπορεί να καταναλωθεί από φυτοφάγους οργανισμούς, να αποσυντεθεί ή να αποθηκευτεί. Οι φυτοφάγοι οργανισμοί είναι ετερότροφοι (λαμβάνουν την απαραίτητη ενέργεια από εξωτερικές πηγές οργανικών ενώσεων) που καταναλώνουν ζωντανούς φυτικούς οργανισμούς. Η αποσύνθεση αναφέρεται στη χρήση διαλυμένου οργανικού άνθρακα (DOC) ή στοιχειώδους οργανικού άνθρακα (POC) από τους καταναλωτές, ενώ η αποθήκευση αναφέρεται στις ποσότητες άνθρακα που δεν αποσυντίθενται, αλλά συσσωρεύονται στο ίζημα.

3.1.3. Πρωτογενής παραγωγή που απαιτείται για να συντηρήσει την αλιεία

Η αλιευτική παραγωγή είναι υψηλότερη στην παράκτια ζώνη, στις περιοχές ανάβλυσης και στους κοραλλιογενείς υφάλους, αντικατοπτρίζοντας την υψηλή πρωτογενή παραγωγή στις περιοχές αυτές. Οι εκτιμήσεις της πρωτογενούς παραγωγής θα μπορούσαν να χρησιμοποιηθούν για τον υπολογισμό της αλιευτικής απόδοσης του οικοσυστήματος. Η εκτίμηση της πρωτογενούς παραγωγής που απαιτείται για να συντηρήσει την αλιευτική δραστηριότητα και απόδοση για κάθε οικοσύστημα μπορεί να χρησιμοποιηθεί και για να επιβληθούν όρια στην αλιευτική παραγωγή. Για να γίνει αυτός ο υπολογισμός, πρέπει να είναι γνωστή η αποδοτικότητα μεταφοράς ενέργειας μεταξύ της λείας και του θηρευτή. Πράγματι, η πρωτογενής παραγωγή χρησιμοποιήθηκε στο παρελθόν για να εκτιμηθεί η μέγιστη βιομάζα ψαριών που μπορεί να αφαιρεθεί από τη θάλασσα.

Το 1969 έγινε η πρώτη προσπάθεια εκτίμησης από τον Ryther (1969), που χώρισε τις θάλασσες σε ανοιχτή θάλασσα, παράκτια ζώνη και περιοχές ανάβλυσης και προέβλεψε την παγκόσμια αλιευτική παραγωγή με βάση την πρωτογενή παραγωγή. Η πρόβλεψή του ήταν ότι οι παγκόσμιες συλλήψεις ψαριών δεν θα ξεπερνούσαν τους 100 εκατομμύρια τόνους ετησίως, ποσότητα όμως που έχει ήδη ξεπεραστεί κατά πολύ (Pauly 1996). Για την πρόβλεψη αυτή χρησιμοποιήθηκε η εκτίμηση ότι η πρωτογενής παραγωγή είναι 20×10⁹ t C γ⁻¹ δηλαδή λιγότερη από τη μισή σημερινή εκτίμηση. Άρα, η ετήσια αλιευτική παραγωγή θα μπορούσε θεωρητικά να ξεπεράσει τους 200 εκατομμύρια τόνους. Ακολούθησαν πολλές προβλέψεις, οι περισσότερες από τις οποίες προβλέπουν αλιευτική παραγωγή μεταξύ 100 και 200 εκατομμυρίων τόνων (Pauly 1996).

Με τη χρήση των κλασματικών τροφικών επιπέδων (Κεφάλαιο 10) ανά ομάδα ειδών που εκφορτώνονται και απόδοση μεταφοράς ενέργειας 10%, οι Pauly & Christensen (1995) υπολόγισαν το ποσοστό της πρωτογενούς παραγωγής που απαιτείται για να συντηρηθεί η υπάρχουσα παγκόσμια αλιευτική παραγωγή (PPR). Σύμφωνα με τους συγγραφείς περισσότερο από το 20% της πρωτογενούς παραγωγής απαιτείται για την υποστήριξη της αλιείας σε έντονα εκμεταλλευόμενα παράκτια οικοσυστήματα. Η εξίσωση υπολογισμού είναι (Pauly & Christensen 1995):

$$PPR = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{CR} \times \left(\frac{1}{TE}\right)^{(TL-1)}$$

3.1

όπου C_i είναι η παραγωγή του είδους i, CR ο ρυθμός μετατροπής του υγρού βάρους σε άνθρακα, TE η απόδοση ενέργειας μεταξύ τροφικών επιπέδων TL το τροφικό επίπεδο του είδους I και n ο αριθμός των ειδών σε μια περιοχή. Συνήθως CR=9:1 και TE=10% (Pauly & Christensen 1995).

Σύμφωνα με τον Tudela (2000) η πρωτογενής παραγωγή που απαιτείται για να συντηρηθεί η αλιευτική παραγωγή είναι:

$$PPR = \left(\frac{C}{g}\right) \times 10^{(TL-1)}$$

3.2

όπου C είναι η αλιευτική παραγωγή και TL το μέσο τροφικό επίπεδο των ειδών σε μια περιοχή.

Η εκτίμηση του Tudela (2000) ήταν ότι απαιτείται το 40% της πρωτογενούς παραγωγής για να συντηρηθεί η αλιεία (συμπεριλαμβανομένων των απορριπτόμενων και των λάθος καταγραφών) στις ισπανικές ακτές (Tudela et al. 2004). Η αύξηση της πρωτογενούς παραγωγής στη ΒΔ και βόρεια Μεσόγειο ως αποτέλεσμα του ευτροφισμού μπορεί να έχει ευεργετικά αποτελέσματα για τα τροφικά πλέγματα και να ενισχύσει σημαντικά την αλιευτική παραγωγή και συνεπώς την οικονομία της δυτικής λεκάνης της Μεσογείου (Caddy 1997, 2000).

3.2. Ετεροτροφική παραγωγή

Ένα ποσοστό του άνθρακα που έχει δεσμευτεί από τους αυτότροφους οργανισμούς καταναλώνεται από τους ετερότροφους οργανισμούς οι οποίοι με την σειρά τους καταναλώνονται από άλλους, με αποτέλεσμα τη δημιουργία του τροφικού πλέγματος που βασίζεται στην κατανάλωση ενός οργανισμού από έναν άλλο.

Οι ετερότροφοι οργανισμοί δεν ανταποκρίνονται άμεσα στην αύξηση του φυτοπλαγκτού αν και καταναλώνουν περισσότερο από το 60% (περίπου $26 \times 10^{15} \text{ g C } \gamma^{-1}$) του ωκεάνιου και παράκτιου φυτοπλαγκτού (Duarte & Cebrían 1996). Η διάρκεια και η ένταση της δευτερογενούς (ετεροτροφικής) παραγωγής ποικίλλει ανάλογα με το γεωγραφικό πλάτος και την περιοχή (Εικόνα 3.2). Ο υπολογισμός της συνολικής δευτερογενούς παραγωγής είναι σχετικά δύσκολος, γιατί οι μεγαλόσωμοι ετερότροφοι οργανισμοί συνήθως μελετώνται σε επίπεδο είδους (Miller & Wheeler 2012). Επιπλέον, η δευτερογενής παραγωγή δεν εξαρτάται μόνο από ποσότητα του φυτοπλαγκτού που υπάρχει στην θάλασσα μία δεδομένη στιγμή, αλλά και από τον ρυθμό ανανέωσής του, δεδομένης της μικρής διάρκειας ζωής των κυττάρων του φυτοπλαγκτού και του υψηλού ρυθμού αναπαραγωγής του. Αυτό αποτελεί μια βασική διαφορά των θαλασσίων οικοσυστημάτων από τα χερσαία τα οποία βασίζονται στην φυτική παραγωγή πολυκύτταρων οργανισμών.

Η κύρια ομάδα μικροζωοπλαγκτού είναι τα βλεφαριδοφόρα (φύλο *Ciliata*) που καταναλώνουν μικρόβια και το μικρότερο σε μέγεθος φυτοπλαγκτό. Στα παράκτια οικοσυστήματα της εύκρατης ζώνης τα βλεφαριδοφόρα καταναλώνουν 40-60% της πρωτογενούς παραγωγής το καλοκαίρι, όταν κυριαρχεί το νανοπλαγκτό, και το 10-60% σε ετήσια βάση (Pierce & Turner 1992). Στο Kattegat (βόρεια Ευρώπη) η ετήσια παραγωγή βλεφαριδοφόρων ήταν $57 \text{ g C m}^{-2} \gamma^{-1}$ (Nielsen & Kjørboe 1994).

Η παραγωγή του μεγαλύτερου σε μέγεθος ζωοπλαγκτού, όπως τα κωπήποδα (υποκλάση *Copepoda*), είναι πολύ μικρότερη ($12 \text{ g C m}^{-2} \gamma^{-1}$ στο Kattegat), αλλά μπορεί να φτάσει τα $150 \text{ g C m}^{-2} \gamma^{-1}$ σε περιοχές ανάβλυσης υδάτων (Hutchings et al. 1995). Τέλος, η παραγωγή της μεγαλόσωμης ζωοπλαγκτικής ομάδας κριλ (ευφασεώδη της τάξης *Euphausiacea*) που καταναλώνει φυτοπλαγκτικούς και μικρόσωμους ζωοπλαγκτικούς οργανισμούς κυμαίνεται από 30 ως $97 \times 10^6 \text{ t } \gamma^{-1}$ (Trathan et al. 1995), αλλά από έτος σε έτος παρουσιάζει έντονες διακυμάνσεις που επηρεάζουν και τη βιομάζα των θηρευτών του.

3.3. Αλιευτική παραγωγή

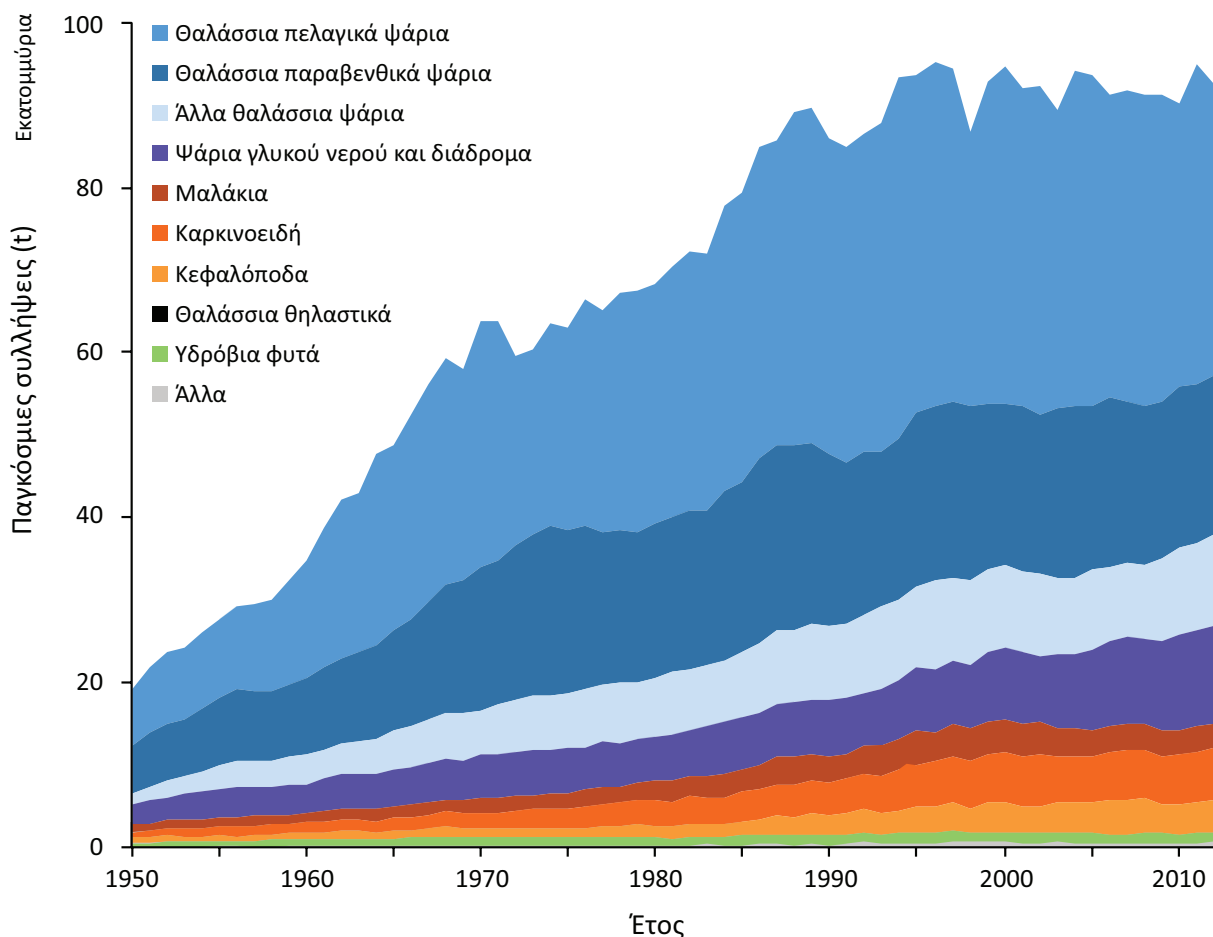
Οι **συνολικές συλλήψεις** ή **εξαλιεύσεις** (=η βιομάζα σπονδυλωτών και ασπόνδυλων, αλλά και φυτών, που αφαιρείται από το οικοσύστημα, total catch ή catches) των αλιευτικών σκαφών αποτελούνται από τις **εκφορτώσεις** (=το ποσοστό της συνολικής βιομάζας που φτάνει στο λιμάνι και καταγράφεται, landings) και τις **απορρίψεις** (=το ποσοστό του αλιεύματος που αφού έρθει επί του αλιευτικού σκάφους απορρίπτεται πίσω στη θάλασσα, είτε γιατί δεν έχει εμπορική αξία, είτε γιατί είναι υπομεγέθες, discards). Τα απορριπτόμενα αλιεύματα, που μαζί με τα **παράνομα** (illegal), τα **ανεξέλεγκτα** (unregulated) και τα **μη-καταγεγραμμένα** αλιεύματα (unreported) μπορεί να ισούνται με το μισό της βιομάζας που εκφορτώνεται, αποτελούν ένα από τα μεγαλύτερα προβλήματα της αλιευτικής επιστήμης (Pitcher et al. 2002). Οι όροι αυτοί αναλύονται στο επόμενο κεφάλαιο.

Η παγκόσμια αλιευτική παραγωγή καταγράφεται από το 1950 από τον διεθνή οργανισμό FAO (*Food and Agriculture Organization*) που υπάγεται στα Ηνωμένα Έθνη. Ο FAO δημοσιεύει ετήσια στατιστικά δελτία αλιείας (Yearbook of Fishery Statistics) που περιέχουν πληροφορίες για τις ετήσιες εκφορτώσεις των ψαριών, των καρκινοειδών, των μαλακίων και άλλων υδρόβιων οργανισμών (φυτικών και ζωικών). Τα πρωτογενή δεδομένα προέρχονται από τις χώρες/μέλη και αναφέρονται σε εμπορική, βιομηχανοποιημένη και μικρής κλίμακας παράκτια αλιευτική δραστηριότητα (αλλά όχι σε ερασιτεχνική ή αθλητική αλιεία) που πραγματο-

ποιούνται σε εσωτερικά (λίμνες και ποτάμια) και παράκτια νερά, αλλά και στην ανοιχτή θάλασσα και τους ωκεανούς. Εξαιρείται η παραγωγή οποιασδήποτε μορφής εκτροφής ή καλλιέργειας, οι οποίες καταγράφονται σε ξεχωριστά δελτία.

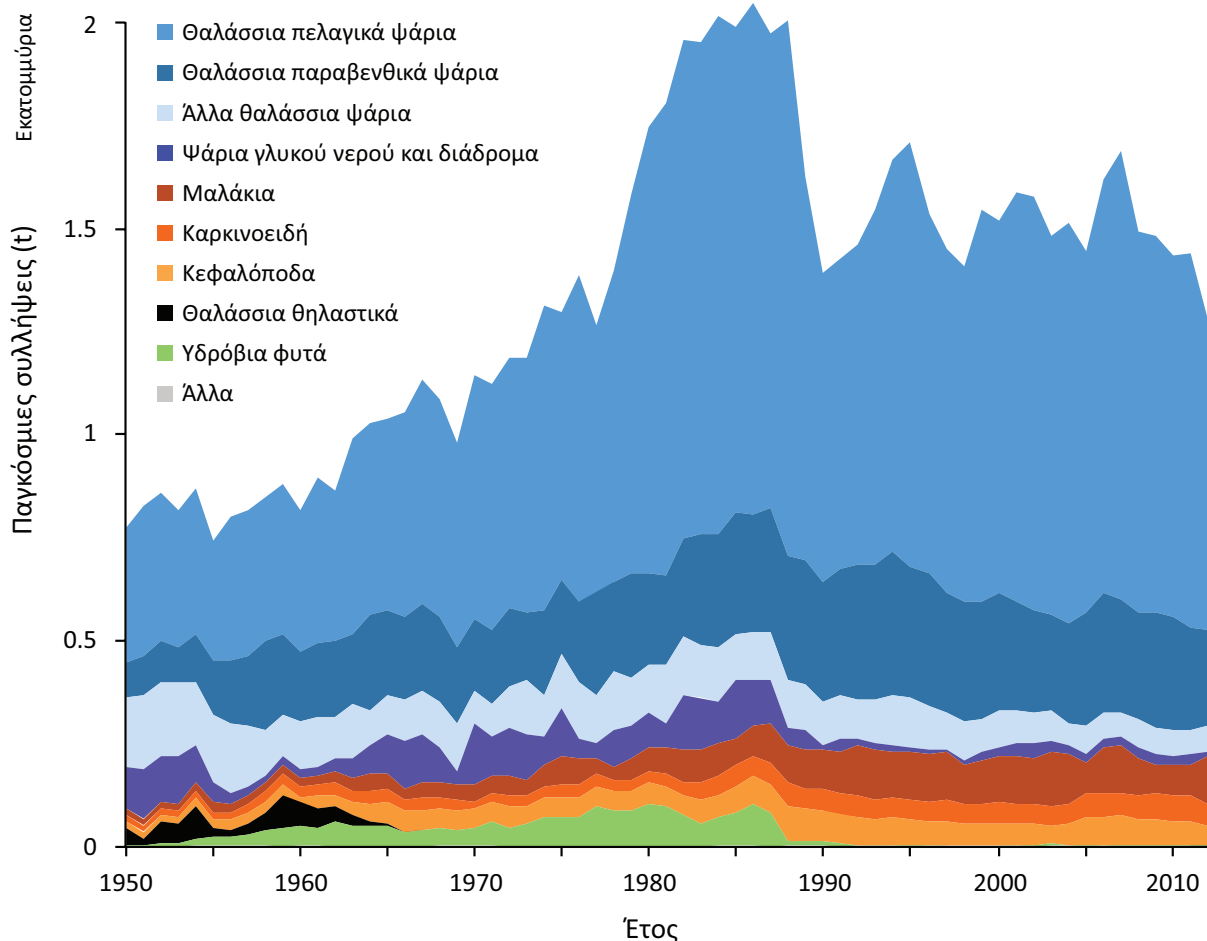
Παρά την πληθώρα των πληροφοριών που καταγράφονται τα δεδομένα αυτά έχουν κάποια μειονεκτήματα, καθώς βασίζονται στις παραγωγές που δίνουν οι χώρες/μέλη χωρίς να ελέγχεται συστηματικά η αξιοπιστία τους. Έτσι, η Κίνα για πολλά χρόνια εμφάνιζε ψευδή αύξηση της εγχώριας αλιευτικής παραγωγής της καλύπτοντας την παγκόσμια πτώση των θαλάσσιων αποθεμάτων (Watson & Pauly 2001). Όμως, το μεγαλύτερο πρόβλημα των δεδομένων του FAO είναι ότι δεν περιλαμβάνει παράνομα και μη καταγεγραμμένα αλιεύματα που μπορεί να φτάσουν το 50% των συνολικών συλλήψεων (Pitcher et al. 2002), ούτε απορριπτόμενα αλιεύματα που επίσης μπορεί να αποτελούν μέχρι το 40% των συνολικών συλλήψεων (Alverson et al. 1994, Zeller & Pauly 2005).

Τα δεδομένα που καταγράφονται από τον οργανισμό *FAO* είναι ελεύθερα διαθέσιμα στην ιστοσελίδα του οργανισμού, αλλά και μέσω της *FishBase* (Froese & Pauly 2015) όπου διατίθεται δωρεάν το στατιστικό πρόγραμμα *Fishstat J* που περιέχει τις παραγωγές για όλα τα αλιεύσιμα είδη (ή ομάδα ειδών) ανά περιοχή, χώρα και οικοσύστημα από το 1950 μέχρι σήμερα. Με βάση τα στοιχεία του *FAO* για το διάστημα 1950-2010 η παγκόσμια θαλάσσια αλιευτική παραγωγή κυμάνθηκε από 17 (1950) έως 87 (2000) εκατομμύρια τόνους με τάσεις σταθεροποίησης στους 80-85 εκατομμύρια τόνους περίπου (Εικόνα 3.5). Το είδος με τις υψηλότερες συλλήψεις παγκοσμίως είναι ο γαύρος του Περού (anchovetta) *Engraulis ringens*. Όπως είναι αναμενόμενο, λόγω της μεγάλης πληθυσμιακής τους πυκνότητας και των μαζικών συλλήψεών τους, τα μικρά πελαγικά ψάρια κυριαρχούν στις συλλήψεις και ακολουθούνται από τα παραβενθικά είδη ψαριών.



Εικόνα 3.5. Παγκόσμιες συλλήψεις αλιευόμενων οργανισμών για την περίοδο 1950-2012 (δεδομένα από FAO 2014).

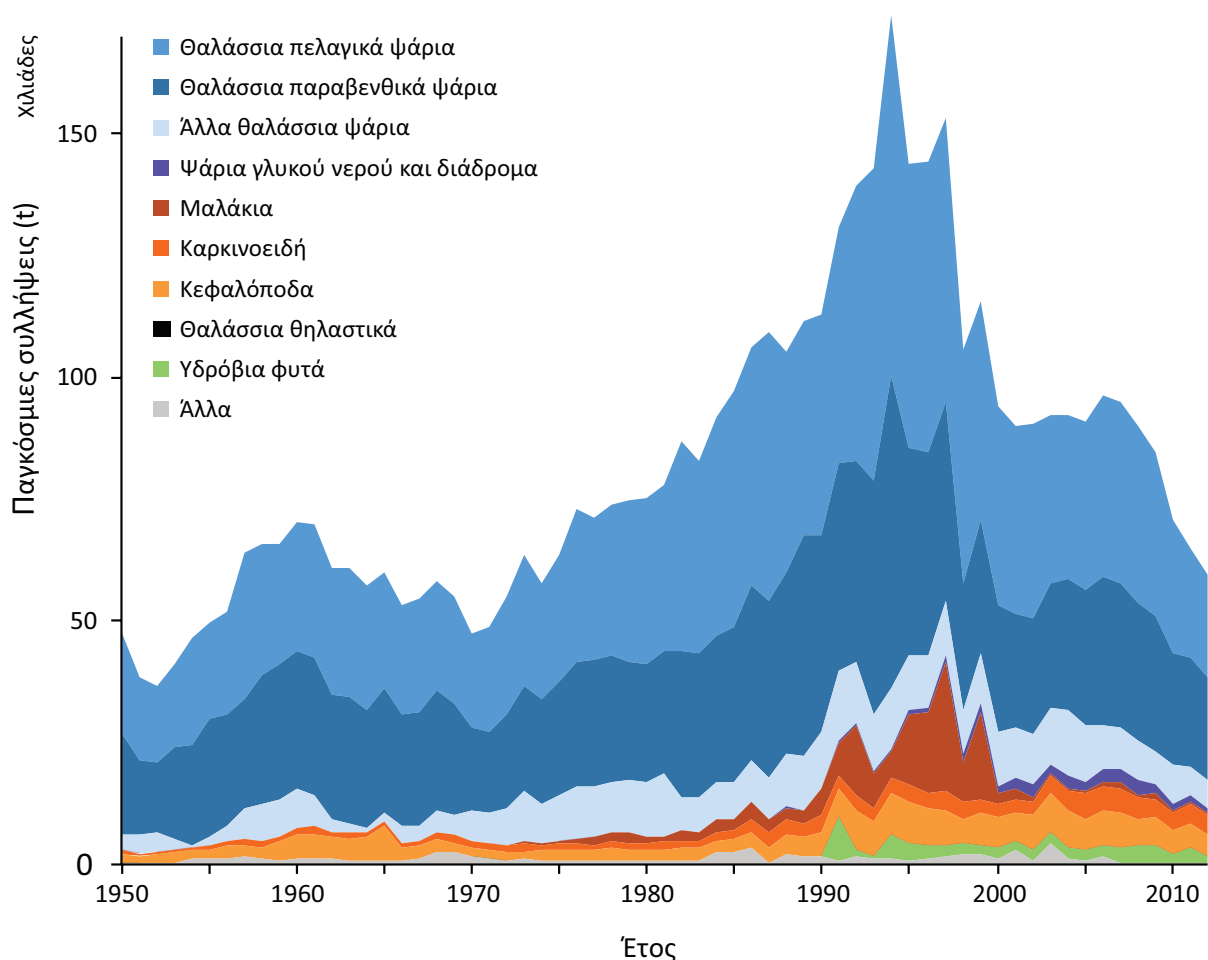
Στη Μεσόγειο Θάλασσα, τα μικρά πελαγικά ψάρια, όπως ο γαύρος *Engraulis encrasicolus*, η σαρδέλα *Sardina pilchardus* και η φρίσσα *Sardinella aurita* κυριαρχούν στις συλλήψεις, αν και οι αθροιστικές τους ποσότητες εμφανίζουν τάση μείωσης από το 1980 και μετά (Εικόνα 3.6). Ακολουθούν τα μικρά παραβενθικά είδη, όπως η γόπα *Boops boops*, τα μεσαία πελαγικά, όπως τα σαυρίδια *Trachurus trachurus* και *Trachurus mediterraneus*, και τα μεσαία παραβενθικά, όπως ο μπακαλιάρος *Merluccius merluccius*, με παρόμοια πτωτική τάση στις συλλήψεις (Εικόνα 3.6).



Εικόνα 3.6. Εκφορτώσεις θαλάσσιας αλιείας ανά λειτουργική ομάδα στη Μεσόγειο και Μαύρη Θάλασσα (περιοχή FAO 37) για την περίοδο 1950-2012 (δεδομένα από FAO 2014).

Υπάρχουν χώρες που καταγράφουν μέρος της αλιευτικής τους παραγωγής από το 1600 (Ιταλία: Ravier & Fromentin 2001, Δανία: Roulsen et al. 2007), ενώ σε άλλες -τις περισσότερες- τα επίσημα στοιχεία σε μορφή που δεν παρουσιάζει ασυνέχειες ξεκινούν μετά το 1950. Στην Ελλάδα η παραγωγή που προέρχεται από τη θαλάσσια αλιεία των μηχανοκίνητων σκαφών με υποδύναμη μηχανής μεγαλύτερη από 19 HP καταγράφεται από την Ελληνική Στατιστική Αρχή (ΕΛΣΤΑΤ) από το 1964 (Stergiou et al. 1997a, Tzikliras et al. 2007a).

Εκτός από τις εκφορτώσεις 66 ειδών (ή ομάδων ειδών) ψαριών, καρκινοειδών, δίθυρων και κεφαλόποδων που καταγράφονται ανά μήνα, ανά αλιευτική περιοχή και ανά αλιευτικό εργαλείο, η ΕΛΣΤΑΤ καταγράφει τον αριθμό σκαφών ανά αλιευτικό εργαλείο, τη χωρητικότητα και την υποδύναμη του αλιευτικού στόλου, καθώς και τον αριθμό των αλιέων και την τιμή πώλησης των αλιευμάτων. Τα δεδομένα της ΕΛΣΤΑΤ είναι πολύτιμο εργαλείο στα χέρια των επιστημόνων αλλά έχουν μειονεκτήματα που είναι παρόμοια με αυτά των στοιχείων του FAO, τα οποία περιγράφονται παρακάτω. Επιπλέον, η ΕΛΣΤΑΤ δεν καταγράφει την παραγωγή της μικρής παράκτιας αλιείας που κυμαίνεται από 10-60% (μέση τιμή 35%) των συνολικών συλλήψεων (Tzikliras et al. 2007a), ούτε και αυτήν της ερασιτεχνικής αλιείας, που μπορεί να φτάσει τους 16 χιλιάδες τόνους ετησίως (Moutouroulos et al. 2013). Στις ελληνικές θάλασσες (Stergiou et al. 2004) οι συνολικές συλλήψεις αυξήθηκαν από 49.544 t το 1964 σε 162.018 t το 1994 και στη συνέχεια μειώθηκαν σε λιγότερο από 85.000 t το 2002 (Εικόνα 3.7). Οι εκφορτώσεις των ψαριών που αποτελούν το κυριότερο μέρος των συνολικών εκφορτώσεων αυξήθηκαν θεαματικά από 47.000 t το 1964 σε 150.000 t το 1994 και μετά μειώθηκαν απότομα σε 75.000 t το 2002 (Εικόνα 3.7). Οι εκφορτώσεις των καρκινοειδών (Εικόνα 3.7) κυμάνθηκαν στους 1100 t περίπου για το διάστημα 1964-1985 και αυξήθηκαν στους 3500 t κατά την υπόλοιπη περίοδο. Τέλος, οι εκφορτώσεις των κεφαλόποδων (Εικόνα 3.7) κυμάνθηκαν στους 2000 t περίπου για την περίοδο 1964-1985, αυξήθηκαν σημαντικά περίπου στους 8000 t μέχρι το 1995 και από τότε μειώνονται.

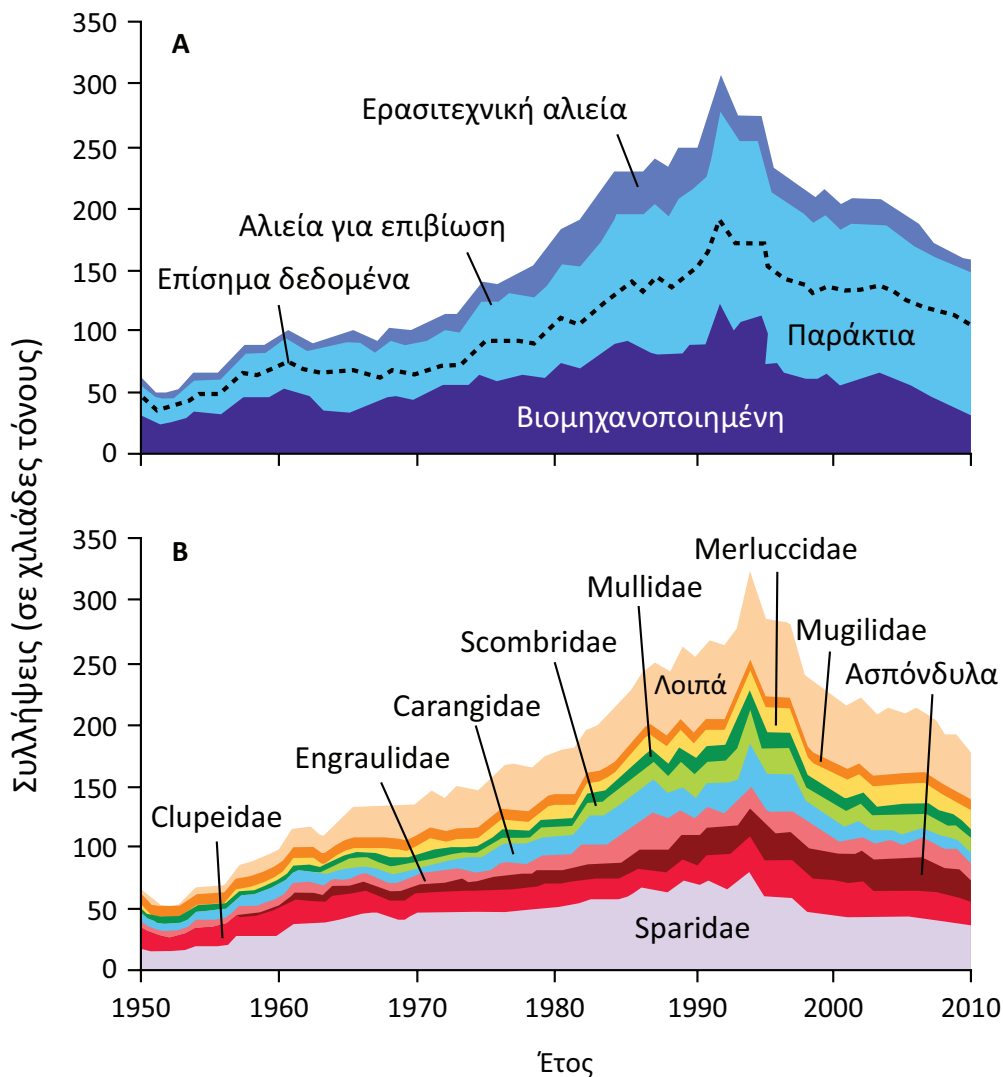


Εικόνα 3.7. Εκφορτώσεις θαλάσσιας αλιείας ανά λειτουργική ομάδα στις ελληνικές θάλασσες για την περίοδο 1950-2012 (δεδομένα από FAO 2014).

Τι δεδομένα;

Τον Φεβρουάριο του 2013 το περιοδικό Nature φιλοξένησε (και στο εξώφυλλο) μια από τις μεγαλύτερες επιστημονικές διαφωνίες στην αλιευτική επιστήμη σχετικά με την προέλευση των δεδομένων που χρησιμοποιούνται για τον υπολογισμό διάφορων αλιευτικών δεικτών (Pauly et al. 2013). Η μια πλευρά, που εκφράζεται από τον *Daniel Pauly* (University of British Columbia), υποστηρίζει ότι οι εκφορτώσεις (ή οι συλλήψεις) επαρκούν για να γίνει αντιληπτή η αλιευτική κατάσταση των αποθεμάτων, ενώ η αντίθετη πλευρά, που εκφράζεται από τον *Ray Hilborn* (University of Washington) θεωρεί ότι θα πρέπει να χρησιμοποιούνται μόνο τα δεδομένα από τακτικές εκτιμήσεις αποθεμάτων και από επιστημονικές δειγματοληψίες. Σε περιοχές όπου δεν υπάρχουν εκτενείς χρονοσειρές δεδομένων από τακτικές εκτιμήσεις αποθεμάτων, όπως στις περισσότερες χώρες της Μεσογείου, η χρήση των δεδομένων εκφορτώσεων είναι μονόδρομος.

Πρόσφατα επιχειρήθηκε ανασύσταση της ελληνικής επαγγελματικής αλιευτικής παραγωγής από το 1928 μέχρι το 2010 (Moutouroulos & Stergiou 2012), στην οποία συμπεριλήφθηκε η ερασιτεχνική αλιεία και τα απορριπτόμενα αλιεύματα (Moutouroulos et al. 2013). Η τελική ανασυσταθείσα αλιευτική παραγωγή (Εικόνα 3.8) είναι περίπου 1,5 φορές υψηλότερη της επίσημης παραγωγής που δηλώνεται στον *FAO* (Moutouroulos et al. 2014a). Παρ' όλ' αυτά, η αξιοπιστία των δεδομένων καταγραφής πρέπει να βελτιωθεί και αυτό μπορεί να γίνει μέσω του Εθνικού Προγράμματος Συλλογής Αλιευτικών Δεδομένων, που είναι σε εφαρμογή του Ευρωπαϊκού Κανονισμού 199/2008, με βάση τον οποίο τα αλιευτικά στοιχεία συλλέγονται αναλυτικά με βάση ένα κοινά συμφωνηθέν πρωτόκολλο. Το πρόγραμμα αυτό πρακτικά έχει διακοπεί στην Ελλάδα από το 2008. Τα δεδομένα αυτά μπορούν να αξιοποιηθούν παράλληλα και για την τακτική εκτίμηση των αποθεμάτων των ελληνικών θαλασσών.



Εικόνα 3.8. Ανασύσταση των συλλήψεων της ελληνικής θαλάσσιας αλιευτικής παραγωγής (A) ανά κατηγορία και (B) ανά ταξινομική ομάδα για την περίοδο 1950-2010 (από Μουτοπούλος et al. 2014α).

3.3.1. Πλεονεκτήματα συστημάτων καταγραφής

Το μεγαλύτερο πλεονέκτημα είναι ότι τα δεδομένα αλιευτικής παραγωγής είναι διαθέσιμα δωρεάν στο διαδίκτυο. Η εξοικονόμηση χρόνου και χρήματος είναι τεράστια, αν αναλογιστεί κανείς τον φόρτο εργασίας που θα απαιτείτο για να συλλεχθούν αυτά τα δεδομένα με ερευνητικές δειγματοληψίες. Το δεύτερο πλεονέκτημα είναι ότι καλύπτουν μεγάλο χρονικό διάστημα (στην Ελλάδα περισσότερο από 50 χρόνια). Η χρονική και χωρική ανάλυση είναι πολύ υψηλή, ώστε να καλύπτονται όλες οι ελληνικές θάλασσες σε μηνιαία βάση. Επίσης, η συνέχεια και συνέπεια συλλογής των δεδομένων και ο σχετικός βαθμός υποκειμενικότητας στη συλλογή (επόμενο κεφάλαιο) προσφέρουν αξιοπιστία στα δεδομένα, ενώ, τέλος, ο δειγματοληπτικός σχεδιασμός έχει γίνει με την κατάλληλη στατιστική επεξεργασία (Stergiou et al. 1997a, Tsikliras et al. 2007α).

3.3.2. Μειονεκτήματα συστημάτων καταγραφής

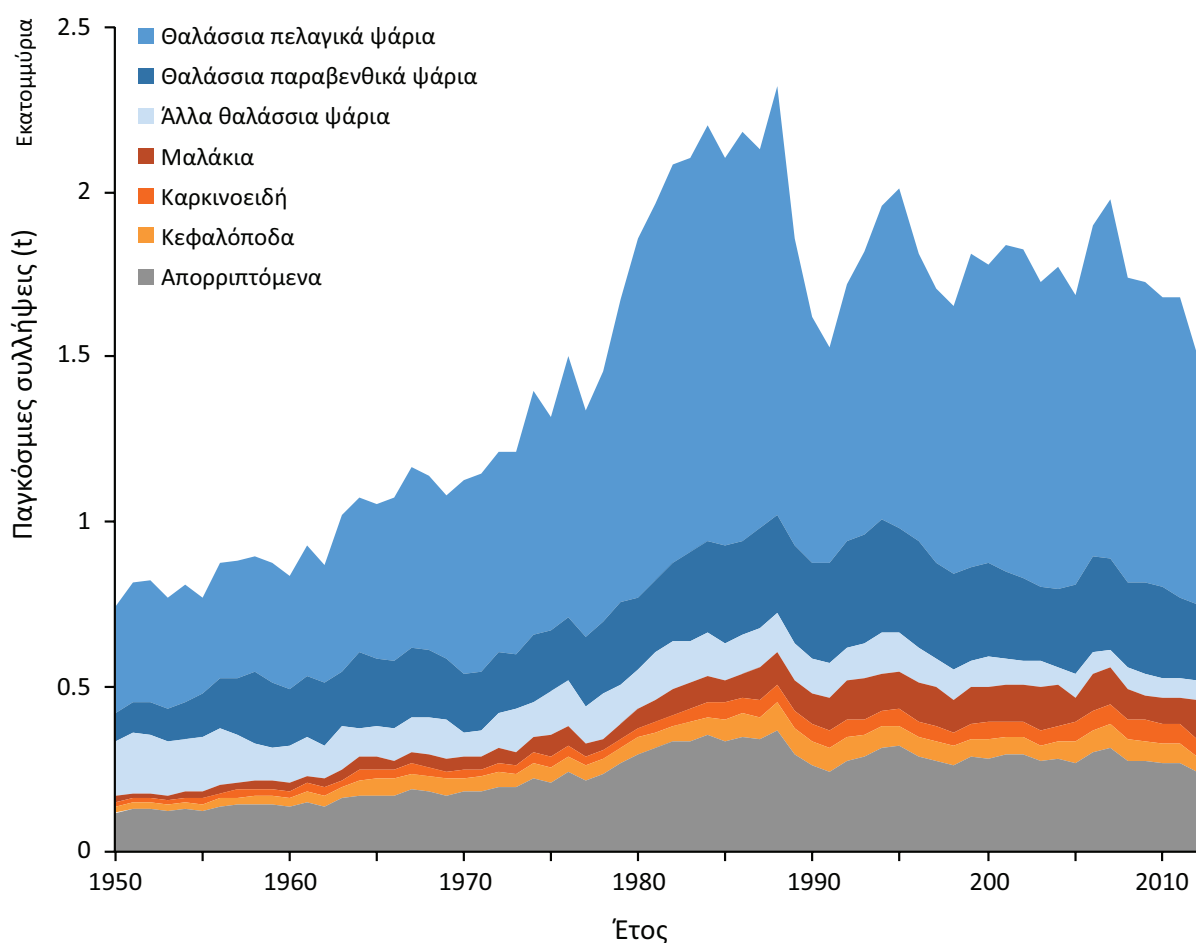
Η καταγραφή από την *ΕΛΣΤΑΤ* είναι υποκειμενική, καθώς δεν βασίζεται σε πραγματικά δεδομένα συλλήψεων ή εκφορτώσεων, αλλά σε στοιχεία συλλήψεων που δηλώνονται από τους ψαράδες, τα οποία όμως δεν διασταυρώνονται. Μπορεί, λοιπόν, να δηλώνονται ψευδή ή παραποιημένα δεδομένα, ειδικά σε σχέση με το εισόδημα (Paraconstantinou 2002, Kavadas et al. 2007).

Το προσωπικό που επεξεργάζεται τα δεδομένα δεν είναι επαρκώς εκπαιδευμένο ούτε ενημερωμένο, απουσιάζουν οι παρατηρήσεις στο πεδίο καθώς και η τυποποίηση της συλλογής. Δεν υπάρχει έλεγχος στη μεταφορά των δεδομένων ή στην επεξεργασία τους. Οι τελικοί πίνακες που δημοσιεύονται είναι ελλιπείς σε

σχέση με τη διαθέσιμη πληροφορία, ενώ περιέχουν και πάρα πολλά λάθη στα κοινά ελληνικά, αλλά κυρίως στα κοινά αγγλικά ονόματα των ειδών (Tsikliras et al. 2007α). Το αποτέλεσμα είναι να μεταφέρονται αυτά τα λάθη από την *ΕΛΣΤΑΤ* στον *FAO* και να φαίνεται τελικά ότι, για παράδειγμα, στις ελληνικές θάλασσες αλιεύονται τεράστιες ποσότητες ειδών του γλυκού νερού.

Το μεγαλύτερο μειονέκτημα είναι ότι δεν καταγράφεται η αλιευτική προσπάθεια για κάθε εργαλείο ως ημέρες αλιείας κάθε μήνα και ανά περιοχή. Η παραγωγή από μόνη της δεν επαρκεί, γιατί μπορεί να παραμείνει σταθερή ακόμη και αν η αλιευτική προσπάθεια έχει διπλασιαστεί. Αυτό στην πραγματικότητα σημαίνει ότι η παραγωγή ανά μονάδα προσπάθειας έχει υποδιπλασιαστεί, δείχνοντας ότι τα αποθέματα μειώνονται. Με αυτόν τον τρόπο η αλιευτική προσπάθεια δίνει πληροφορίες για την πίεση που ασκείται στα αποθέματα.

Τέλος, ένα επίσης σημαντικό μειονέκτημα των συστημάτων καταγραφής, που είναι μεγαλύτερο στις ελληνικές θάλασσες, είναι η απουσία καταγραφής της παραγωγής μεγάλου τμήματος της παράκτιας αλιείας, καθώς και των απορρίψεων από κάθε κατηγορία αλιείας (Εικόνα 3.9). Πρόσφατα έχει υπολογιστεί ότι η παραγωγή των παράκτιων σκαφών που δεν καταγράφεται φτάνει σε ορισμένες περιπτώσεις το 65% της συνολικής ελληνικής αλιευτικής παραγωγής (Tsikliras et al. 2007α). Φυσικά δεν καταγράφονται οι συλλήψεις της ερασιτεχνικής, ψυχαγωγικής και αθλητικής αλιείας.

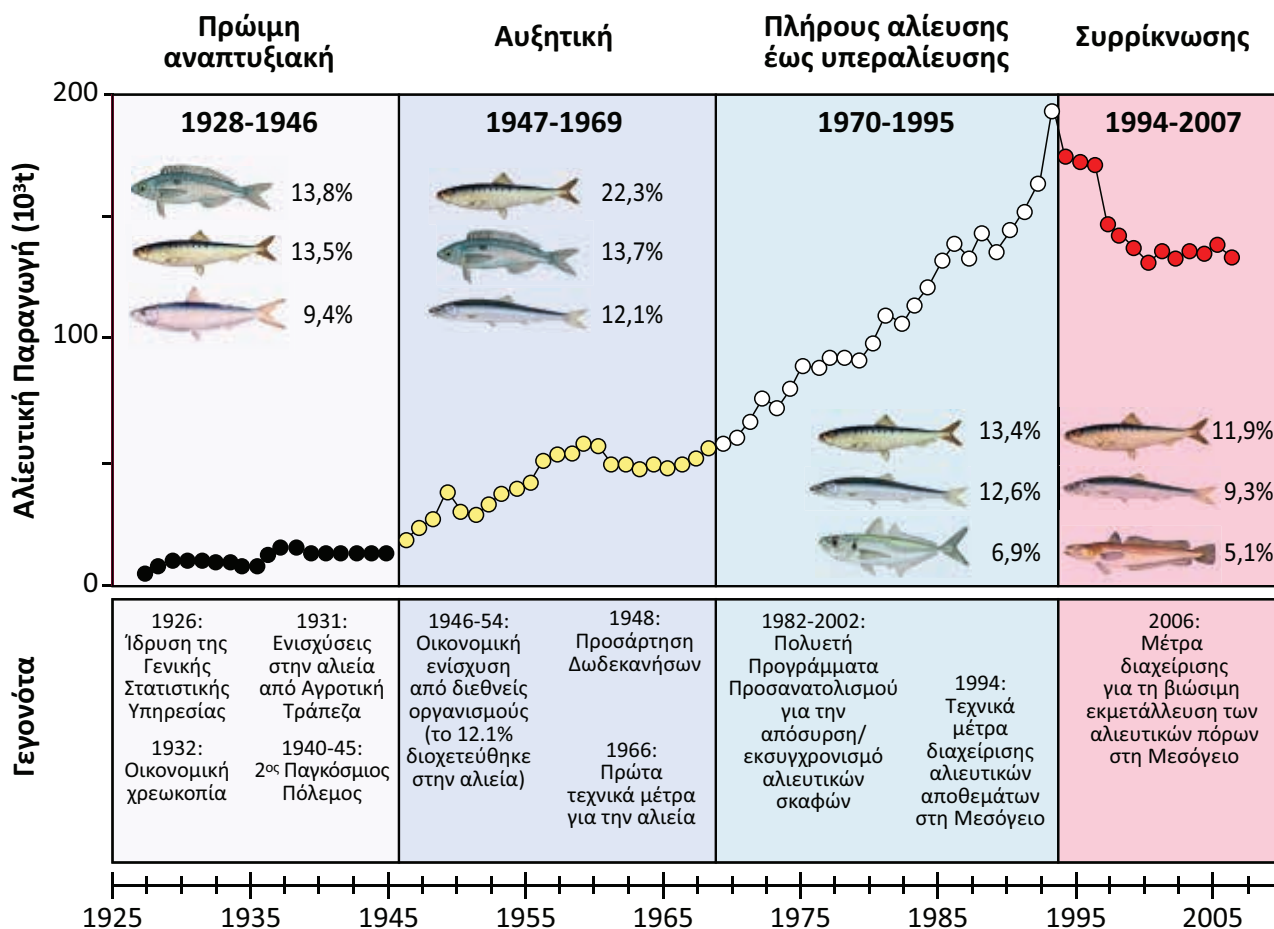


Εικόνα 3.9. Εκφορτώσεις θαλάσσιας αλιείας ανά λειτουργική ομάδα στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα (FAO 37) για την περίοδο 1950-2012 συμπεριλαμβανομένων των απορριπτόμενων [δεδομένα συλλήψεων από FAO (2014) και απορριπτόμενων με βάση την εκτίμηση των Tsagarakis et al. (2014)].

3.3.3. Φάσεις ανάπτυξης της ελληνικής αλιείας

Ιστορικά διακρίνονται τέσσερις φάσεις εξέλιξης της ελληνικής αλιείας (Moutopoulos & Stergiou 2011, 2012). Η πρώτη φάση (1928-1946) ακολουθείται από την αυξητική φάση που διαρκεί μέχρι το τέλος της δεκαετίας 1960 (1947-1969), ενώ η φάση πλήρους αλίευσης έως υπεραλίευσης, η οποία είναι η εκτενέστερη και τελειώνει με την κορύφωση της αλιευτικής παραγωγής (1970-1994). Ακολουθεί η φάση της συρρίκνωσης από το 1995 μέχρι σήμερα, η οποία χαρακτηρίζεται από σταθεροποίηση κατά την τελευταία δεκαετία (Εικόνα 3.10).

Φάσεις ανάπτυξης της ελληνικής αλιείας, 1928-2007



Εικόνα 3.10. Συνολική ετήσια διορθωμένη παραγωγή (σε χιλιάδες τόνους) στις ελληνικές θάλασσες και τα σημαντικότερα γεγονότα της περιόδου 1928-2007. Η αλιευτική παραγωγή δεν περιλαμβάνει την παραγωγή των παράνομων και μη καταγεγραμμένων αλιευμάτων και τα απορριπτόμενα αλιεύματα. Οι φάσεις υποδεικνύουν τις περιόδους ανάπτυξης της ελληνικής αλιείας. Τα ποσοστά υποδεικνύουν τη συμμετοχή των πιο άφθονων ειδών σε κάθε φάση (από Στεργίου et al. 2013, τροποποιημένη από Μουτορούλος & Στεργίου 2012).

Οι φάσεις αυτές ακολουθούν χρονολογικά διάφορες κοινωνικο-οικονομικές και πολιτικές αλλαγές που διαδραματίστηκαν στην Ελλάδα τις αντίστοιχες περιόδους (Μουτορούλος & Στεργίου 2011, 2012). Οι πιο σημαντικές αλλαγές από αυτές που καθόρισαν την ανάπτυξη και τον εκσυγχρονισμό της ελληνικής αλιείας ήταν η οικονομική ενίσχυση από διεθνείς οργανισμούς για την ανασυγκρότηση του αλιευτικού τομέα, η οργάνωση του αλιευτικού τομέα σε υποτομείς και η είσοδος της Ελλάδας στην Ευρωπαϊκή Ένωση που συνοδεύτηκε από επιδοτήσεις (Ραραconstantinou 2002).

Ο εκσυγχρονισμός του αλιευτικού στόλου κατά τις δεκαετίες 1980 και 1990, που στηρίχθηκε σε μεγάλο βαθμό στις επιδοτήσεις της Ε.Ε., περιελάμβανε την αντικατάσταση των παλαιών σκαφών και μηχανών με μεγαλύτερα σκάφη και ισχυρότερες μηχανές και τον εξοπλισμό των σκαφών με πιο αποδοτικά αλιευτικά εργαλεία, σύγχρονα ηλεκτρονικά μέσα πλοήγησης και εντοπισμού των αποθεμάτων (π.χ. βυθόμετρα, GPS) και μέσα συντήρησης του αλιεύματος (π.χ. ψυγεία, παγομηχανές). Ο εκσυγχρονισμός αυτός έδωσε στον στόλο τη δυνατότητα να επεκταθεί σε νέα αλιευτικά πεδία, δηλαδή σε μεγάλα βάθη, όπου γενικά κυριαρχούν είδη υψηλού τροφικού επιπέδου (Lamprakis et al. 2008) και σε πιο απομακρυσμένες από την ακτή περιοχές, να δραστηριοποιείται ολόκληρο το 24ωρο και να αυξήσει σημαντικά την αλιευτική του ικανότητα.

Η ανάπτυξη αυτή, όμως, της αλιευτικής δραστηριότητας, ικανότητας και προσπάθειας, καθώς και η επιχειρησιακή εξάπλωση του αλιευτικού στόλου τόσο γεωγραφικά, όσο και σε μεγάλα βάθη είχε σημαντικές αρνητικές επιπτώσεις στα ελληνικά θαλάσσια οικοσυστήματα, που περιγράφονται αναλυτικά στα επόμενα κεφάλαια.

3.4. Κυριότερα αλιευόμενα είδη

Οι ζωικοί οργανισμοί αποτελούν τη συντριπτική πλειονότητα των συλλήψεων που μπορεί να περιλαμβάνει, σύμφωνα με τις επίσημες καταγραφές του FAO, και υδρόβια φυτά. Το 2012 η συνολική παγκόσμια αλιευτική παραγωγή ζωικών οργανισμών ανήλθε σε 91,5 εκατομμύρια τόνους περίπου (FAO 2014).

3.4.1. Ασπόνδυλα

Τα ασπόνδυλα συνεισφέρουν λιγότερο από τα σπονδυλωτά στην παγκόσμια αλιευτική παραγωγή, αλλά συχνά έχουν μεγάλη εμπορική αξία και υποστηρίζουν σημαντικά αλιευτικά πεδία. Τα μαλάκια αποτελούν περίπου το 7,5% των συνολικών εκφορτώσεων (FAO 2014), ενώ τα καρκινοειδή περίπου το 6,8%.

Εχινόδερμα

Το φύλο Εχινόδερμα (*Echinodermata*) περιλαμβάνει τους αχινούς και τα ολοθούρια, που γενικά δεν αλιεύονται σε μεγάλο βαθμό παγκοσμίως (109.000 t εκφορτώθηκαν το 2012, από τους οποίους ο Χιλιανός αχινός *Loxechinus albus* αποτελεί περίπου το 30%), αν και σε κάποιες περιοχές έχουν πολύ υψηλή εμπορική αξία. Μερικά είδη αχινών μπορούν να ζήσουν πολλά χρόνια, όπως για παράδειγμα ο βόρειος αχινός *Strongylocentrotus droebachiensis*, που μπορεί να ξεπεράσει τα 50 έτη ζωής (Russel et al. 1998). Οι αχινοί αλιεύονται για τις γονάδες τους που είναι εδώδιμες, ενώ από τα ολοθούρια παράγεται ξηρό έδεσμα υψηλής αξίας. Αν και οι παγκόσμιες εκφορτώσεις των αχινών είναι σχετικά περιορισμένες, οι οικολογικές επιπτώσεις της αλιείας τους μπορεί να είναι δραματικές σε οικοσυστήματα όπου οι αχινοί είναι **θεμελιώδη είδη** (keystone species). Στις ελληνικές θάλασσες η επαγγελματική αλιεία των ειδών αυτών δεν καταγράφεται, ούτε φυσικά η ερασιτεχνική.

Καρκινοειδή

Το υποφύλο Καρκινοειδή (*Crustacea*) περιλαμβάνει περίπου 35.000 είδη που διαβιούν σε περιβάλλοντα που κυμαίνονται από την παλιρροϊκή ζώνη μέχρι τα πολύ βαθιά νερά. Πολλά από αυτά αποτελούν το ζωοπλαγκτό και περνούν ολόκληρο τον κύκλο ζωής τους στην πελαγική φάση. Τα περισσότερα είδη ζωοπλαγκτού δεν αλιεύονται, με εξαίρεση το ανταρκτικό κριλ *Euphausia superba* που είναι πολύ άφθονο στα νερά του νότιου Ατλαντικού. Από τα καρκινοειδή, τα είδη που αλιεύονται περισσότερο (σε βάθη μικρότερα των 200 m) είναι τα δεκάποδα που έχουν και την υψηλότερη εμπορική αξία. Τα εμπορικά δεκάποδα κατατάσσονται σε τρεις ομάδες: τις γαρίδες (οικογένειες *Penaeidae*, *Pandalidae*, *Crangonidae*), τα καβούρια (υποτάξεις *Brachyura*, *Anomura*) και τους αστακούς (οικογένειες *Nephropidae*, *Paniluridae*). Η διάρκεια ζωής τους κυμαίνεται από 1 έτος για τις τροπικές καραβίδες μέχρι 50 έτη για τους αστακούς, όπως ο ευρωπαϊκός αστακός (ή αστακοκαραβίδα) *Homarus gammarus* (Palomares & Pauly 2015).

Τα είδη που κυριαρχούν στις παγκόσμιες εκφορτώσεις (περίπου 6 εκατομμύρια τόνοι) είναι οι γαρίδες *Natantia* με 10%, η γαρίδα *Acetes japonicus* με 6.5%, ο ιαπωνικός κάβουρας *Portunus trituberculatus* με 5%, τα *Brachyura* με 4% και η καραβίδα *Pandalus borealis* με εκφορτώσεις 3.5%. Στις ελληνικές θάλασσες οι εκφορτώσεις των καρκινοειδών κυμάνθηκαν από 500 t το 1950 μέχρι 4.326 t το 2012. Το είδος με τις υψηλότερες εκφορτώσεις το 2012 ήταν η γαρίδα *Melicertus kerathurus* με 2100 t.

Μαλάκια

Το φύλο Μαλάκια (*Mollusca*) περιλαμβάνει τα δίθυρα, τα κεφαλόποδα και τα γαστερόποδα. Η μεγαλύτερη κλάση είναι τα Γαστερόποδα (*Gastropoda*) που αποτελούν το 80% των μαλακίων, δηλαδή περίπου 40.000 είδη. Τα θαλάσσια γαστερόποδα εξαπλώνονται στην τροπική, εύκρατη και πολική ζώνη και τα περισσότερα καλύπτονται από κέλυφος. Αλιεύονται τόσο για τη σάρκα τους που είναι εδώδιμη σε μερικά είδη (το πράσινο σαλιγκάρι *Turbo marmoratus* και ο τροχός *Trochus niloticus*), όσο και για τα κελύφη τους που χρησιμοποιούνται ως διακοσμητικά και ως κοσμήματα. Στις ελληνικές θάλασσες δεν καταγράφεται επίσημα η αλιεία γαστεροπόδων.

Η κλάση Δίθυρα (*Bivalvia*) περιλαμβάνει περίπου 7.500 κυρίως θαλάσσια είδη, μεταξύ των οποίων βρίσκονται τα μύδια, τα στρείδια και οι αχιβάδες. Μερικά είδη δίθυρων ζουν μέχρι 100 έτη, όπως η γιγάντια αχιβάδα *Tridacna gigas*. Αλιεύονται σε πολλές παράκτιες περιοχές της εύκρατης ζώνης και πολλά από αυτά έχουν εμπορική αξία. Οι παγκόσμιες εκφορτώσεις τους ανέρχονται σε 1,6 εκατομμύρια τόνους περίπου (για

το 2012), με κυρίαρχο είδος το χτένι *Mizuhopecten yessoensis* (20%). Στις ελληνικές θάλασσες αλιεύεται κυρίως το μεσογειακό μύδι *Mytilus galloprovincialis* και το εδώδιμο στρείδι *Ostrea edulis*, αλλά οι ποσότητες που καταγράφονται για τα είδη αυτά δεν είναι αξιόπιστες, γιατί περιλαμβάνουν μεγάλες ποσότητες που προέρχονται από υδατοεκτροφές.

Η κλάση Κεφαλόποδα (*Cephalopoda*) αποτελείται από 650 είδη και περιλαμβάνει τις σουπιές, τα καλαμάρια, τα θράψαλα και τα χταπόδια. Οι περισσότερες σουπιές (*Sepiidae*) και καλαμάρια (*Loliginidae*) δεν ζουν περισσότερο από ένα έτος. Πολλά κεφαλόποδα έχουν υψηλή εμπορική αξία και αλιεύονται εντατικά, όπως το καλαμάρι *Loligo vulgaris*. Οι παγκόσμιες εκφορτώσεις των κεφαλόποδων ανέρχονται σε 4 εκατομμύρια τόνους περίπου (για το 2012), με κυρίαρχο είδος το τζαμποθράψαλο *Dosidicus gigas* (25%). Στις ελληνικές θάλασσες εκφορτώνονται περίπου 5.000 t κεφαλόποδων (για το 2012), από 10.000 t το 2003. Μεταξύ των κεφαλόποδων η σουπιά *Sepia officinalis* και το χταπόδι *Octopus vulgaris* έχουν τις υψηλότερες εκφορτώσεις στις ελληνικές θάλασσες, με 1.400 και 1.350 t περίπου, αντίστοιχα.

3.4.2. Σπονδυλωτά

Θα περίμενε κανείς ότι τα μόνα σπονδυλωτά που αποτελούν αντικείμενο αλιείας είναι τα ψάρια. Όμως, εκτός από τα ψάρια, στις βάσεις δεδομένων του FAO καταγράφονται οι συλλήψεις θαλάσσιων θηλαστικών, θαλάσσιων ερπετών, αλλά και αμφιβίων. Τα ερπετά (κυρίως ο κροκόδειλος *Crocodylus niloticus* στην Αφρική, ο αμερικάνικος αλιγάτορας *Alligator mississippiensis* στη βόρεια Αμερική, ο κροκόδειλος κάιμαν *Caiman crocodilus* στη νότια Αμερική και ο θαλάσσιος κροκόδειλος *Crocodylus porosus* στην Ωκεανία, αλλά και θαλάσσιες χελώνες) και τα αμφίβια (κυρίως βάτραχοι του γένους *Rana*), παρόλο που σε κάποιες περιοχές θεωρούνται σημαντικά «αλιεύματα», δεν θα αναλυθούν περαιτέρω στο συγκεκριμένο βιβλίο.

Ψάρια

Σήμερα υπάρχουν περισσότερα από 33.000 είδη ψαριών, από τα οποία το ένα τρίτο αλιεύεται για διάφορους εμπορικούς σκοπούς (*FishBase*). Εντούτοις, πολλά είδη «πιάνονται» παρεμπιπτόντως στα αλιευτικά εργαλεία και ονομάζονται **παρεμπύπτοντα αλιεύματα ή παρααλιεύματα** (by-catch), ενώ υπάρχουν και είδη ψαριών που αλιεύονται για να προμηθεύσουν ενυδρεία ή το λαθρεμπόριο σπάνιων ειδών. Είκοσι από τα εμπορικά είδη αποτελούν το 40% των παγκόσμιων συλλήψεων σε ψάρια -μόνο ο γαύρος του Περού *Engraulis ringens* αποτελεί περίπου το 10-12% των συνολικών συλλήψεων. Τα είδη των τάξεων *Clupeiformes* (σαρδέλες, γαύροι, ρέγκες, φρίσσες) και *Gadiformes* (μπακαλιάροι, γάδοι) αποτελούν το 30% και το 20% των παγκόσμιων θαλάσσιων συλλήψεων αντίστοιχα.

Στις ελληνικές θάλασσες, τα κυριότερα μικρά **πελαγικά** ψάρια που αλιεύονται είναι ο γαύρος *Engraulis encrasicolus* και η σαρδέλα *Sardina pilchardus*, τα μεσαία πελαγικά είναι ο κολιός *Scomber colias* και το σκουμπρί *Scomber scombrus*, και τα μεγάλα ο ξιφίας *Xiphias gladius* και ο ερυθρός τόννος *Thunnus thynnus*. Τα κυριότερα **παραβενθικά** αλιεύματα ψαριών είναι ο μπακαλιάρος *Merluccius merluccius*, η κουτσομούρα *Mullus barbatus* και το μπαρμπούνη *Mullus surmuletus*. Τέλος, η γλώσσα *Solea solea* και οι πεσκαντρίτσες (*Lophius piscatorius* και *Lophius budegassa*) είναι τα κυριότερα **βενθικά** ή **βύθια** είδη ψαριών που αλιεύονται στις ελληνικές θάλασσες.

Θηλαστικά

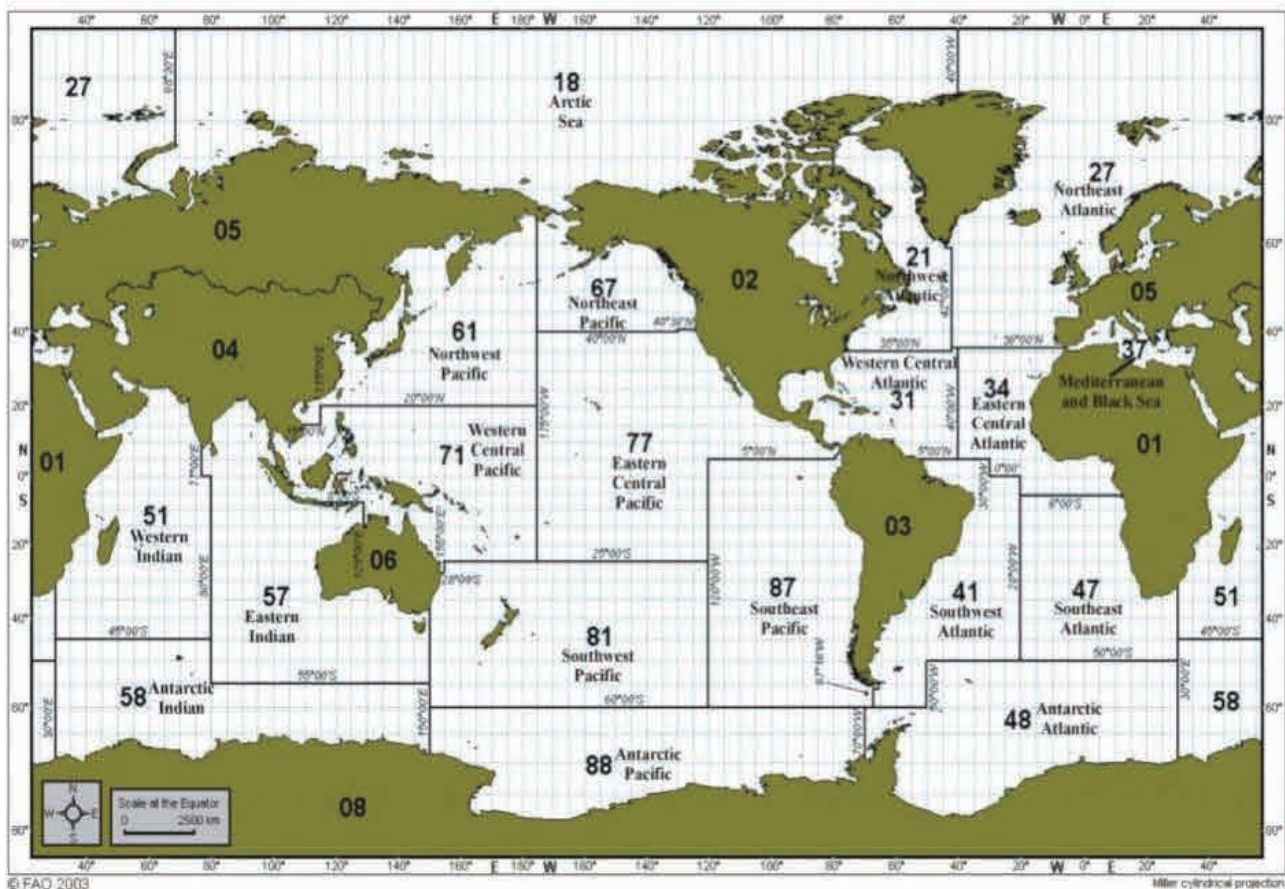
Μπορεί να φαίνεται ασυνήθιστο, αλλά, εκτός από σχεδόν όλα τα είδη φαλαινών, το κυνήγι των οποίων απελευθερώθηκε τον Ιούνιο του 2006 από μερικές χώρες (Νορβηγία, Ιαπωνία), υπάρχουν πολλά άλλα θηλαστικά που αλιεύονται, μεταξύ των οποίων δελφίνια, φώκιες, θαλάσσιοι λέοντες (π.χ. *Eumetopias jubatus*), θαλάσσιοι ελέφαντες (π.χ. *Mirounga angustirostris*) και θαλάσσιες αγελάδες (π.χ. *Hydrodamalis gigas*). Πρωταθλήτριες χώρες/περιοχές στην αλιεία των θηλαστικών είναι η Ιαπωνία, η Νορβηγία, η Γροιλανδία, η Ρωσία, οι Η.Π.Α., η Ολλανδία και η Μ. Βρετανία. Τα στατιστικά στοιχεία καταγραφής δεν είναι πολύ ακριβή στην περίπτωση των θαλάσσιων θηλαστικών, γιατί οι εκφορτώσεις καταγράφονται είτε σε μετρικούς τόνους, είτε σε άτομα, όπως στην περίπτωση των φαλαινών και των φωκιών. Σε κάθε περίπτωση πάντως, οι συλλήψεις θαλάσσιων θηλαστικών είναι εξαιρετικά υψηλές (Γκιωνη & Τσικληρας 2010).

Συνολικά 73 είδη (ή ταξινομικές ομάδες) θαλάσσιων θηλαστικών αποτελούν αντικείμενο εκμετάλλευσης από 53 χώρες σε όλες τις θάλασσες του κόσμου, ακόμη και στα εσωτερικά νερά, όπου διαβιούν ελάχιστα είδη. Οι παγκόσμιες συλλήψεις θαλάσσιων θηλαστικών το 2012 ανήλθαν σε 225.000 άτομα και παρουσιά-

ζουν σαφή μείωση σε σχέση με τα 1.100.000 άτομα που είχαν αλιευθεί το 1951 (Γκιωνη & Τσικληρας 2010). Ο υποδιπλασιασμός οφείλεται κυρίως στον αφανισμό κάποιων ειδών (π.χ. γκρίζα φάλαινα *Eschrichtius robustus* και θαλάσσια αγελάδα *Hydrodamalis gigas*), στη δραματική πληθυσμιακή μείωση πολλών άλλων (π.χ. θαλάσσια βίδρα *Lutra felina*, φάλαινα *Eubalaena glacialis*, μεσογειακή φώκια *Monachus monachus* από τη δυτική Μεσόγειο, την Καραϊβική και τη Μαύρη Θάλασσα) και στο καθεστώς προστασίας που έχει θεσμοθετηθεί από διεθνείς οργανισμούς για τα υπόλοιπα, και λιγότερο στη μείωση της αλιευτικής πίεσης. Τα περισσότερα είδη θαλάσσιων θηλαστικών αλιεύονται στην Ανταρκτική και τον Νότιο Παγωμένο Ωκεανό (54 είδη), ενώ οι υψηλότερες ποσότητες (490.000 άτομα, κυρίως αρποφώκιες *Phoca groenlandicus*) στον βόρειο Ατλαντικό (Γκιωνη & Τσικληρας 2010).

Τα τελευταία χρόνια η αρποφώκια *Phoca groenlandicus* είναι το είδος με τις υψηλότερες συλλήψεις (περίπου 106.000 άτομα παγκοσμίως) και αλιεύεται κυρίως στην Αρκτική. Σε υψηλές ποσότητες αλιεύονται όλες οι φώκιες του γένους *Phoca*, οι μπαλενόπτερες φάλαινες (*Balaenopteridae*), οι φυσητήρες (*Physeteridae*) και τα δελφίνια (*Delphinidae*). Η αρποφώκια είναι διαχρονικά το είδος με τις υψηλότερες συνολικές συλλήψεις μέχρι σήμερα (17 εκατομμύρια άτομα). Ακολουθούν οι φώκιες *Phoca hispida* (3 εκατομμύρια άτομα), *Callorhinus ursinus* (2,3 εκατομμύρια άτομα) και *Pusa caspica* (2,3 εκατομμύρια άτομα). Τα κητώδη που έχουν αλιευτεί περισσότερο την περίοδο 1950-2012 είναι η σπερμοφάλαινα *Physeter macrocephalus*, η πτεροφάλαινα *Balaenoptera physalus*, το μαυροδέλφινο *Globicephala melas* και το δελφίνι μπελούγκα *Delphinapterus leucas* (Γκιωνη & Τσικληρας 2010).

Αξίζει να αναφερθεί ότι το πρόσχημα των χωρών που ενδιαφέρονταν για την απελευθέρωση της φάλαινοθηρίας ήταν ότι οι φάλαινες ευθύνονται για τη μείωση των αποθεμάτων ψαριών, επειδή τρέφονται με αυτά σε τεράστιες ποσότητες (αναλυτικά στο Κεφάλαιο 5). Σε παγκόσμια έρευνα που έγινε πρόσφατα αποδείχθηκε ακριβώς το αντίθετο. Η διατροφή των θηλαστικών (με εξαίρεση μερικά είδη παράκτιων δελφινιών) παρουσιάζει ελάχιστη αλληλοεπικάλυψη με τα είδη-στόχους της εμπορικής αλιείας καθώς τα θηλαστικά τρέφονται κυρίως με μη εμπορικά είδη βαθύβιων κεφαλόποδων και ψαριών (Trites et al. 1997, Kaschner & Pauly 2004). Το ίδιο ισχύει και για τη Μεσόγειο (Kaschner et al. 2004).

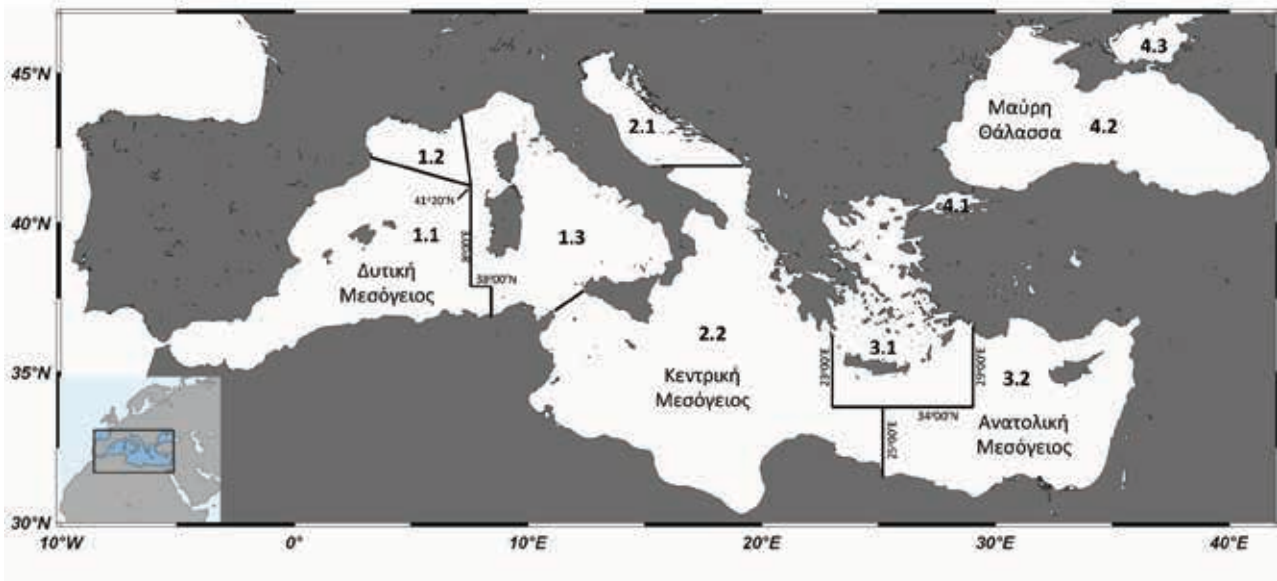


Εικόνα 3.11. Οι αλιευτικές περιοχές στις οποίες έχουν χωριστεί οι θάλασσες του κόσμου από τον FAO.

3.5. Αλιευτικές περιοχές

Οι παγκόσμιες θάλασσες έχουν χωριστεί από τον FAO σε αλιευτικές περιοχές, με σκοπό την καλύτερη διαχείριση τόσο των δεδομένων, όσο και των αποθεμάτων, ενώ τα εσωτερικά νερά έχουν χωριστεί ανά ήπειρο (Εικόνα 3.11). Ο διαχωρισμός αυτός είναι πολύ χρήσιμος και για τους καταναλωτές στην Ελλάδα, οι οποίοι μπορούν πλέον να γνωρίζουν την περιοχή από την οποία προέρχονται τα ψάρια που αγοράζουν.

Η Μεσόγειος και η Μαύρη Θάλασσα (περιοχή FAO 37) έχουν χωριστεί από τη Γενική Αλιευτική Επιτροπή για τη Μεσόγειο (*General Fisheries Commission for the Mediterranean*, GFCM) σε δυτική (με τρεις υποδιαιρέσεις: Βαlearίδες 1.1, Κόλπος Λεόντων 1.2, Σαρδηνία 1.3), κεντρική (με δυο υποδιαιρέσεις: Αδριατική 2.1, Ιόνιο 2.2) και ανατολική (με δύο υποδιαιρέσεις: Αιγαίο 3.1, Λεβαντίνη 3.2) Μεσόγειο και σε Μαύρη Θάλασσα (με τρεις υποπεριοχές: Μαρμαράς 4.1, Μαύρη Θάλασσα 4.2, Αζοφική 4.3) (Εικόνα 3.12).

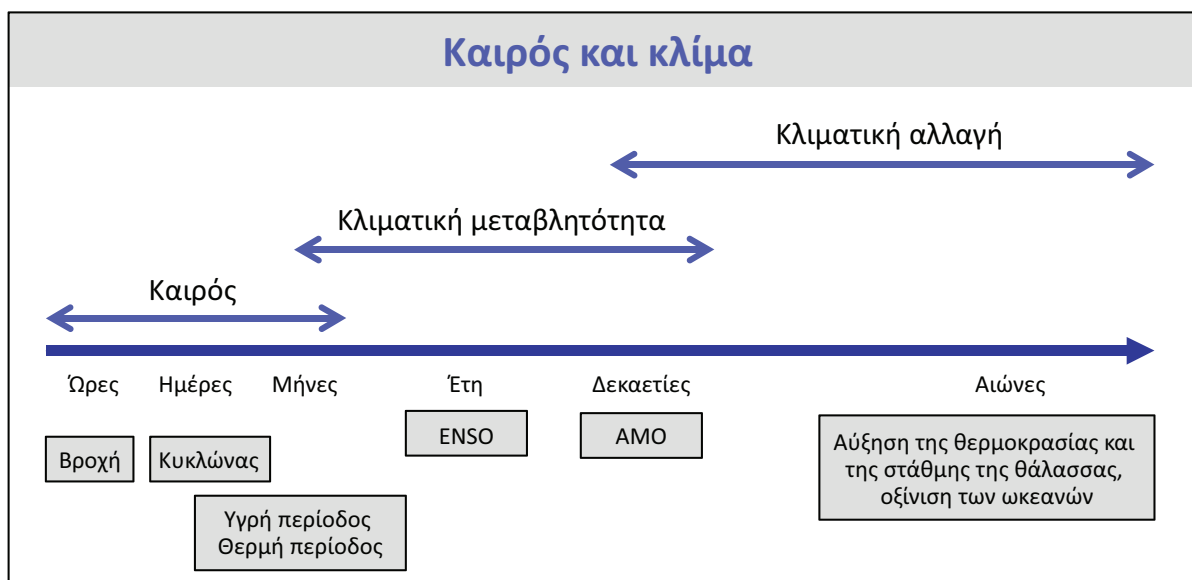


Εικόνα 3.12. Οι τέσσερις υποπεριοχές (δυτική, κεντρική, ανατολική Μεσόγειος και Μαύρη Θάλασσα) της αλιευτικής περιοχής FAO 37 (Μεσόγειος και Μαύρη Θάλασσα) και οι υποδιαιρέσεις της κάθε υποπεριοχής (1.1: Βαlearίδες, 1.2: κόλπος Λεόντων, 1.3: Σαρδηνία, 2.1: Αδριατική, 2.2: Ιόνιο, 3.1: Αιγαίο, 3.2: Λεβαντίνη, 4.1: Μαρμαράς, 4.2: Μαύρη Θάλασσα, 4.3: Αζοφική).

Η GFCM αναφέρει τις παραγωγές ανά χώρα ή περιοχή από το 1970 (στη βάση δεδομένων *GFCM Capture production 1970-20012*) με τρόπο παρόμοιο με του FAO, αλλά δεν περιλαμβάνει τα εκτρεφόμενα είδη, ούτε δεδομένα θαλάσσιων θηλαστικών, ερπετών, αμφιβίων και φυκών όπως η βάση του FAO.

3.6. Κλίμα και αλιευτικά αποθέματα

Μερικές έννοιες που σχετίζονται με το κλίμα και τον καιρό χρειάζεται να αποσαφηνιστούν, προκειμένου να γίνει ευκολότερα κατανοητή η επίδραση του κλίματος στους θαλάσσιους οργανισμούς (*NASA*). Ο **καιρός** (weather) περιγράφει τις ατμοσφαιρικές συνθήκες (βροχόπτωση, θερμοκρασία και ένταση ανέμου) που επικρατούν σε μια συγκεκριμένη περιοχή και χρονική στιγμή και αλλάζει από μέρα σε μέρα (Εικόνα 3.13). Το **κλίμα** (climate) μια περιοχής είναι οι συνηθισμένες (ο μέσος όρος) καιρικές συνθήκες μιας περιοχής που είναι σχετικά σταθερές για δεκαετίες (Εικόνα 3.13). Η **κλιματική μεταβλητότητα** (climate variability) αναφέρεται στις ετήσιες διακυμάνσεις του κλίματος πάνω ή κάτω από μια μακροπρόθεσμα μέση τιμή και είναι μια φυσική διεργασία μεγάλης κλίμακας με περιοδικότητα, ενώ η **κλιματική αλλαγή** (climate change) αναφέρεται στη συνεχή και μακροπρόθεσμη αλλαγή (αύξηση ή μείωση) των καιρικών συνθηκών και μπορεί να έχει εκτός από φυσικά και ανθρωπογενή αίτια. Το κλιματικό φαινόμενο El Niño-Southern Oscillation (*ENSO*) είναι ένα παράδειγμα κλιματικής μεταβλητότητας (Bjerknes 1969), ενώ η θέρμανση του πλανήτη και η αύξηση της θαλάσσιας στάθμης είναι παραδείγματα κλιματικής αλλαγής (Εικόνα 3.13).



Εικόνα 3.13. Χρονικές κλίμακες καιρικών και κλιματικών φαινομένων.

3.6.1. Αύξηση της θαλάσσιας θερμοκρασίας

Η επίδραση της αύξησης της θαλάσσιας θερμοκρασίας (Levitus et al. 2000) στην εξάπλωση και αφθονία των θαλάσσιων πληθυσμών ψαριών, η οποία έχει διαπιστωθεί στη Μεσόγειο (Bethoux & Gentili 1999), είναι καλά τεκμηριωμένη (Sabates et al. 2006, Tsikliras 2008, Tzanatos et al. 2014). Για παράδειγμα, η αύξηση της θερμοκρασίας είχε ως αποτέλεσμα την εξάπλωση της θερμοφίλης φρίσσας *Sardinella aurita* από το νότιο στο βόρειο Αιγαίο, με παράλληλη αύξηση της αφθονίας της (Tsikliras 2008).

Εκτός από την εξάπλωση και τη βιομάζα των θαλάσσιων πληθυσμών (Cheung et al. 2010) και τη δομή των θαλάσσιων βιοκοινοτήτων (Stenseth et al. 2002), η αύξηση της θερμοκρασίας μπορεί να επηρεάσει τα βιολογικά χαρακτηριστικά ενός πληθυσμού, συμπεριλαμβανομένης της σωματικής αύξησης (Brander 1995), της έναρξης και διάρκειας της αναπαραγωγικής περιόδου (Tsikliras et al. 2010α) και του μήκος και της ηλικίας γεννητικής ωρίμασης (Tsikliras & Stergiou 2014β, 2015). Η επίδραση της αύξησης της θερμοκρασίας μπορεί να είναι άμεση μέσω οικοφυσιολογικών προσαρμογών στο επίπεδο του ατόμου ή έμμεση μέσω μεταβολών στο αβιοτικό περιβάλλον και τη διαθεσιμότητα τροφής (Tzanatos et al. 2014). Η κλιματική αλλαγή, λοιπόν, επηρεάζει και τη διαχείριση των ιχθυοαποθεμάτων, γιατί η θερμοκρασία αποτελεί το ερέθισμα για τον ορμονικό έλεγχο της γεννητικής ωρίμασης των ψαριών (Stergiou 1984, Tsikliras & Antonopoulou 2006). Στη Μεσόγειο Θάλασσα τα περισσότερα είδη ψαριών αναπαράγονται μεταξύ Μαΐου και Ιουλίου (Tsikliras et al. 2010α), επομένως τα διαχειριστικά μέτρα που αφορούν την εποχική απαγόρευση της αλιείας με σκοπό την προστασία του αναπαραγωγικού δυναμικού γίνονται αναποτελεσματικά, αν η αναπαραγωγή εξαιτίας της κλιματικής αλλαγής κορυφωθεί νωρίτερα, π.χ. τον Απρίλιο αντί για τον Μάιο.

Η αύξηση της θαλάσσιας θερμοκρασίας είναι περισσότερο εμφανής στην ανατολική Μεσόγειο, καθώς έχει διευκολύνει την είσοδο ξενικών ατόμων (λεσεψιανοί μετανάστες) με προέλευση από τον ινδοειρηνικό διαμέσου της διώρυγας του Σουέζ (Golani et al. 2002). Περισσότερα από 435 είδη έχουν εισβάλλει στη Μεσόγειο διαμέσου της διώρυγας του Σουέζ, από τα οποία το 50% είναι μαλάκια και αρθρόποδα και το 20% είναι ψάρια (Nunes et al. 2014). Τα είδη αυτά έχουν αλλάξει τη σύσταση της πανίδας της Μεσογείου και σε πολλές περιπτώσεις έχουν αλλοιώσει τη δομή και τη λειτουργία του οικοσυστήματος (Sala et al. 2011, Bianchi et al., 2014). Σε κάποιες περιοχές της Μεσογείου ορισμένα ξενικά είδη ψαριών έχουν εγκατασταθεί και υπόκεινται σε αλιευτική εκμετάλλευση (Kallianiotis & Lekkas 2005, Giakoumi 2014), χωρίς όμως να καταγράφεται ακόμη η αλιευτική τους παραγωγή, τουλάχιστον όχι σε επίπεδο είδους (Tsikliras & Stergiou 2014α).

3.6.2. Κλιματική μεταβλητότητα

Δύο είναι τα μεγάλης κλίμακας κλιματικά φαινόμενα που φαίνεται ότι επηρεάζουν τη Μεσόγειο και τους θαλάσσιους οργανισμούς της: η **Πολυδεκαετής Ταλάντωση του Ατλαντικού** (Atlantic Multidecadal Oscillation,

AMO) και η **Ταλάντωση του Βόρειου Ατλαντικού** (North Atlantic Oscillation, NAO). Η ένταση και έκταση της επίδρασης ποικίλλει ανάλογα με την περιοχή και επηρεάζεται από τις τοπικές κλιματικές συνθήκες. Στη δυτική Μεσόγειο έχει αναπτυχθεί και ένα τοπικός δείκτης, η **Ταλάντωση της Δυτικής Μεσογείου** (Western Mediterranean Oscillation, WeMO), που εξηγεί τη μεταβλητότητα των βροχοπτώσεων στην Ιβηρική Χερσόνησο (Martín-Vide & Lopez-Bustins 2006) και έχει αναφερθεί ότι επηρεάζει την ιχθυοπανίδα της δυτικής Μεσογείου (Martín et al. 2012).

Το AMO (Kerr 2000) ορίζεται ως η δεκαετής τρέχουσα μέση τιμή των ανωμαλιών της θερμοκρασίας της επιφάνειας της θάλασσας στον βόρειο Ατλαντικό (από 0° έως 60°N) και ως δείκτης περιγράφει την ταλάντωση εναλασσόμενων ψυχρών και θερμών περιόδων του βόρειου Ατλαντικού (Alheit et al. 2014) που διαρκούν 20-40 χρόνια (Alexander et al. 2014). Οι μετρήσεις του δείκτη AMO ξεκίνησαν το 1856 και σήμερα βρισκόμαστε περίπου στο μέσο της θερμής φάσης που ξεκίνησε το 1995, ενώ προηγήθηκε η ψυχρή φάση που είχε ξεκινήσει το 1965 (Deser et al. 2010).

Το NAO είναι ένας δείκτης που βασίζεται στη διαφορά ατμοσφαιρικής πίεσης ανάμεσα σε δυο τοποθεσίες: το υποτροπικό κέντρο υψηλής πίεσης που βρίσκεται στις Αζόρες και το υποπολικό κέντρο χαμηλής πίεσης που βρίσκεται στην Ισλανδία (Hurrell 1995). Ο δείκτης NAO μετράει την ισχύ των δυτικών ανέμων που φυσούν στον βόρειο Ατλαντικό μεταξύ 40°N και 60°N. Κατά τις θετικές φάσεις του NAO οι δυτικοί άνεμοι κατευθύνονται βόρεια και προκαλούν ξηρασία και κρύο στη Μεσόγειο, ενώ κατά τις αρνητικές φάσεις του NAO οι δυτικοί άνεμοι κατευθύνονται νοτιότερα και προκαλούν βροχές και υψηλότερες θερμοκρασίες στη Μεσόγειο (Stenseth et al. 2002).

Η οικολογική επίδραση του NAO στα χερσαία και υδάτινα οικοσυστήματα της Μεσογείου έχει μελετηθεί αρκετά (Gordo et al. 2011), ενώ στην περίπτωση του AMO οι έρευνες έχουν επικεντρωθεί στον Ατλαντικό, τη Βόρεια Θάλασσα και τη Βαλτική (Alheit et al. 2012, Nye et al. 2014). Συγκεκριμένα, έχει αναφερθεί ότι ο AMO, που καθορίζει σε μεγάλο βαθμό το κλίμα του βόρειου ημισφαιρίου (Knudsen et al. 2014), επηρεάζει όλους τους οργανισμούς και την κατάσταση του οικοσυστήματος στον βόρειο Ατλαντικό (Nye et al. 2014). Πρόσφατα αναφέρθηκε ο συγχρονισμός της πληθυσμιακής δυναμικής και των μεταναστεύσεων των μικρών πελαγικών ψαριών στην ανατολική πλευρά του Ατλαντικού με τις θερμές και ψυχρές φάσεις του AMO (Alheit et al. 2014).

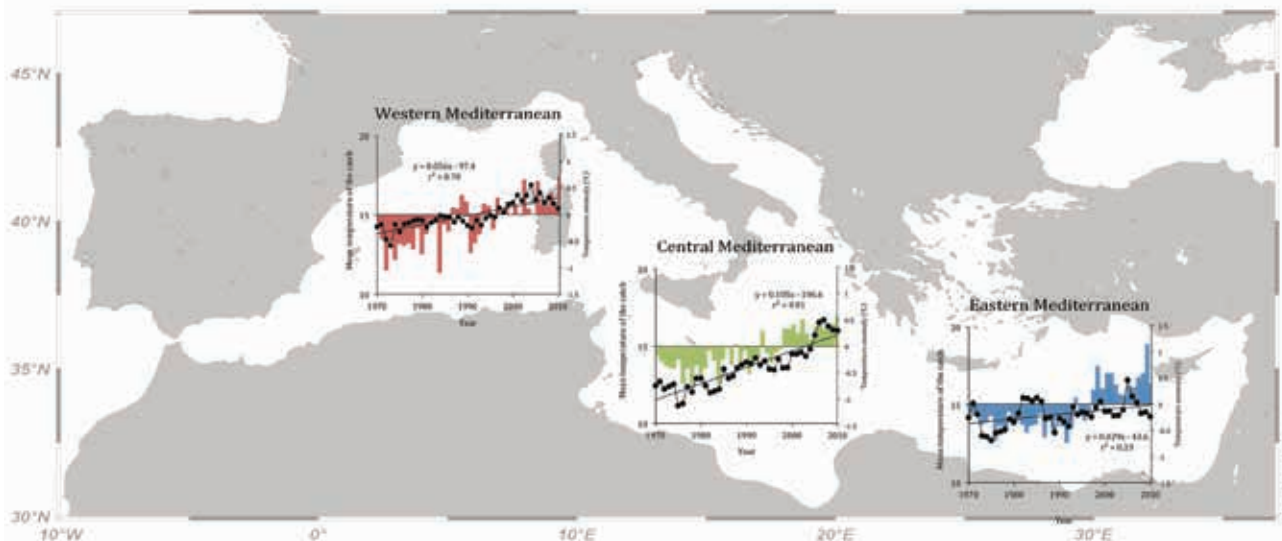
Τα μικρά πελαγικά είδη ψαριών είναι ιδιαίτερα ευαίσθητα στις αλλαγές που προκαλούνται από την κλιματική μεταβλητότητα (Cole & McGlade 1998, Alheit et al. 2012) εξαιτίας της «γρήγορης» στρατηγικής ζωής τους, η οποία χαρακτηρίζεται από μικρό μέγεθος, υψηλή γονιμότητα, ταχεία αύξηση, γεννητική ωρίμαση σε μικρό μήκος και ηλικία και σύντομη διάρκεια ζωής (Blaxter & Hunter 1982). Τα χαρακτηριστικά αυτά έχουν σαν αποτέλεσμα οι διακυμάνσεις της αφθονίας τους να εξαρτώνται πάρα πολύ από την ετήσια νεοσυλλογή, η οποία με την σειρά της εξαρτάται κυρίως από τις περιβαλλοντικές συνθήκες. Ως αποτέλεσμα, οι περιβαλλοντικές και κλιματικές μεταβολές έχουν άμεση και μεγαλύτερη επίδραση στις ετήσιες διακυμάνσεις της αφθονίας των ειδών αυτών, απ' ό,τι ανθρωπογενείς παράγοντες όπως είναι η αλιεία. Συνεπώς, αποτελούν πολύ καλούς δείκτες της επίδρασης της κλιματικής μεταβλητότητας στα θαλάσσια οικοσυστήματα, όταν βέβαια οι μεταβολές της βιομάζας τους δεν είναι αποτέλεσμα της αλιευτικής υπερεκμετάλλευσης.

3.6.3. Μέση θερμοκρασία του αλιεύματος (MTC)

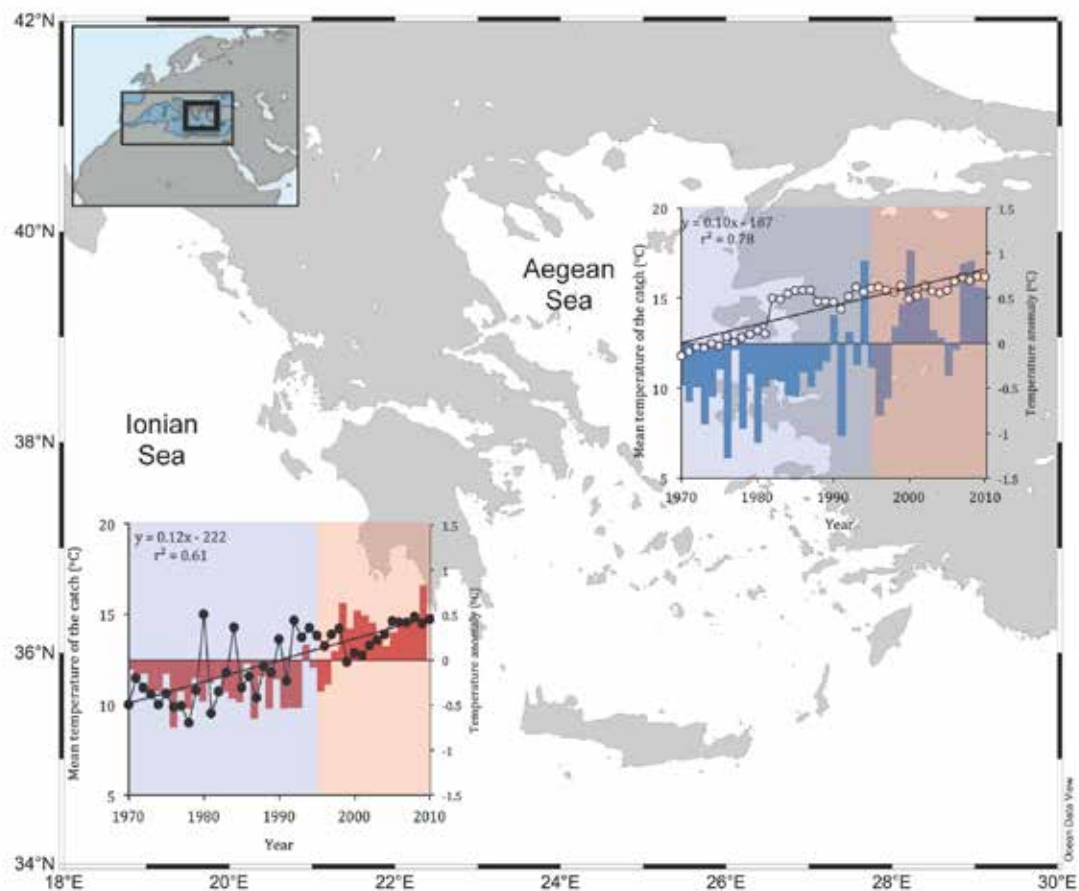
Ο δείκτης της μέσης θερμοκρασίας του αλιεύματος (mean temperature of the catch, MTC) προτάθηκε πολύ πρόσφατα από τους Cheung et al. (2013) με σκοπό την εκτίμηση της επίδρασης της αύξησης της θαλάσσιας θερμοκρασίας και της κλιματικής μεταβλητότητας στη σύσταση της ιχθυοπανίδας και της θαλάσσιας αλιευτικής παραγωγής. Ο δείκτης αυτός βασίζεται στις θερμοκρασιακές προτιμήσεις κάθε είδους, που προκύπτουν από την παγκόσμια εξάπλωσή του και διατίθενται για όλα τα είδη που αλιεύονται (σε παράρτημα στην εργασία των Cheung et al. 2013), και στη βιομάζα του, που προσεγγίζεται με τα δεδομένα αλιευτικής παραγωγής τα οποία πρέπει πρώτα να διορθωθούν (ως προς την αλιευτική προσπάθεια για να αποκλειστεί η επίδρασή της).

Η μέση θερμοκρασία του αλιεύματος έχει αυξηθεί παγκοσμίως με ρυθμό 0.19 °C ανά δεκαετία, αύξηση που σχετίζεται με τη μεταβολή της θαλάσσιας θερμοκρασίας στα περισσότερα μεγάλα οικοσυστήματα του κόσμου (Cheung et al. 2013). Ο δείκτης MTC εξετάστηκε πρόσφατα και στη δυτική κεντρική και ανατολική λεκάνη της Μεσογείου (Tsikliras & Stergiou 2014α). Ο ρυθμός αύξησης του δείκτη MTC ήταν χαμηλότερος στην ανατολική λεκάνη (περιλαμβάνει το Αιγαίο Πέλαγος και τη Θάλασσα της Λεβαντίνης) σε σχέση με τις άλλες δυο λεκάνες (Tsikliras & Stergiou 2014α), αλλά υψηλότερος σε σχέση με την παγκόσμια μέση τιμή (Cheung et al. 2013).

Το Ιόνιο Πέλαγος, μέρος του οποίου αλιεύεται από τον ελληνικό στόλο, περιλαμβάνεται στην κεντρική λεκάνη της Μεσογείου η οποία εμφάνισε τον υψηλότερο ρυθμό αύξησης του δείκτη MTC από το 1970 (Tsikliras & Stergiou 2014α). Αναλυτικά ο ρυθμός αύξησης του δείκτη MTC ήταν 0,56 °C, 1,05 °C, 0,29 °C ανά δεκαετία για τη δυτική, κεντρική και ανατολική λεκάνη αντίστοιχα (Εικόνα 3.14).



Εικόνα 3.14. Ο δείκτης της μέσης θερμοκρασίας του αλιεύματος (MTC, °C) για τη δυτική, κεντρική, και ανατολική Μεσόγειο (συνεχής γραμμή, μαύρες βούλες) και η θερμοκρασιακή ανωμαλία (μπάρες) για την περίοδο 1970-2010. Τα δεδομένα συλλήψεων προέρχονται από τις βάσεις δεδομένων του GFCM-FAO οι θερμοκρασίες από τον οργανισμό NOAA (από Tsikliras & Stergiou 2014α).



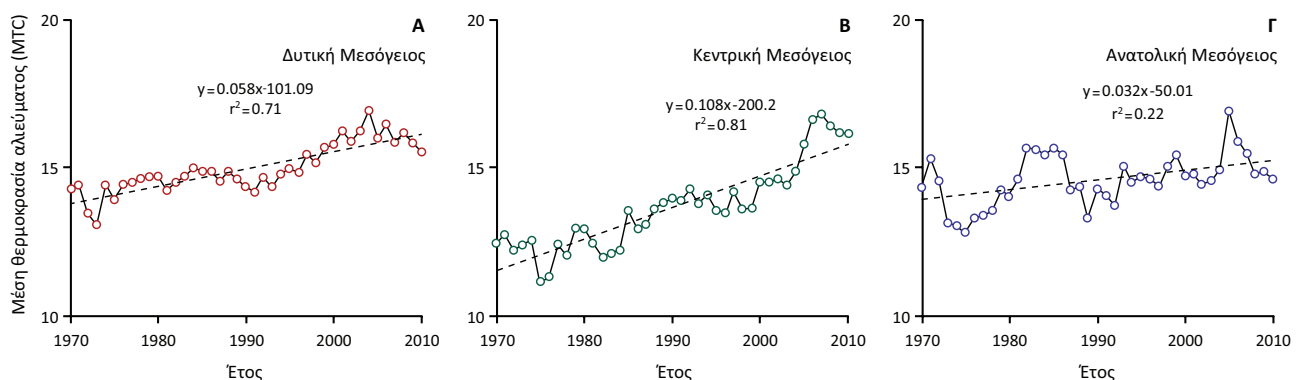
Εικόνα 3.15. Ο δείκτης της μέσης θερμοκρασίας του αλιεύματος (MTC, °C) για το Αιγαίο (συνεχής γραμμή, άσπρες βούλες) και το Ιόνιο Πέλαγος (συνεχής γραμμή, μαύρες βούλες) και η θερμοκρασιακή ανωμαλία (μπάρες) για την περίοδο 1970-2010. Τα δεδομένα συλλήψεων προέρχονται από τις βάσεις δεδομένων του GFCM-FAO και οι θερμοκρασίες από τον οργανισμό NOAA (από Tsikliras et al. 2015α).

Ο δείκτης MTC για το σύνολο των ελληνικών θαλασσών αυξήθηκε με ρυθμό 0,2 °C ανά δεκαετία, από 17,5 °C το 1970 σε 18,2 °C το 2007 (Τσίκληρας & Στεργίου 2013). Σε μια άλλη έρευνα που έγινε ξεχωριστά για το Αιγαίο και το Ιόνιο Πέλαγος ο δείκτης MTC αυξήθηκε από 11,8 °C σε 16,2 °C στο Αιγαίο και από 10,0 °C σε 14,7 °C στο Ιόνιο Πέλαγος (Tsikliras et al. 2015α). Ο ρυθμός αύξησης του δείκτη MTC ήταν 1,01 °C ανά δεκαετία για το Αιγαίο και 1,17 °C ανά δεκαετία για το Ιόνιο και συσχετίστηκε θετικά με την επιφανειακή θαλάσσια θερμοκρασία και στις δύο περιοχές (Εικόνα 3.15). Τα αποτελέσματα επιβεβαιώθηκαν και με δεδομένα από ερευνητικές δειγματοληψίες (Tsikliras et al. 2015α).

Η αύξηση του δείκτη MTC δείχνει ότι και στις ελληνικές θάλασσες, όπως και στο σύνολο της Μεσογείου, έχει αλλάξει η αναλογία θερμόφιλων προς ψυχρόφιλα είδη προς όφελος των θερμόφιλων. Αυτό συμβαίνει είτε γιατί αλιεύονται υψηλότερες ποσότητες θερμόφιλων ειδών, είτε γιατί αλιεύονται χαμηλότερες ποσότητες ψυχρόφιλων ειδών, είτε γιατί συμβαίνουν και τα δύο ταυτόχρονα (Τσίκληρας & Στεργίου 2013α, Tsikliras & Stergiou 2014α, Tsikliras et al. 2015α). Η αύξηση του MTC αφορά μόνο τη μεταβολή της βιομάζας και αφθονίας των αυτόχθονων ειδών που αλιεύονται, αφού στις ελληνικές θάλασσες δεν καταγράφεται ακόμη ξεχωριστά η αλιευτική παραγωγή των ξενικών ειδών.

Η μεταβολή του δείκτη MTC αποδίδεται στην αύξηση της θαλάσσιας θερμοκρασίας που διευκολύνει την εξάπλωση των ειδών με τροπική και υποτροπική εξάπλωση προς τις εύκρατες περιοχές (Zenetos et al. 2011). Είναι βέβαιο ότι αν συμπεριληφθούν οι συλλήψεις των ξενικών ειδών, των οποίων η συχνότητα σύλληψης και η βιομάζα αυξάνουν με τον χρόνο (Peristeraki et al. 2007, Tsikliras et al. 2015α), θα αυξηθεί ο δείκτης MTC, καθώς τα είδη αυτά έχουν προτίμηση για υψηλότερες θερμοκρασίες. Μια πιθανή αντικατάσταση στις συλλήψεις (άρα θα έχει προηγηθεί αντικατάσταση στο οικοσύστημα) του μπαρμπουνιού *Mullus surmuletus* και της κουτσομούρας *Mullus barbatus* από τα συγγενικά τους είδη του γένους *Upeneus* κυρίως τον λοχία *Upeneus moluccensis* (Bianchi et al. 2014), της σάλπας *Sarpa salpa* από τη μαύρη *Siganus luridus* και άσπρη *Siganus rivulatus* αγριόσαλα (Giakoumi 2014) και του γαύρου *Engraulis encrasicolus* από τη στρογγυλόρεγκα *Etrumeus golanii* (Kallianiotis & Lekkas 2005) έχει ήδη αρχίσει να συμβαίνει σε διάφορες περιοχές της Μεσογείου, όπου τα ξενικά είδη έχουν αυξηθεί (Zenetos et al. 2011). Έχει ήδη παρατηρηθεί αντικατάσταση της σαρδέλας *Sardina pilchardus* και της παπαλίνας *Sprattus sprattus* από τη φρίσσα *Sardinella aurita*, στη δυτική Μεσόγειο (Sabates et al. 2006) -πιθανολογείται για την ανατολική (Tsikliras 2008)- εξαιτίας της εξάπλωσης της φρίσσας προς τον βορρά.

Ένα υποθετικό σενάριο σταδιακής αύξησης της βιομάζας τριών θερμόφιλων ειδών [της στρογγυλόρεγκας *Etrumeus golanii* που αλιεύεται στις Κυκλάδες (Kallianiotis & Lekkas 2005) και ειδών των γενών *Siganus* και *Upeneus* που αλιεύονται σταθερά στο νότιο Αιγαίο και στο Ιόνιο] από το 2000 έως το 2007 (Στεργίου & Τσίκληρας 2014) έδειξε ότι ο δείκτης MTC στις ελληνικές θάλασσες αυξάνεται με υψηλότερο ρυθμό (0,25 °C ανά δεκαετία), δηλαδή αλλάζει περαιτέρω η αναλογία θερμόφιλων προς ψυχρόφιλα είδη προς όφελος των θερμόφιλων. Το ίδιο πρότυπο παρατηρήθηκε και για τη δυτική, κεντρική και ανατολική λεκάνη της Μεσογείου σε αντίστοιχο υποθετικό σενάριο αύξησης της βιομάζας των ξενικών ειδών (Εικόνα 3.16, Stergiou et al. 2015). Η αύξηση ήταν υψηλότερη στην κεντρική Μεσόγειο και χαμηλότερη στην ανατολική (Εικόνα 3.16, Stergiou et al. 2015).



Εικόνα 3.16. Μέση θερμοκρασία του αλιεύματος (MTC) για τη δυτική, κεντρική και ανατολική Μεσόγειο για την περίοδο 1970-2010 σε ένα υποθετικό σενάριο σταδιακής αύξησης της βιομάζας τριών ξενικών θερμόφιλων ειδών την τελευταία δεκαετία (από Stergiou et al. 2015).

Προτεινόμενη βιβλιογραφία κεφαλαίου

Για την πρωτογενή και ετεροτροφική παραγωγή και τους παράγοντες που τις επηρεάζουν υπάρχουν αρκετά συγγράμματα βιολογικής ωκεανογραφίας όπως αυτό των Mann & Lazier (2006), ενώ, αν εξαιρεθούν οι πολλές και συχνές εκδόσεις του FAO, τα διεθνή βιβλία για την αλιευτική παραγωγή και τα κυριότερα αλιεύματα είναι λίγα (Coull 1993, Pauly & MacLean 2003, Taylor et al. 2007). Για τους αλιευτικούς πόρους των ελληνικών θαλασσών υπάρχει μια έκδοση του *ΕΛΚΕΘΕ* (Paraconstantinou et al. 2007) με δύο κεφάλαια για την αλιευτική παραγωγή (Stergiou et al. 2007 α, β). Τέλος, για την επίδραση του κλίματος στους θαλάσσιους πληθυσμούς υπάρχουν πάρα πολλές δημοσιευμένες εργασίες, αλλά λίγα βιβλία (π.χ. Stenseth et al. 2004).

Ασκήσεις

- 1.** Μετά την εξοικείωση με το πρόγραμμα *FishStat J*, να επιλεγεί η βάση δεδομένων των συλλήψεων (Capture production) και να μετατραπούν τα κοινά ονόματα των ειδών σε επιστημονικά. Να απομονωθούν τα είδη που αλιεύονται από τον ελληνικό στόλο (επιλογή Ελλάδας στις χώρες), στις ελληνικές θάλασσες (επιλογή Μεσόγειου Θάλασσας στις περιοχές).
 - α.** Να επιλεγεί ένα απόθεμα και να αποτυπωθεί σε διάγραμμα η παγκόσμια αλιευτική παραγωγή του για το διάστημα 1950 μέχρι σήμερα.
 - β.** Να υπολογιστεί η συνολική αλιευτική παραγωγή της Μεσογείου από το 1970 μέχρι σήμερα όπως καταγράφεται στη βάση δεδομένων Capture production και στη βάση δεδομένων GFCM Capture production του FishStat J. Είναι ίδιες ή διαφέρουν; Να εντοπιστούν και να εξηγηθούν τυχόν διαφορές.
- 2.** Να αποτυπωθεί σε διάγραμμα η διακύμανση της συνολικής αλιευτικής παραγωγής και του αλιεύματος που επιλέχθηκε στην άσκηση 1 σε μία από τις επιμέρους μεσογειακές υποπεριοχές από το 1970 μέχρι σήμερα και να σχολιαστεί το διάγραμμα σε 3-5 γραμμές.
- 3.** Να υπολογιστεί η πρωτογενής παραγωγή που απαιτείται για την υποστήριξη της ελληνικής αλιευτικής παραγωγής με βάση τη GFCM Capture production του FishStat J και τα τροφικά επίπεδα των ειδών όπως αναφέρονται στη FishBase.
- 4.** Να υπολογιστεί η μέση θερμοκρασία αλιεύματος (MTC) στις ελληνικές θάλασσες με βάση τη GFCM Capture production του FishStat J και τις θερμοκρασιακές προτιμήσεις όπως αναφέρονται στη FishBase.

4. Κατηγορίες αλιείας και αλιευτική προσπάθεια

Σύνοψη

Στο κεφάλαιο αυτό αναλύονται βασικές έννοιες της αλιευτικής επιστήμης (συλλήψεις, εκφορτώσεις, παρεμπύπτοντα, απορρίψεις, τυχαίες συλλήψεις) και περιγράφονται οι κατηγορίες της επαγγελματικής και ερασιτεχνικής αλιείας στις ελληνικές θάλασσες και παγκοσμίως. Αναλύονται οι τρόποι υπολογισμού της αλιευτικής προσπάθειας ανά αλιευτικό εργαλείο και αναφέρεται η εκτίμηση του βαθμού εκμετάλλευσης των αποθεμάτων με βάση τη μέθοδο της καμπύλης σύλληψης.

Εισαγωγή

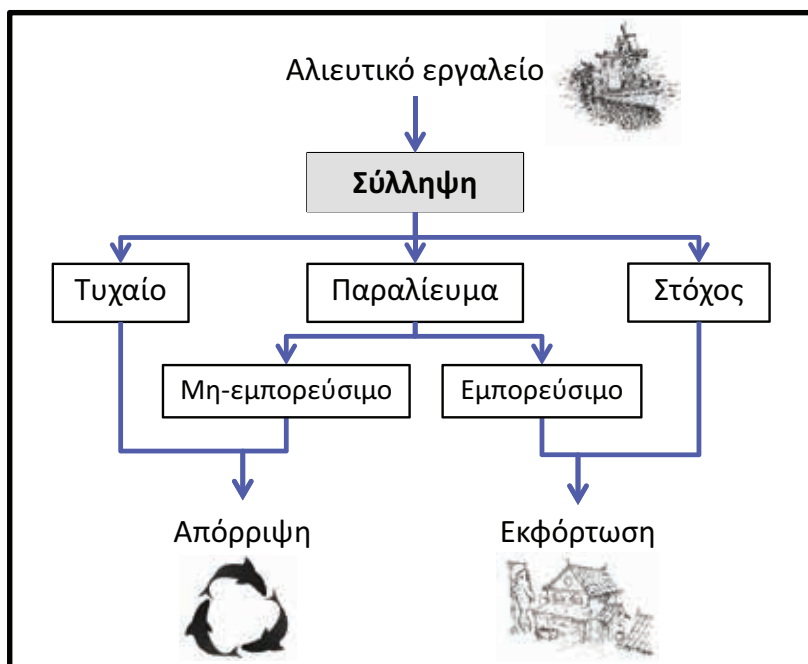
Παρόλο που η ποιότητα και η ακρίβεια των αλιευτικών δεδομένων είναι καθοριστικής σημασίας για τη διαχείριση των αποθεμάτων (Hilborn & Walters 1992), τα στατιστικά στοιχεία που συλλέγονται από εθνικές υπηρεσίες είναι συχνά περιορισμένης ακρίβειας (Costanza et al. 1992), καθώς περιλαμβάνουν καταγραφές που υπερεκτιμούν (Watson & Pauly 2001) ή υποεκτιμούν (Pauly & Maclean 2003) την πραγματική **αλιευτική παραγωγή** (δηλαδή τη συνολική βιομάζα που αφαιρείται από το οικοσύστημα εξαιτίας της αλιείας) και την πραγματική **αλιευτική προσπάθεια** (δηλαδή τον συνολικό αριθμό και τα χαρακτηριστικά των αλιευτικών σκαφών, τις ημέρες αλιείας που δραστηριοποιούνται και τα χαρακτηριστικά κάθε αλιευτικού εργαλείου). Η απουσία τέτοιων δεδομένων έχει εμποδίσει την πλήρη εκτίμηση της επίδρασης της αλιείας στα θαλάσσια οικοσυστήματα (Κεφάλαιο 5).

4.1. Αλιευτική παραγωγή και προσπάθεια

Ο προσδιορισμός της συνολικής βιομάζας που αφαιρείται από τη θάλασσα και της συνολικής αλιευτικής προσπάθειας επιτρέπει την εκτίμηση της επίδρασης της αλιείας στους πληθυσμούς των θαλάσσιων οργανισμών, τη βιοποικιλότητα, τα τροφικά πλέγματα και συνεπώς τα οικοσυστήματα και διευκολύνει την αλιευτική και οικοσυστημική διαχείριση (Pauly et al. 2013). Επιπλέον, αποτελεί τη βάση για τον ακριβέστερο προσδιορισμό των **σημείων αναφοράς** (reference points), των **ορίων** (limits) και των **στόχων** (targets) που απαιτούνται στη διαχείριση των αποθεμάτων αλλά και στις παραμέτρους ποιοτικής περιγραφής της καλής περιβαλλοντικής κατάστασης των θαλασσών (Οδηγία για τη Θαλάσσια Στρατηγική 2008/56/ΕΚ). Σε όλους αυτούς τους δείκτες εμπλέκονται, άμεσα ή έμμεσα, η αλιευτική παραγωγή, η σύνθεση των ειδών και η βιομάζα των συλλήψεων ή των εκφορτώσεων, που θεωρείται ότι αντανακλούν τη σύνθεση και βιομάζα των ειδών στη θάλασσα και χρησιμοποιούνται προσεγγιστικά (Pauly et al. 2013).

4.2. Συλλήψεις = εκφορτώσεις + απορρίψεις

Οι βασικοί όροι που θα αναλυθούν έχουν ιδιαίτερη σημασία στην αλιεία και τη διαχείριση των αποθεμάτων και συχνά συγχέονται μεταξύ τους (Εικόνα 4.1), ακόμη και στη βιβλιογραφία (Kelleher 2005). Η ανάλυση γίνεται σε δύο επίπεδα. Πρώτον, αν ο ψαράς είχε σκοπό να αλιεύσει τα συγκεκριμένα είδη ή αν τα έπιασε παρεμπιπτόντως και δεύτερον, αν αυτά που πιάστηκαν, στοχευμένα ή μη, είναι για κάποιο λόγο ανεπιθύμητα ή μη εμπορεύσιμα. Σύμφωνα με τον Ευρωπαϊκό ορισμό, όμως, ο όρος «είδος – στόχος» είναι το είδος για το οποίο ο ψαράς έχει άδεια να ψαρέψει με συγκεκριμένο σκάφος ή εργαλείο. Η πρακτική αυτή ισχύει κυρίως για την αλιεία στον Ατλαντικό και δεν έχει σχέση με τις πρακτικές αλιείας στη Μεσόγειο. Με την νομική έννοια του όρου τα είδη στόχοι ή στοχευόμενα είδη είναι αυτά για τα οποία υπάρχει ποσόστωση, κάτι που για τα Μεσογειακά είδη ισχύει μόνο για τον τόννο *Thunnus thynnus*.



Εικόνα 4.1. Η πορεία των συλλήψεων μέχρι την αγορά ή την επιστροφή στη θάλασσα.

4.2.1. Συλλήψεις

Η συνολική βιομάζα σπονδυλωτών και ασπόνδυλων ζώων αλλά και η φυτική βιομάζα που αφαιρείται από το οικοσύστημα εξαιτίας της αλιείας αποτελούν τις **συνολικές συλλήψεις** ή **εξαλιεύσεις** (total catch ή catches) του αλιευτικού στόλου, οι οποίες αποτελούνται από τις εκφορτώσεις και τις απορρίψεις (Zeller & Pauly 2005).

4.2.2. Εκφορτώσεις

Από τη συνολική βιομάζα που αφαιρείται, μόνο ένα ποσοστό φτάνει στην ιχθυόσκαλα (ή λιμάνι εκφόρτωσης), καταγράφεται, και είναι εμπορεύσιμο. Αυτό το ποσοστό ονομάζεται **εκφορτώσεις** (landings) και πολλές φορές χρησιμοποιείται ως συνώνυμο των συλλήψεων, ιδιαίτερα αν δεν υπάρχουν δεδομένα απορρίψεων (Tsikliras et al. 2013β,γ), ερασιτεχνικής, αθλητικής, ψυχαγωγικής, ανεξέλεγκτης και παράνομης αλιείας (Pitcher et al. 2002). Υπάρχει και ένα ποσοστό της συνολικής βιομάζας που έχει αφαιρεθεί από τη θάλασσα που επιστρέφεται πίσω σε αυτήν και αποτελεί τις απορρίψεις που αναλύονται παρακάτω.

4.2.3. Απορρίψεις

Ο όρος **απορρίψεις** (discards) ή απορριπτόμενο (ή σκάρτο) αλιεύμα αναφέρεται στο ποσοστό των ανεπιθύμητων συλλήψεων που, αφού έρθει πάνω στο πλοίο, στη συνέχεια πετιέται ή επιστρέφεται πίσω στη θάλασσα για οποιονδήποτε λόγο (Kelleher 2005). Τα απορριπτόμενα μπορεί να είναι ζωντανά ή νεκρά και δεν περιλαμβάνουν φυτικά υλικά ή υλικά που προέρχονται από τη μετέπειτα επεξεργασία του αλιεύματος (όπως εντόσθια). Εξαιρέση αποτελούν οι καρχαρίες, οι οποίοι αλιεύονται για τα πτερυγιά τους (Worm et al. 2013). Οι καρχαρίες πετιούνται ολόκληροι στη θάλασσα μετά από την «κατάλληλη» επεξεργασία της αφαίρεσης των πτερυγίων τους και συμπεριλαμβάνονται στα απορριπτόμενα αλιεύματα. Οι απορρίψεις γενικά δεν συνάδουν με υπεύθυνη και βιώσιμη διαχείριση, εκτός από τις περιπτώσεις σύλληψης αβγωμένου ευρωπαϊκού αστακού *Homarus gammarus*, αστακού *Palinurus elephas* ή караβίδας *Nephrops norvegicus*, τυχαίας σύλληψης μέλους της «χαρισματικής» μεγαπανίδας (δελφίνια, φάλαινες, φώκιες, χελώνες) και σύλληψης οργανισμού με υψηλή πιθανότητα επιβίωσης μετά την απελευθέρωσή του (π.χ. αστερίες, καβούρια). Η πιθανότητα επιβίωσης των απορριπτόμενων αλιευμάτων εξαρτάται από το βάθος της αλιείας, τη διάρκεια της σύρσης (στις τράτες βυθού), την παραμονή των διχτύων στο νερό και κυρίως από τη φυσιολογία και την αντοχή του οργανισμού. Για παράδειγμα, οι απορρίψεις από παγίδες παρουσιάζουν πολύ μεγαλύτερα ποσοστά επιβίωσης των οργανισμών σε σχέση με τις τράτες βυθού (Kelleher 2005).

Λόγοι απόρριψης

Οι λόγοι για τους οποίους απορρίπτεται μέρος του αλιεύματος ποικίλλουν και σχετίζονται κυρίως με την εμπορική αξία των οργανισμών και την αλιευτική νομοθεσία (Tsagarakis et al. 2014). Οι απορρίψεις αντανακλούν την αντίδραση του ψαρά στις μεταβαλλόμενες συνθήκες της αλιείας και τα ποσοστά απορριπτόμενων αλιευμάτων προς το σύνολο του αλιεύματος ποικίλλουν ανάλογα με τα χαρακτηριστικά του αλιευτικού εργαλείου που χρησιμοποιείται, τις ανάγκες της αγοράς (προσφορά-ζήτηση), την εποχή και ανάλογα με το οικοσύστημα.

Με βάση μια πρόσφατη κατηγοριοποίηση (Eliassen & Christensen 2012) οι παράγοντες που επηρεάζουν τις απορρίψεις είναι οι φυσικές συνθήκες (σύσταση, αφθονία και διαθεσιμότητα αλιεύματος), οι περιβαλλοντικοί παράγοντες (βάθος, βυθός, καιρικές συνθήκες, παραγωγικότητα), η αλιευτική πρακτική (διάρκεια συρσης, ξεψάρισμα, χρόνος παραμονής στο νερό), οι αλιευτικοί κανονισμοί και η αλιευτική νομοθεσία (επιλεκτικότητα αλιευτικού εργαλείου, χρονικές και χωρικές απαγορεύσεις, ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης) και η επίδραση της αγοράς (εμπορική αξία αλιεύματος, ικανότητα αποθήκευσης αλιεύματος και ικανότητα πληρώματος στο ξεψάρισμα). Συνήθως απορρίπτονται κάποια είδη που δεν έχουν εμπορική αξία και αυτά που δεν μπορούν να διακινηθούν εμπορικά, γιατί έχουν αλιευτεί παράνομα ή γιατί δεν επιτρέπεται η αλιεία τους. Αυτοί οι παράγοντες συχνά επιδρούν συνεργικά και δεν είναι εύκολο να διαχωριστούν, ιδιαίτερα στην πολυειδική αλιεία, όπως είναι η Μεσογειακή αλιεία (Tsagarakis et al. 2014). Στη Μεσόγειο οι απορρίψεις καθορίζονται περισσότερο από τις ανάγκες της αγοράς παρά από τη νομοθεσία και το εμπορεύσιμο παεμπύπτον αλίευμα μπορεί να αποτελέσει σημαντική οικονομική ενίσχυση για τους ψαράδες (Tsagarakis et al. 2014).

Σε περιοχές όπου ισχύει το μέτρο του ελάχιστου επιτρεπόμενου μεγέθους αλίευσης, απορρίπτονται τα υπομεγέθη, καθώς δεν μπορούν να πωληθούν νόμιμα. Επίσης, απορρίπτονται τα άτομα που έχουν αλλοιωθεί από το αλιευτικό εργαλείο ή από την επίθεση άλλων οργανισμών κατά τη διαδικασία της αλιείας. Το πρόβλημα της αλλοίωσης του αλιεύματος από άλλους οργανισμούς είναι εντονότερο στα σταθερά δίκτυα που παραμένουν για πολλές ώρες στη θάλασσα και γίνονται στόχος θαλάσσιων θηλαστικών που τρέφονται με ό,τι έχει πιαστεί στα δίκτυα (Lopez 2006). Σε αυτήν την περίπτωση καταστρέφεται μερικώς και το δίκτυο, οπότε το οικονομικό κόστος της αλλοίωσης του αλιεύματος είναι ελάχιστο σε σχέση με την καταστροφή του αλιευτικού εργαλείου (Παρδαλου & Τσικληρας 2015α).

Πόσα απορρίπτονται;

Η πρώτη προσέγγιση για την εκτίμηση των απορριπτόμενων αλιευμάτων σε παγκόσμια κλίμακα έγινε από τον διεθνή οργανισμό FAO το 1994 (Alverson et al. 1994). Μια πιο πρόσφατη εκτίμηση (Kelleher 2005) αναφέρει μέσες απορρίψεις 7,3 εκατομμυρίων τόνων ανά έτος ή περίπου το 8% των συλλήψεων, ποσοστό που μπορεί να είναι πολύ υψηλό για κάποια αλιευτικά εργαλεία. Η αλιεία της γαρίδας, κυρίως στα τροπικά νερά, απορρίπτει τις υψηλότερες ποσότητες με σταθμισμένο μέσο ρυθμό απόρριψης στο 62% (Kelleher 2005). Οι Zeller & Pauly (2005) επαναπροσέγγισαν το φλέγον αυτό ζήτημα δίνοντας τις δικές τους εκτιμήσεις (από 7,3 έως 39 εκατομμύρια τόνοι ετησίως) για τα απορριπτόμενα αλιεύματα και υπολόγισαν ότι τα απορριπτόμενα μειώθηκαν τα τελευταία χρόνια ως αποτέλεσμα της παράλληλης μείωσης των παγκόσμιων εκφορτώσεων.

Απορρίψεις ανά εργαλείο

Οι απορρίψεις ποικίλλουν πολύ τόσο γεωγραφικά, όσο και ανά αλιευτικό εργαλείο, με τις τράτες βυθού και γενικότερα τα συρόμενα εργαλεία να ευθύνονται για τα υψηλότερα ποσοστά απορρίψεων σε σχέση με τις συλλήψεις (Πίνακας 4.1), φαινόμενο που ονομάζεται υψηλός λόγος απορρίψεων (Hall et al. 2000). Οι μέσες τιμές που έχουν αναφερθεί για τις τράτες βυθού είναι 45-50% στη δυτική (Tsagarakis et al. 2014), κεντρική (Sánchez et al. 2007) και ανατολική (Tsagarakis et al. 2008) Μεσόγειο, με εξαίρεση τη Συρία όπου οι τράτες έχουν σχεδόν μηδενικές απορρίψεις (Kelleher 2005), και την Αίγυπτο (El-Mor et al. 2002) και την Τουρκία (Atar & Malai 2010, Zengin & Akyol 2009), όπου οι απορρίψεις δεν ξεπερνούν το 20%. Οι τοπικές, εποχικές και διαχρονικές διακυμάνσεις των απορριπτόμενων αλιευμάτων είναι υψηλές, ακόμη και όταν αφορούν το ίδιο αλιευτικό εργαλείο (Machias et al. 2001, Vassilopoulou et al. 2007, Tsagarakis et al. 2008). Οι μεσοπελαγικές τράτες, τα γρι-γρι και η μικρή παράκτια αλιεία, παρόλο που δεν εμφανίζουν υψηλούς λόγους απορρίψεων, εντούτοις παράγουν υψηλές ποσότητες απορριπτόμενων, γιατί αλιεύουν και τις υψηλότερες ποσότητες οργανισμών σε σχέση με τα υπόλοιπα αλιευτικά εργαλεία (Tsagarakis et al. 2014). Στη Μεσόγειο τα απορριπτόμενα αλιεύματα υπολογίζονται σε περίπου 230.000 τόνους ή 18,6% των συλλήψεων, με το ποσοστό να κυμαίνεται μεταξύ 13,3 και 26,8% (Tsagarakis et al. 2014).

Πίνακας 4.1. Οι εκφορτώσεις και οι απορρίψεις ανά αλιευτικό εργαλείο (από Kelleher 2005).

Αλιεία/Αλιευτικό εργαλείο	Εκφορτώσεις (t)	Απορρίψεις (t)	Μέσος λόγος απορρίψεων (%)	Εύρος λόγου απορρίψεων (%)
Τράτα γαρίδας	1.126.267	1.865.064	62,3	0-96
Τράτα βυθού	16.050.978	1.704.107	9,6	0,5-83
Παραγάδι για τόννο	1.403.591	560.481	28,5	0-40
Μεσοπελαγική τράτα	4.133.203	147.126	3,4	0-56
Γρι-γρι για τόννο	2.673.378	144.152	5,1	0,4-10
Πολυεργαλειακή αλιεία	6.023.146	85.436	1,4	-
Παγίδες	240.551	72.472	23,2	0-61
Δράγα	165.660	65.373	28,3	9-60
Γρι-γρι για μικρά πελαγικά ψάρια	3.882.885	48.852	1,2	0-27
Παραγάδι βυθού (πατοπαραγάδο)	581.560	47.257	7,5	0,5-57
Δίχτυα (απλάδια/μανωμένα)	3.350.299	29.004	0,5	0-66
Πετονιά (καθετή)	155.211	3.149	2,0	0-7
Καλάμι και πετονιά για τόννο	818.505	3.121	0,4	0-1
Συλλογή με το χέρι	1.134.432	1.671	0,1	0-1
Καλαμαριέρα	960.432	1.601	0,1	0-1

Ο λόγος απορρίψεων προς εκφορτώσεις (discards/landings, D/L) στις ΗΠΑ κυμαίνεται από 0,12 (στην περιοχή της Αλάσκα) μέχρι 4,56 για την αλιεία της γαρίδας στον Κόλπο Μεξικού (Harrington et al. 2005). Τα στοιχεία αυτά αναφέρονται στο 2002 όταν στις ΗΠΑ εκφορτώθηκαν 3,7 εκατομμύρια τόνοι ψαριών και απορρίφθηκαν 1,06 εκατομμύρια τόνοι (Harrington et al. 2005).

Απορρίψεις στις ελληνικές θάλασσες

Στην Ελλάδα πολλά υπομεγέθη αλιεύματα δεν απορρίπτονται, αλλά πωλούνται παράνομα εκτός της ιχθυόσκαλας (δηλαδή χωρίς να καταγράφονται), κυρίως σε εστιατόρια τουριστικών περιοχών. Στις ελληνικές θάλασσες απορρίπτονται περισσότερα από 100 είδη ψαριών, 30 είδη κεφαλόποδων και 20 είδη καρκινοειδών (Machias et al. 2001, Vassilopoulou et al. 2007). Τα ποσοστά ποικίλλουν και ο λόγος απορρίψεων προς συλλήψεις ψαριών, καρκινοειδών και κεφαλόποδων είναι ανάλογα με την περιοχή 0,40 (Ιόνιο), 0,55 (Κυκλάδες) και 0,25 (Θρακικό Πέλαγος) (Machias et al. 1999). Οι απορρίψεις ποικίλλουν και ανάλογα με το βάθος της αλιείας με λόγο απορρίψεων προς συλλήψεις 0,59 σε βάθη μικρότερα των 150 m, 0,63 σε βάθη 150–200 m και 0,37 σε βάθη μεγαλύτερα των 300 m (Vassilopoulou & Paraconstantinou 1998). Συνολικά, εκτιμάται ότι οι απορρίψεις στις ελληνικές θάλασσες κυμαίνονται από 35 έως 45% των συλλήψεων (Stergiou et al. 1998, Machias et al. 2001). Ως προς τα είδη-στόχους, οι απορρίψεις της εμπορικής αλιείας κυμαίνονται από 0% για το μπαρμπούνη *Mullus surmuletus* έως 10% για τον μπακαλιάρη *Merluccius merluccius* και τη γάμπαρη *Parapenaeus longirostris* (Machias et al. 1999). Τα συρόμενα εργαλεία είναι η λιγότερο επιλεκτική πρακτική και προκαλούν τα περισσότερα παρεμπόδιτα αλιεύματα και τις υψηλότερες απορρίψεις που μπορεί να φτάνουν το 45% των συλλήψεων (Vassilopoulou et al. 2007).

Συνέπειες των απορρίψεων

Τα απορριπτόμενα αλιεύματα, που μαζί με τα παράνομα (illegal), τα ανεξέλεγκτα (unregulated) και αυτά που δεν καταγράφονται (unreported) μπορεί να ισούνται με το μισό της βιομάζας που εκφορτώνεται, αποτελούν ένα από τα μεγαλύτερα προβλήματα της αλιευτικής επιστήμης (Pitcher et al. 2002), καθώς εντείνουν το πρόβλημα της θαλάσσιας ρύπανσης και δυσχεραίνουν σημαντικά τη διαχείριση των αποθεμάτων (Diamond & Beukers-Stewart 2011). Οικονομικά πρόκειται για τεράστια σπατάλη διαθέσιμων πόρων που θα

μπορούσαν δυνητικά να χρησιμοποιηθούν ως τροφή (για ανθρώπους, όχι ζωοτροφή).

Τα απορριπτόμενα εκτός από σπατάλη βιομάζας αλλάζουν τη δομή του οικοσυστήματος, γιατί η μεγάλη ποσότητα νεκρών οργανισμών που επιστρέφεται στο οικοσύστημα ευνοεί τους πτωματοφάγους οργανισμούς (Moranta et al. 2000). Οι πτωματοφάγοι οργανισμοί μπορεί να είναι ψάρια (το φιδόχελο *Ophichthus rufus*) ή ασπόνδυλα (το ισόποδο *Cirolana borealis* και το αμφίποδο *Scopelocheirus hopei*). Συνεπώς, η αλιεία έχει πολυσύνθετη επίδραση στις βιοκοινωνίες και το οικοσύστημα, καθώς ένα μόνο είδος μπορεί να ευνοηθεί από την αφαίρεση της βιομάζας των ανταγωνιστών και των θηρευτών του και από την προσθήκη τροφής εξαιτίας των απορρίψεων (Bozzano & Sardà 2002).

Παρά την αντίληψη ότι τα απορριπτόμενα είναι σπατάλη τροφής και πόρων με σημαντικές κοινωνικές και οικονομικές προεκτάσεις και αρνητική επίδραση στους βιολογικούς πόρους και το οικοσύστημα (Diamond & Beukers-Stewart 2011), υπάρχουν και οι θετικές πλευρές των απορρίψεων (Tsagarakis et al. 2014). Η βιομάζα που απορρίπτεται αποτελεί πηγή τροφής για τους θαλάσσιους οργανισμούς, συμβάλλει στην παραγωγικότητα του οικοσυστήματος και στη μεταφορά βιομάζας από την πελαγική στη βενθική ζώνη (Sarda et al. 2015). Ιδιαίτερα σε ολιγοτροφικές περιοχές, όπως η Μεσόγειος, κάθε οργανικό απόβλητο, όπως τα θρεπτικά συστατικά που προέρχονται από τις μονάδες ιχθυοεκτροφών, μπορεί να ενισχύσει συγκεκριμένους πληθυσμούς και αλιευτικές δραστηριότητες (Machias et al. 2005).

Υπάρχουν λύσεις;

Για να μειωθούν οι απορρίψεις στις μεσογειακές θάλασσες απαιτούνται τεχνικά μέτρα που σχετίζονται με τη βελτίωση της επιλεκτικότητας των εργαλείων (δηλαδή της ικανότητάς τους να συλλαμβάνουν συγκεκριμένο εύρος μεγεθών και να αφήνουν τα υπόλοιπα να διαφεύγουν, Κεφάλαιο 2) και την αποφυγή από τον στόλο περιοχών στις οποίες αλιεύονται πολλά δυνάμει απορριπτόμενα αλιεύματα (Tsagarakis et al. 2014). Η αποφυγή τέτοιων περιοχών περιλαμβάνει χωροχρονικές απαγορεύσεις για να προστατευθούν είδη που βρίσκονται σε συγκεκριμένο στάδιο, όπως οι περιοχές με νεαρά άτομα ή τα αναπαραγωγικά πεδία των ενήλικων ατόμων (Tsagarakis et al. 2014). Τα μη-επιλεκτικά εργαλεία που συλλαμβάνουν όλους τους οργανισμούς ανεξαιρέτως μεγέθους είναι αυτά που προκαλούν τη μεγαλύτερη ζημιά στα αποθέματα και φυσικά παρουσιάζουν και υψηλότερο λόγο απορρίψεων προς εκφορτώσεις (Stergiou et al. 1998), ενώ οι σύρσεις μικρότερης διάρκειας με τράτα βυθού μειώνουν τα απορριπτόμενα (Moranta et al. 2000), πιθανώς όμως και τις συλλήψεις (Zeller & Pauly 2005).

Τα απορριπτόμενα πρέπει να θεωρηθούν ως αναπόσπαστο κομμάτι της οικοσυστημικής διαχείρισης και η αντιμετώπισή τους δεν θα πρέπει να περιοριστεί στα τεχνικά μέτρα και στην τροποποίηση των αλιευτικών εργαλείων (Tsagarakis et al. 2014). Η πρόσφατη αναθεώρηση της Κοινής Αλιευτικής Πολιτικής της Ε.Ε., σύμφωνα με την οποία όλα τα ανεπιθύμητα αλιεύματα θα εκφορτώνονται, θα προκαλέσει μείωση των απορριπτόμενων, αλλά δεν θα ενισχύσει τη βιωσιμότητα των αλιευτικών πόρων αφού τα ανεπιθύμητα θα έχουν ήδη αφαιρεθεί από τη θάλασσα. Επιπλέον, αυτή η πηγή τροφής και διαθέσιμης ενέργειας για ολόκληρο το οικοσύστημα θα χαθεί ενισχύοντας την απώλεια βιομάζας και παραγωγής των οργανισμών που βρίσκονται στα ανώτερα τροφικά επίπεδα (Sarda et al. 2015). Τέλος, η διοχέτευση των ανεπιθύμητων αλιευμάτων στην αγορά των ζωοτροφών ίσως τα καταστήσει λιγότερο ανεπιθύμητα και ενθαρρύνει την αφαίρεσή τους από το οικοσύστημα για οικονομικούς λόγους (Sarda et al. 2015).

4.3. Στόχοι, παρεμπόνοτα αλιεύματα και τυχαίες συλλήψεις

4.3.1. Αλιεύματα στόχοι

Οι ψαράδες, κάθε φορά που ξεκινούν για να ψαρέψουν, στοχεύουν σε συγκεκριμένα είδη και μεγέθη των ειδών αυτών και επιλέγουν να χρησιμοποιήσουν συγκεκριμένα εργαλεία που θα τους επιτρέψουν να πιάσουν τα επιθυμητά είδη και τα επιλεγμένα μεγέθη των ειδών αυτών. Τα επιθυμητά είδη ονομάζονται **είδη-στόχοι** (target species) και συνήθως επιλέγονται χάρη στην οικονομική τους αξία και στο κέρδος που θα αποφέρουν με την πώλησή τους (Tsikliras & Polymeros 2014). Συνεπώς στοχεύονται πρώτα οι οργανισμοί μεγάλης οικονομικής αξίας, όπως τα μεγαλόσωμα ψάρια (ροφός *Epinephelus marginatus*, βλάχος *Polyprion americanus*, συναγρίδα *Dentex dentex*, μαγιάτικο *Seriola dumerili*, ξιφίας *Xiphias gladius*, τόννος *Thunnus thynnus*), αλλά και τα ακριβά ασπόνδυλα (ευρωπαϊκός αστακός *Homarus gammarus*, καραβίδα *Nephrops norvegicus*, γαρίδα *Melicerus kerathurus*).

4.3.2. Παρεμπίπτοντα αλιεύματα

Πολλές φορές τα αλιευτικά εργαλεία, και ιδιαίτερα τα μη-επιλεκτικά εργαλεία, αλιεύουν οργανισμούς (ψάρια, κεφαλόποδα και καρκινοειδή) που δεν αποτελούσαν αρχικά στόχο της αλιείας. Οι οργανισμοί που πιάνονται σε ένα αλιευτικό εργαλείο χωρίς να αποτελούν στόχο της αλιείας ονομάζονται **παρεμπίπτοντα αλιεύματα** ή **παραλιεύματα** (by-catch ή non-target). Πρόκειται για οργανισμούς που συχνά έχουν εμπορική αξία και εκφορτώνονται μαζί με τα είδη-στόχους της αλιείας (Broadhurst 2000), ενώ αν η αξία τους είναι χαμηλή απορρίπτονται πίσω στη θάλασσα. Συχνά ο όρος παρεμπίπτον αλιεύμα συγχέεται με αυτόν της τυχαίας σύλληψης που θα αναλυθεί παρακάτω (Alverson et al. 1994).

Επειδή στις ελληνικές θάλασσες η φύση της παράκτιας αλιείας και της αλιείας με τράτα βυθού είναι πολυειδική (θεωρητικά στοχεύονται λίγα είδη, αλλά τελικά αλιεύονται πολλά), η έννοια του παραλιεύματος χάνει τη σημασία της. Ωστόσο, σε κάποιες αλιευτικές περιοχές πρακτικά στοχεύεται ένα ή το πολύ δύο είδη από ένα αλιευτικό εργαλείο, ενώ υπάρχουν και αλιευτικά εργαλεία που αλιεύουν επιλεκτικά και στοχεύουν συγκεκριμένα σε λίγα είδη και περιορισμένο εύρος μεγεθών των ειδών αυτών (Κεφάλαιο 2).

4.3.3. Τυχαίες συλλήψεις

Η **τυχαία σύλληψη** (incidental catch) αναφέρεται σε σπάνια φαινόμενα σύλληψης ή παγίδευσης στο αλιευτικό εργαλείο οργανισμών που δεν αποτελούν αντικείμενο της αλιευτικής δραστηριότητας, όπως θαλασσοπούλια, θαλάσσιες χελώνες, δελφίνια και φάλαινες (Kelleher 2005). Οι οργανισμοί αυτοί πολύ συχνά επιβιώνουν από την επαφή με το αλιευτικό εργαλείο και απελευθερώνονται στη θάλασσα (ή στον αέρα στην περίπτωση των θαλασσοπουλιών) ζωντανοί. Ο ρυθμός επιβίωσης εξαρτάται από τον οργανισμό, την εποχή, την περιοχή, το αλιευτικό εργαλείο και την αλιευτική πρακτική (π.χ. τα δελφίνια στα απλάδια έχουν ποσοστό επιβίωσης μεγαλύτερο από 80%: Dawson 1991). Οι καταγραφές των τυχαίων συλλήψεων γίνονται συνήθως σε αφθονία και όχι σε βιομάζα (Dawson 1991).

Το κοινό δελφίνι *Delphinus delphis* είναι από τα είδη που συλλαμβάνονται συχνότερα από διάφορα αλιευτικά εργαλεία, γιατί, όπως έχει παρατηρηθεί, τρέφεται πάνω στα δίχτυα των ψαράδων με ψάρια που έχουν ήδη αλιευθεί (Παρδαλου & Τσικληρας 2015α) ή κατά τη διάρκεια της κύκλωσης των κοπαδιών από τα γρι-γρι που στοχεύουν σε μικρά πελαγικά ψάρια (Bearzi et al. 2010). Ωστόσο, τα δελφίνια απειλούνται περισσότερο από τα μεγάλα γρι-γρι που χρησιμοποιούνται για την αλιεία του ερυθρού τόννου *Thunnus thynnus* στον Ατλαντικό και του μεγαλομάτη τόννου *Thunnus obesus* στον Ατλαντικό και τον Ειρηνικό Ωκεανό, αλλά και από τα παρασυρόμενα αφρόδιχτα, στα οποία εγκλωβίζονται (Hall 1998). Αυτά τα εργαλεία δεν χρησιμοποιούνται από τον ελληνικό αλιευτικό στόλο (Κεφάλαιο 2).

4.4. Στοιχειωμένη αλιεία

Η **στοιχειωμένη αλιεία** ή αλιεία φάντασμα (ghost fishing) αναφέρεται στη θνησιμότητα των ψαριών και άλλων οργανισμών που προκαλείται από την εκούσια ή ακούσια απώλεια, εγκατάλειψη ή απόρριψη αλιευτικών εργαλείων που παραμένουν στο οικοσύστημα και συνεχίζουν να αλιεύουν ανεξέλεγκτα (Matsuoka et al. 2005). Εκτός από την αύξηση της θνησιμότητας των οργανισμών, τα ανεξέλεγκτα αλιευτικά εργαλεία καταστρέφουν τα βενθικά ενδιαιτήματα και ρυπαίνουν τη θάλασσα (Parker 1990). Τα αλιευτικά εργαλεία που συνήθως «στοιχειώνονται» είναι κυρίως τα παθητικά εργαλεία, όπως τα παραγάδια, τα απλάδια, τα μανωμένα δίχτυα και οι παγίδες, και λιγότερο τα ενεργητικά εργαλεία, όπως οι τράτες βυθού και τα γρι-γρι (Matsuoka et al. 2005). Η χρήση συνθετικών και μη-βιοδιασπώμενων υλικών για την κατασκευή των σύγχρονων αλιευτικών εργαλείων έχει επιτείνει το πρόβλημα καθώς αυξήθηκε η διάρκεια ζωής τους (Laist 1987).

Οι αιτίες απώλειας σχετίζονται κυρίως με το βάθος της αλιείας, το υπόστρωμα του βυθού, τις κακές καιρικές συνθήκες κατά τη διαδικασία της πόντισης ή ανέλκυσης των εργαλείων, τη χρήση μεγαλύτερου εργαλείου από τη δυνατότητα χειρισμού του σκάφους και την καταστροφή των σχοινιών από προπέλες άλλων σκαφών (Smith 2001). Σε κάποιες περιπτώσεις τα συρόμενα εργαλεία παρασύρουν και προκαλούν την απώλεια παθητικών εργαλείων, όπως τα δίχτυα, τα παραγάδια και οι παγίδες.

Τα προβλήματα που προκαλούνται από τη στοιχειωμένη αλιεία εξαρτώνται από τον τρόπο λειτουργίας των απολεσθέντων αλιευτικών εργαλείων (Matsuoka et al. 2005). Έτσι, τα απολεσθέντα παρασυρόμενα αφρόδιχτα μπορεί να συνεχίσουν να αλιεύουν για χιλιάδες χιλιόμετρα καλύπτοντας τεράστιες θαλάσσιες εκτάσεις και συλλαμβάνοντας διάφορους θαλάσσιους οργανισμούς πέρα από ψάρια, όπως δελφίνια, χελώνες και φάλαινες. Τα στοιχειωμένα απλάδια και τα μανωμένα δίχτυα μπορούν να αλιεύουν για μήνες αφού

παραμένουν όπως είχαν αρχικά ποντιστεί, δηλαδή κάθετα στο βυθό της θάλασσας, είναι κατασκευασμένα από πολύ ανθεκτικά υλικά και δύσκολα γίνονται αντιληπτά από τα ψάρια (Erzini et al. 1997β). Λιγότερο επιβλαβείς είναι οι παγίδες και οι τράτες βυθού, οι οποίες, όταν χάνονται, καλύπτονται γρήγορα από οργανισμούς που προσκολλώνται πάνω τους και μετατρέπονται σε μικρούς τεχνητούς υφάλους.

Σε πείραμα που έγινε στην Πορτογαλία με σκοπό την αναγνώριση των επιπτώσεων της στοιχειωμένης αλιείας με δίχτυα, βρέθηκε ότι τα απλάδια παγίδευσαν περισσότερα άτομα ψαριών από τα μανωμένα δίχτυα σε 120 ημέρες συνεχούς παρουσίας στη θάλασσα (Erzini et al. 1997β). Επίσης, αν και ο ρυθμός σύλληψης μειώθηκε με το χρόνο, μετά από τέσσερις μήνες τα ψάρια συνέχιζαν να πιάνονται στα αλιευτικά εργαλεία (Erzini et al. 1997β). Η ζωή των δικτύων και συνεπώς η επίδραση της στοιχειωμένης αλιείας, είναι μεγαλύτερη στα μεγάλα βάθη και μπορεί να διαρκέσει χρόνια.

4.5. Αλιευτική προσπάθεια

Η **αλιευτική προσπάθεια** (fishing effort) ενός σκάφους ή ενός στόλου ορίζεται ως το γινόμενο της **αλιευτικής ικανότητας** (fishing capacity) που εκφράζεται με βάση τα χαρακτηριστικά του σκάφους και του αλιευτικού εργαλείου και της **αλιευτικής δραστηριότητας** (fishing activity) του σκάφους ή στόλου (Iassen 1996):

Αλιευτική προσπάθεια = (ικανότητα σκάφους) × (ικανότητα εργαλείου) × (δραστηριότητα).

Η αλιευτική προσπάθεια μπορεί συνεπώς να υπολογιστεί ξεχωριστά για κάθε στόλο που χρησιμοποιεί συγκεκριμένο αλιευτικό εργαλείο (π.χ. μηχανότρατες, γρι-γρι, δίχτυάρια παράκτια σκάφη στην Ελλάδα), αν είναι γνωστή η υποδύναμη, η χωρητικότητα και η δραστηριότητα κάθε σκάφους, με την παρακάτω εξίσωση:

$$E = \sum_{i=1}^n a_i \times P_i$$

4.1

όπου E είναι η αλιευτική προσπάθεια, n είναι ο αριθμός των σκαφών, a_i είναι οι ημέρες αλιείας κάθε σκάφους σε μια αλιευτική περίοδο και P_i είναι η χωρητικότητα ή υποδύναμη κάθε σκάφους. Η εξίσωση αυτή χρησιμοποιείται για τον υπολογισμό της αλιευτικής προσπάθειας στα ευρωπαϊκά σκάφη (Ευρωπαϊκός Κανονισμός 2091/98/ΕΚ).

Επειδή τα δεδομένα δραστηριότητας δεν είναι διαθέσιμα για τον ελληνικό αλιευτικό στόλο (παρά μόνο σε περιπτώσεις που αφορούν ερευνητικά προγράμματα με περιορισμένη χρονική ή/και χωρική εξάπλωση), ως ένδειξη αλιευτικής προσπάθειας μπορεί να χρησιμοποιηθεί προσεγγιστικά ο αριθμός και η υποδύναμη ή χωρητικότητα των σκαφών, στοιχεία που καταγράφονται συστηματικά (Stergiou et al. 2007α).

Σύμφωνα με έναν άλλο ορισμό, η αλιευτική προσπάθεια ορίζεται ως το σύνολο των αλιευτικών εργαλείων που αλιεύουν σε συγκεκριμένο αλιευτικό πεδίο μια συγκεκριμένη χρονική στιγμή (Ricker 1975). Όταν χρησιμοποιούνται δύο ή περισσότερα διαφορετικά εργαλεία, τότε οι επιμέρους προσπάθειες πρέπει να προσαρμοστούν σε ένα κοινό πρότυπο πριν προστεθούν. Για να προστεθεί η αλιευτική προσπάθεια των σκαφών που ψαρεύουν με δίχτυα και αυτών που ψαρεύουν με παραγάδια, πρέπει να γίνει αναγωγή του ενός στο άλλο ή και των δύο σε κάτι κοινό, ώστε να αποφευχθεί τυχόν σφάλμα στην αξιολόγηση της συνολικής αλιευτικής προσπάθειας.

4.5.1. Αλιευτική δραστηριότητα

Η **αλιευτική δραστηριότητα** υπολογίζεται ως ο χρόνος αλιείας σε συγκεκριμένη περιοχή. Εναλλακτικά, μπορούν να χρησιμοποιηθούν επίσης οι δυνητικές ημέρες αλιείας σε ένα έτος, οι ημέρες πραγματικής αλιείας (Stergiou et al. 2007β) και ο ενεργός χρόνος παραμονής του αλιευτικού εργαλείου στη θάλασσα. Η τελευταία μέτρηση είναι δύσκολη για πολλά αλιευτικά εργαλεία, αλλά εφικτή για τις τράτες βυθού, στις οποίες καταγράφεται η ώρα σύρσης (Ellis et al. 2008).

4.5.2. Αλιευτική ικανότητα

Η **αλιευτική ικανότητα** ορίζεται ως η ικανότητα ενός σκάφους ή στόλου να αλιεύει ψάρια και άλλους οργανισμούς (FAO 1998). Αναλυτικά, η αλιευτική ικανότητα ορίζεται ως η ποσότητα ψαριών που μπορεί να αλιευθεί από ένα σκάφος ή στόλο σε συγκεκριμένο χρόνο (π.χ. αλιευτική περίοδος) αν αξιοποιούνται πλήρως και για δεδομένη κατάσταση ενός αποθέματος (αφθονία, βιομάζα και ηλικιακή δομή των ατόμων του πληθυσμού) και της αλιευτικής τεχνολογίας (FAO 1998).

Η αλιευτική ικανότητα ποσοτικοποιείται με δείκτες που βασίζονται στα χαρακτηριστικά του σκάφους και σε αυτά του αλιευτικού εργαλείου. Στο πλαίσιο της Κοινής Αλιευτικής Πολιτικής η αλιευτική ικανότητα υπολογίζεται μέχρι σήμερα με βάση τα χαρακτηριστικά του σκάφους και συγκεκριμένα με τη **χωρητικότητα** (tonnage), που μετράει τον εσωτερικό όγκο του σκάφους (μετριέται σε κόρους, GRT), την **ιπποδύναμη** της μηχανής (horsepower) που μετριέται σε ίππους (HP) και τα kW που παράγει. Άλλοι δείκτες που σχετίζονται με τα χαρακτηριστικά του σκάφους είναι το μήκος του, ο όγκος του αλιεύματος που μπορεί να διατηρηθεί, η χωρητικότητα του ψυγείου, η ισχύς σύρσης στις μηχανότρατες και άλλα φαινομενικά ασήμαντα χαρακτηριστικά (Marchal et al. 2007). Τέλος, υπάρχουν και δείκτες αλιευτικής ικανότητας που δεν είναι μετρήσιμοι, όπως η τεχνική και ναυτική ικανότητα του πληρώματος (FAO 1998), οι οποίοι όμως τείνουν να εξισωθούν εξαιτίας της σύγχρονης τεχνολογίας, αυξάνοντας έμμεσα ή άδηλα την αλιευτική ικανότητα. Η σημασία του κάθε χαρακτηριστικού ποικίλλει ανάλογα με τον τύπο του σκάφους και μπορεί να επηρεάσει τις συλλήψεις (Marchal et al. 2007). Στις μηχανότρατες είναι σημαντική η ιπποδύναμη, γιατί καθορίζει την ισχύ σύρσης, στα παράκτια σκάφη η χωρητικότητα, γιατί καθορίζει τον αριθμό μελών του πληρώματος και το πλήθος των εργαλείων (δίχτυα, παραγάδια, παγίδες) που μπορούν να μεταφερθούν και να χρησιμοποιηθούν.

Η μέτρηση της αλιευτικής ικανότητας με βάση τα χαρακτηριστικά του αλιευτικού εργαλείου διαφοροποιείται ανάλογα με το αλιευτικό εργαλείο. Στις τράτες βυθού υπολογίζεται από την ταχύτητα σύρσης και τις διαστάσεις του ανοίγματος του εργαλείου, ενώ στα γρι-γρι από το μήκος και ύψος (άλτος) του αλιευτικού εργαλείου. Στα παραγάδια μετριέται ο αριθμός των αγκιστριών (Ferretti et al. 2008) ή το μήκος της μάνας (Κεφάλαιο 2), στις παγίδες ο αριθμός τους (Nemeth 2005) και στα απλάδια και τα μανωμένα δίχτυα το μήκος και το ύψος (άλτος) του αλιευτικού εργαλείου ή η επιφάνειά του (Stergiou et al. 2006).

4.6. Δείκτες που βασίζονται στην αλιευτική προσπάθεια

Η **αλιευτική προσπάθεια** (ικανότητα και δραστηριότητα) χρησιμοποιείται για να εκτιμηθεί η επίδραση της αλιείας στους θαλάσσιους βιολογικούς πόρους μέσω αλιευτικών δεικτών, όπως είναι η **αλιευτική θνησιμότητα** (fishing mortality, F) και η **σύλληψη ανά μονάδα προσπάθειας** (catch per unit of effort, CPUE). Η αλιευτική θνησιμότητα ορίζεται ως οι θάνατοι που προκαλούνται σε έναν πληθυσμό εξαιτίας της αλιείας και μαζί με την **αναπαραγωγική βιομάζα** (spawning stock biomass, SSB) αποτελούν τις παραμέτρους ενός αποθέματος στις οποίες βασίζεται η διαχείρισή του, γιατί καθορίζουν το μέγεθος ενός αποθέματος (Hilborn & Walters 1992). Οι παράμετροι αυτές χρησιμοποιούνται στην εκτίμηση της **μέγιστης βιώσιμης απόδοσης** (maximum sustainable yield, MSY) και στον καθορισμό σημείων αναφοράς, ορίων και στόχων διαχείρισης (Beverton & Holt 1957).

4.6.1. Αλιευτική θνησιμότητα

Η σχέση της αλιευτικής θνησιμότητας (Κεφάλαιο 8) με την αλιευτική προσπάθεια είναι περίπλοκη, γιατί επηρεάζεται από πολλούς εξωτερικούς παράγοντες που καθορίζουν τον χρόνο και την ακριβή τοποθεσία της πόντισης ενός αλιευτικού εργαλείου (Hampton et al. 2005). Η σχέση αλιευτικής θνησιμότητας (F) και προσπάθειας (E) δίνεται από την εξίσωση (Hilborn & Walters 1992):

$$F=q \times E$$

4.2

όπου q είναι ο **συντελεστής συλληψιμότητας** ή **αλιευσιμότητας** (catchability coefficient), που είναι διαφορετικός για κάθε συνδυασμό οργανισμού-αλιευτικού εργαλείου και είναι πολύ δύσκολο να υπολογιστεί, αν και έχουν προταθεί διάφοροι τρόποι υπολογισμού του (Arreguin-Sanchez 1996). Συνήθως, ο συντελεστής συλληψιμότητας θεωρείται σταθερός (Maunder & Punt 2004).

Γενικά, ως συλληψιμότητα ορίζεται η μέτρηση της αλληλεπίδρασης μεταξύ της αφθονίας ενός αποθέματος και της αλιευτικής προσπάθειας και αναφέρεται επίσης ως αποδοτικότητα ενός αλιευτικού εργαλείου (Hilborn & Walters 1992). Διαχωρίζονται, επίσης, δύο συντελεστές: ο ένας, που σχετίζεται με τον οργανισμό, ονομάζεται συλληψιμότητα είδους και αναφέρεται στη συμπεριφορά του οργανισμού (May 1984), και ο άλλος, που σχετίζεται με το αλιευτικό εργαλείο, ονομάζεται αποδοτικότητα εργαλείου και αναφέρεται στην αλιευτική τεχνολογία και πρακτική (Neis et al. 1999).

Για τον υπολογισμό του συντελεστή συλληψιμότητας θα αναφερθούν δύο από τους πολλούς τρόπους υπολογισμού του (Arreguin-Sanchez 1996). Σύμφωνα με τον πρώτο υπολογισμό, που αφορά συρόμενα αλιευτικά εργαλεία, ο συντελεστής συλληψιμότητας q ορίζεται ως η αναλογία των ατόμων σε μια περιοχή έκτασης A που αλιεύονται από ένα εργαλείο που σαρώνει περιοχή α με απόδοση c και υπολογίζεται από την

εξίσωση (Baranov 1918, Gulland 1983):

$$q=c \times \left(\frac{a}{A}\right)$$

4.3

Ο δεύτερος υπολογισμός βασίζεται στην παραδοχή ότι η συλληψιμότητα μπορεί να οριστεί καλύτερα ως η αλιευτική θνησιμότητα (F) ανά μονάδα προσπάθειας (E) ή αλιευτικής έντασης σύμφωνα με την εξίσωση (Beverton & Holt 1957):

$$q=\frac{F}{E}$$

4.4

Η σχέση της αλιευτικής θνησιμότητας με την προσπάθεια βρίσκει εφαρμογή σε περιπτώσεις που κάποιο απόθεμα έχει χαρακτηριστεί ως υπεραλιευμένο και απαιτείται μείωση της αλιευτικής θνησιμότητας για να επανακάμψει. Η μείωση της αλιευτικής θνησιμότητας επιτυγχάνεται μόνο με μείωση της αλιευτικής προσπάθειας που απαιτεί είτε μείωση της δραστηριότητας (περιορισμός των ημερών αλιείας), είτε μείωση της ικανότητας ενός εργαλείου, σκάφους ή στόλου (περιορισμός στο μέγεθος του αλιευτικού εργαλείου ή περιορισμός του στόλου) (Tsikliras 2014α).

4.6.2. Σύλληψη ανά μονάδα προσπάθειας

Η σύλληψη ανά μονάδα προσπάθειας (CPUE) είναι δείκτης αφθονίας ενός αποθέματος που χρησιμοποιείται συχνά για την εκτίμηση της επίδρασης της αλιείας στους οργανισμούς, για τον εντοπισμό χρονικών διακυμάνσεων στη βιομάζα και αφθονία των οργανισμών, αλλά και από τους οικονομολόγους ως δείκτης αποδοτικότητας ενός στόλου ή αλιευτικού εργαλείου (Myers & Worm 2003):

$$C_t=q \times E_t \times N_t$$

4.5

όπου C_t είναι η παραγωγή/σύλληψη σε χρόνο t , E_t είναι η προσπάθεια σε χρόνο t , N_t είναι η βιομάζα ή αφθονία σε χρόνο t και q είναι το ποσοστό του αποθέματος που συλλαμβάνεται σε μία μονάδα προσπάθειας. Ο συντελεστής συλληψιμότητας q έχει οριστεί παραπάνω (Maunder & Punt 2004).

Αν όλες οι υπόλοιπες συνθήκες (όπως τα χαρακτηριστικά του αλιευτικού εργαλείου και του σκάφους, οι μετακινήσεις πληθυσμών, τα βιολογικά χαρακτηριστικά του αποθέματος και οι κλιματικές ή περιβαλλοντικές συνθήκες) παραμένουν σχεδόν σταθερές ή αν έχουν τυποποιηθεί, η μείωση του δείκτη CPUE είναι σαφής ένδειξη υπερεκμετάλλευσης ενός αποθέματος (Maunder & Punt 2004). Θα πρέπει να σημειωθεί ότι το απόθεμα είναι δυνατόν να μειώνεται χωρίς αυτό να αντανακλάται στη CPUE. Αυτό συμβαίνει επειδή οι ψαράδες σε συνθήκες μείωσης των αποθεμάτων τείνουν να συγκεντρώνουν την προσπάθειά τους τοπικά και χρονικά στα σημεία που διατηρούν ακόμη υψηλές συγκεντρώσεις αλιευμάτων. Ως αποτέλεσμα η μείωση της CPUE έρχεται να επισφραγίσει την κατάσταση του αποθέματος.

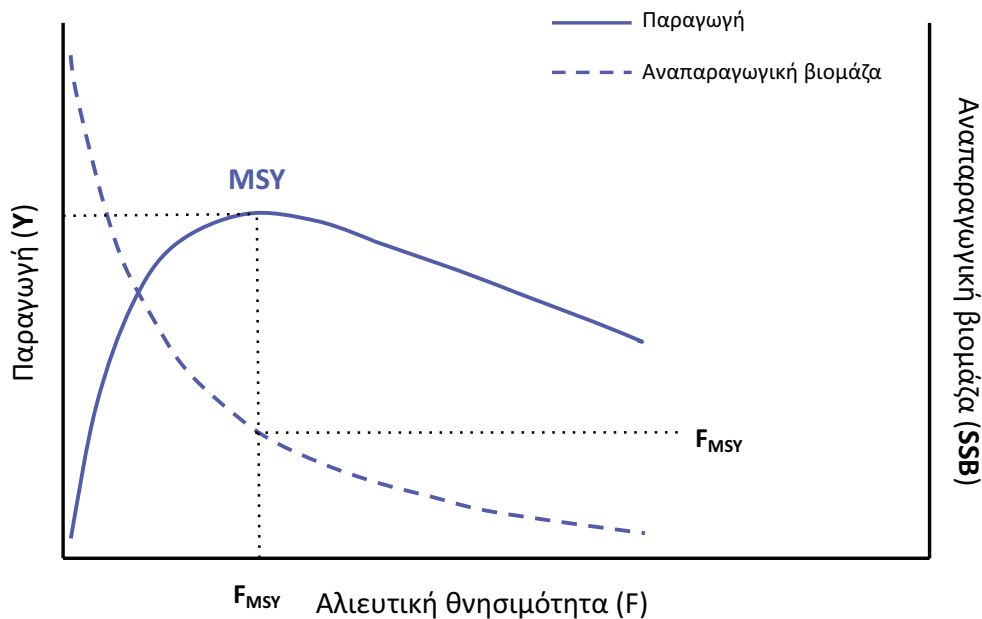
Στη διεθνή βιβλιογραφία είναι συνηθέστερη η χρήση της απλής μορφής του δείκτη CPUE, δηλαδή η σύλληψη ανά μονάδα χρόνου, προσπάθειας ή επιφάνειας (π.χ. 30 άτομα ανά 100 παγίδες, ή 4 κιλά ανά 100 αγκίστρια παραγαδιού, ή 40 κιλά ανά ώρα σύρσης, ή 200 κιλά ανά καλάδα), που θεωρείται ανάλογη της αφθονίας ενός αποθέματος στο οικοσύστημα (Maunder et al. 2006). Αυτή η αναλογία όμως δεν ισχύει απόλυτα και μπορεί να οδηγήσει σε υπερεκτίμηση ή υποεκτίμηση της κατάστασης ενός αποθέματος και συνεπώς σε σοβαρά διαχειριστικά λάθη (Pauly et al. 2013).

4.7. Μέγιστη βιώσιμη απόδοση (MSY)

Η **μέγιστη βιώσιμη απόδοση** (maximum sustainable yield, MSY), είναι μια από τις σημαντικότερες έννοιες της αλιευτικής επιστήμης με μακρά ιστορία (Russel 1931, Graham 1935) και αποτελεί για περισσότερα από 60 χρόνια τη βασική μέθοδο εκτίμησης της κατάστασης των αλιευτικών αποθεμάτων πάνω στην οποία βασίζονται οι διαχειριστικές αποφάσεις (Froese et al. 2016).

Η MSY ορίζεται ως η μέγιστη παραγωγή (βιομάζα) που μπορεί να αφαιρεθεί από ένα απόθεμα με βιώσιμο τρόπο, ώστε το απόθεμα να συνεχίσει να αποδίδει τη μέγιστη ποσότητα χωρίς το απόθεμα να κινδυνεύσει με κατάρρευση (Lassen et al. 2014). Η MSY υπολογίζεται με βάση το μοντέλο **απόδοσης-νεοσυλλογής** (yield per recruit, Y/R) και **αναπαραγωγικής βιομάζας** (spawning stock biomass, SSB) του αποθέματος σε σχέση με την αλιευτική θνησιμότητα στην οποία υπόκειται (Beverton & Holt 1957). Εκτός από το σημείο MSY, τα βασικά σημεία του μοντέλου απόδοσης-νεοσυλλογής είναι η αλιευτική θνησιμότητα στην οποία

επιτυγχάνεται η μέγιστη απόδοση (F_{MSY}) και η αντίστοιχη αναπαραγωγική βιομάζα (B_{MSY}) (Εικόνα 4.2).



Εικόνα 4.2. Σχηματική απεικόνιση του μοντέλου απόδοσης-νεοσυλλογής (Beverton & Holt 1957) στο οποίο διακρίνονται οι καμπύλες παραγωγής (Y) και αναπαραγωγικής βιομάζας (SSB) σε σχέση με την αλιευτική θνησιμότητα (F).

Η MSY επιτυγχάνεται σε συνθήκες ενδιάμεσης αλιευτικής εκμετάλλευσης όπως αυτή προσεγγίζεται από την αλιευτική θνησιμότητα (F). Αύξηση της αλιευτικής προσπάθειας, της ικανότητας, της δραστηριότητας και του αριθμού σκαφών που προκαλεί αύξηση της F πέρα από το σημείο F_{MSY} οδηγεί σε μείωση της αλιευτικής παραγωγής κάτω από την τιμή MSY και μπορεί να προκαλέσει την κατάρρευση του αποθέματος. Αντίστοιχα, η αναπαραγωγική βιομάζα μεγιστοποιείται σε συνθήκες χαμηλής εκμετάλλευσης (Εικόνα 4.2).

Η μέθοδος αυτή, αν και έχει κάποια μειονεκτήματα που σχετίζονται με τη μονοειδική εφαρμογή της, καθώς και με την απουσία οικολογικών, περιβαλλοντικών και οικονομικών παραμέτρων από το μοντέλο (Lassen et al. 2014), χρησιμοποιείται στη σύγχρονη εκτίμηση της κατάστασης των αποθεμάτων (Martell & Froese 2013). Σύμφωνα με τη μέθοδο MSY ένα απόθεμα είναι υπεραλιευμένο όταν η αλιευτική του θνησιμότητα (F) είναι υψηλότερη από την F_{MSY} ($F > F_{MSY}$) και όταν η αναπαραγωγική του βιομάζα (B) είναι χαμηλότερη από την B_{MSY} ($B < B_{MSY}$). Οι δύο συνθήκες πρέπει να ισχύουν ταυτόχρονα (Froese et al. 2016).

4.8. Κατηγορίες εκμετάλλευσης και υπεραλίευση

Με βάση έναν γενικό ορισμό που θεωρητικά μπορεί να αναφέρεται σε κάθε βιολογικό πόρο, η **υπεραλίευση** (overfishing) ή **υπερεκμετάλλευση** (overexploitation) ορίζεται ως η υπέρμετρη εκμετάλλευση ενός ανανεώσιμου πόρου, ώστε είτε να κινδυνεύει να εξαντληθεί, είτε η παραγωγή/απόδοσή του να είναι χαμηλότερη από αυτήν που θα προέκυπτε σε συνθήκες μικρότερης εκμετάλλευσης (Leonart 1999).

Η κατάσταση εκμετάλλευσης ενός αποθέματος χαρακτηρίζεται με βάση την καλύτερη και πιο πρόσφατη εκτίμηση, τη δυναμική αύξησης ή μείωσης της παραγωγής του ή την ανάγκη για ανάκαμψη του αποθέματος (Colloca et al. 2013, Tsikliras et al. 2015β). Οι εκτιμήσεις βασίζονται σε όλες τις διαθέσιμες πληροφορίες σε δημοσιευμένες εργασίες και τεχνικές εκθέσεις με ποσοτικά δεδομένα, αλλά και σε ποιοτική πληροφορία με συχνά περιορισμένη αξιοπιστία ή/και αντικρουόμενα αποτελέσματα ακόμη και για το ίδιο απόθεμα στην ίδια ή σε κοντινές περιοχές (Stergiou & Tsikliras 2011). Με βάση τα παραπάνω, ένα **απόθεμα** (stock) ή μια **αλιεία** (fishery) μπορεί να χαρακτηριστεί ως υποεκμεταλλευμένο (ή νέο απόθεμα ή νέα αλιεία), όταν έχει σημαντική δυναμική για διεύρυνση της αλιευτικής παραγωγής. Ως μέτρια εκμεταλλευμένα αποθέματα ή ως αυτά που αλιεύονται με περιορισμένη αλιευτική προσπάθεια θεωρούνται τα αποθέματα που έχουν περιορισμένη δυνατότητα για αύξηση της παραγωγής τους, ενώ ως **πλήρως εκμεταλλευμένα** (fully exploited) χαρακτηρίζονται αυτά που αλιεύονται κοντά στο όριο βέλτιστης απόδοσης χωρίς περιθώριο για αύξηση της παραγωγής. **Υπεραλιευμένα** (overexploited) αποθέματα είναι εκείνα που αλιεύονται πάνω από το όριο της μακροπρόθεσμης βιωσιμότητας της αλιείας τους χωρίς προοπτική αύξησης και με κίνδυνο εξάντλησης/κατάρρευσης τους. Στα **εξαντλημένα** (depleted) αποθέματα η παραγωγή είναι πολύ χαμηλότερη από τις

ιστορικά υψηλές τιμές, ανεξάρτητα από το επίπεδο αλιευτικής πίεσης που δέχονται. Τέλος, στα αποθέματα που ανακάμπτουν, η παραγωγή αρχίζει να αυξάνει μετά από ισχυρή μείωση ή κατάρρευση σε σχέση με τις ιστορικά υψηλές τιμές (Kleisner et al. 2012).

Επειδή αυτοί οι ορισμοί είναι γενικοί και μπορεί να παρερμηνευτούν, πρόσφατα διατυπώθηκε ένας νέος, σαφής ορισμός που περιλαμβάνει αριθμητικά κριτήρια και όρια (Froese & Kesner-Reyes 2002). Ο νέος ορισμός ονομάζεται μέθοδος της καμπύλης σύλληψης (Froese & Kesner-Reyes 2002) και βασίζεται στη σχέση μεταξύ της παραγωγής (C_y) ενός συγκεκριμένου έτους (Y_c) και στο έτος ($Y_{c_{max}}$) της ιστορικά μέγιστης παραγωγής (C_{MAX}). Με βάση τη μέθοδο αυτή τα αποθέματα χωρίζονται σε πέντε κατηγορίες ανάλογα με την εκμετάλλευση που υφίστανται (Πίνακας 4.2). Ένα απόθεμα είναι **υπεραλιευμένο** όταν η παραγωγή του έπεται της ιστορικά μέγιστης παραγωγής και αποτελεί το 10% έως 50% της μέγιστης τιμής της, και **εξαντλημένο** ή υπό κατάρρευση όταν η παραγωγή του έπεται της ιστορικά μέγιστης παραγωγής και αποτελεί λιγότερο από το 10% της μέγιστης τιμής της (Πίνακας 4.2, Froese & Kesner-Reyes 2002). Ένα απόθεμα μπορεί να επανακάμψει μετά από κατάρρευση, αν εφαρμοστούν αποτελεσματικά διαχειριστικά μέτρα (κυρίως μείωση της αλιευτικής προσπάθειας). Για να εντοπιστεί ένα **ανακάμπτων** απόθεμα (recovering), απαιτείται συνδυασμός των παραπάνω συνθηκών, δηλαδή αύξηση σε ποσοστό μεγαλύτερο του 50% της ιστορικά μέγιστης τιμής μετά από κατάρρευση (μείωση στο 10% της μέγιστης τιμής).

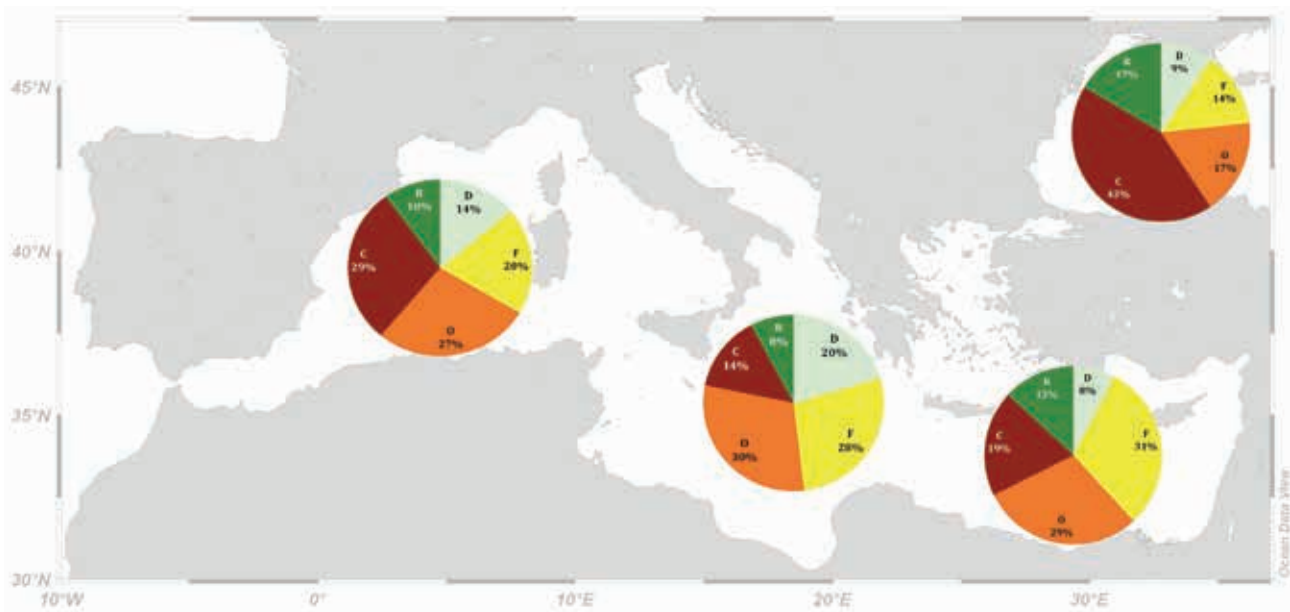
Πίνακας 4.2. Οι πέντε κατηγορίες εκμετάλλευσης ενός αποθέματος (ανεκμετάλλευτο, αναπτυσσόμενο, πλήρως εκμεταλλευμένο, υπεραλιευμένο και εξαντλημένο) με βάση τη μέθοδο της καμπύλης σύλληψης (Froese & Kesner-Reyes 2002), που βασίζεται στη σχέση μεταξύ της παραγωγής (C_y) ενός συγκεκριμένου έτους (Y_c) και στο έτος ($Y_{c_{max}}$) της ιστορικά μέγιστης παραγωγής (C_{MAX}).

Κατηγορία εκμετάλλευσης	Κριτήρια (Εικόνα 4.2)
Ανεκμετάλλευτο	$Y_c < Y_{c_{max}}$ και $C_y < 0,1C_{MAX}$
Αναπτυσσόμενο	$Y_c < Y_{c_{max}}$ και $0,1C_{MAX} < C_y < 0,5C_{MAX}$
Πλήρως εκμεταλλευμένο	$C_y > 0,5C_{MAX}$
Υπεραλιευμένο	$Y_c > Y_{c_{max}}$ και $0,1C_{MAX} < C_y < 0,5C_{MAX}$
Εξαντλημένο	$Y_c > Y_{c_{max}}$ και $C_y < 0,1C_{MAX}$

Η μέθοδος αυτή έχει χρησιμοποιηθεί εκτενώς για την εκτίμηση της κατάστασης των αποθεμάτων (Kleisner et al. 2012, Tsikliras et al. 2015β) τα οποία σε παγκόσμιο επίπεδο τείνουν προς την υπεραλίευση (Sumaila et al. 2007β).

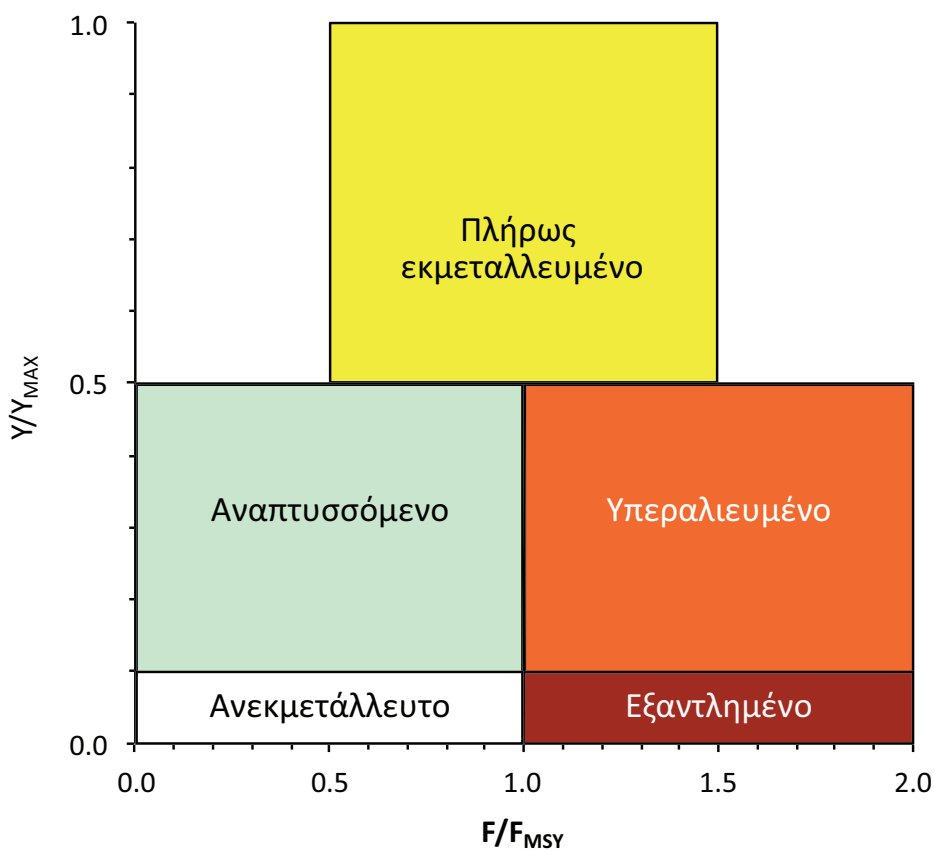
Με βάση τη μέθοδο αυτή και με προβολή της χρονοσειράς στο μέλλον μέχρι η καμπύλη των εξαντλημένων να φτάσει το 100%, έγινε η πρόβλεψη της κατάρρευσης των αλιευτικών αποθεμάτων το 2048 (Worm et al. 2006), η οποία αποτέλεσε σημείο αντιπαράθεσης μεταξύ των επιστημόνων για χρόνια (Worm et al. 2009).

Έχει βρεθεί ότι το 2007 στις ελληνικές θάλασσες το 65% των αποθεμάτων που μελετήθηκαν ήταν υπεραλιευμένα, το 32% ήταν πλήρως εκμεταλλευμένα και το 3% αναπτυσσόμενα (Tsikliras et al. 2013γ). Στη Μεσόγειο το 78% των αποθεμάτων που μελετήθηκαν έχουν αναφερθεί ως πλήρως εκμεταλλευμένα, ενώ στη Μαύρη Θάλασσα το ποσοστό ανέρχεται σε 85% (Daskalov 2002, Sherman & Adams 2010). Σύμφωνα με μια άλλη εργασία, το 60% των αποθεμάτων που μελετήθηκαν στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα ήταν πλήρως εκμεταλλευμένα κατά τη δεκαετία 1950, αλλά ανέκαμψαν αργότερα, ενώ το υπόλοιπο 40% ήταν υπεραλιευμένα χωρίς να έχουν καταφέρει να ανακάμψουν για τα επόμενα 30 χρόνια (Froese & Kesner-Reyes 2002). Παρόμοια έρευνα αναφέρει ότι το 80% των μεσογειακών αποθεμάτων που έχουν μελετηθεί είναι πλήρως εκμεταλλευμένα, αλλά δεν υπάρχουν παρά μόνο λίγα εξαντλημένα αποθέματα (Aquadone et al. 2008). Νεότερη έρευνα δείχνει ότι στη Μαύρη Θάλασσα το ποσοστό των εξαντλημένων το 2004 ήταν 90% (Heileman et al. 2008). Τέλος, στην πιο πρόσφατη έρευνα για τα αποθέματα της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας αναφέρεται ότι το 2010 το 22% των αποθεμάτων ήταν εξαντλημένα, το 40% υπεραλιευμένα, το 24% ήταν πλήρως εκμεταλλευμένα και το 14% αναπτυσσόμενα ή ανεκμετάλλευτα (Tsikliras et al. 2013β). Με βάση τα ίδια δεδομένα αλλά με ανάλυση για τις αλιευτικές υποπεριοχές της περιοχής FAO 37, δηλαδή τη δυτική, κεντρική και ανατολική Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα, βρέθηκε ότι η δυτική Μεσόγειος και η Μαύρη Θάλασσα υπόκεινται στην υψηλότερη αλιευτική εκμετάλλευση (Tsikliras et al. 2015β), με το αθροιστικό ποσοστό υπεραλιευμένων και εξαντλημένων να είναι 60% στη Μαύρη Θάλασσα και 56% στη δυτική Μεσόγειο, 48% στην ανατολική και 44% στην κεντρική Μεσόγειο (Εικόνα 4.3).

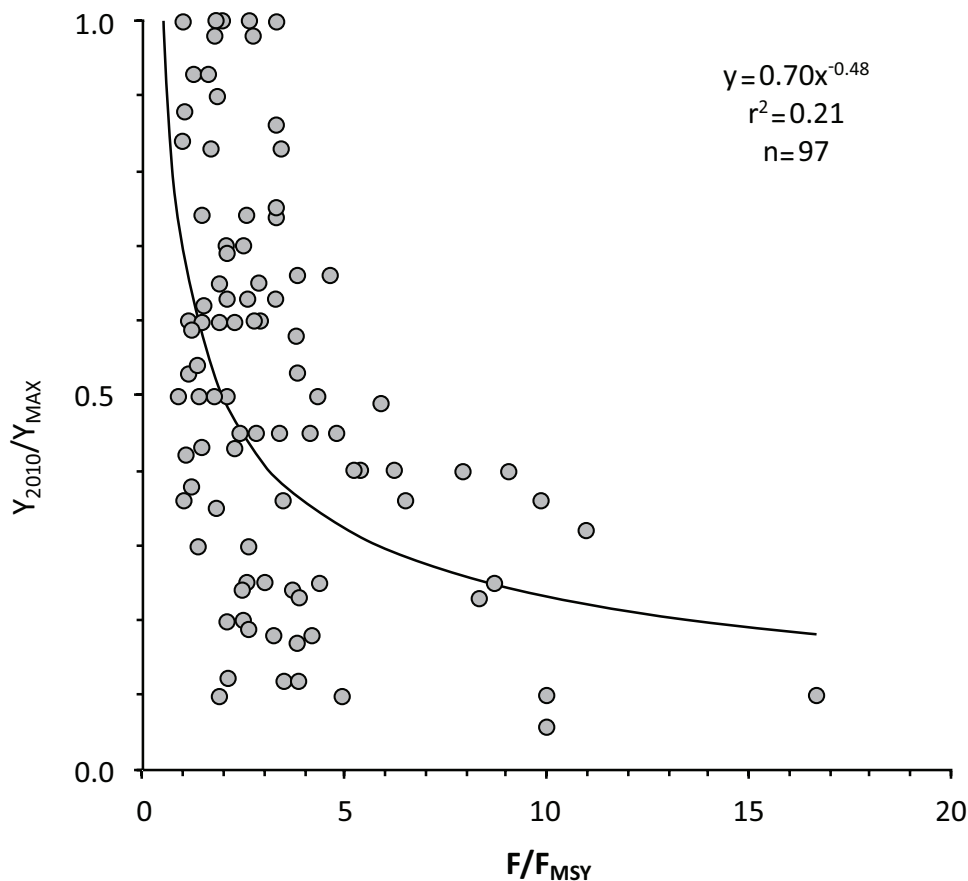


Εικόνα 4.3. Η κατάσταση (D: αναπτυσσόμενα, F: πλήρως εκμεταλλευμένα, O: υπεραλιευμένα, C: εξαντλημένα, R: επανακατάμπτοντα) των αλιευτικών αποθεμάτων της Μεσογείου το 2010 με βάση τη μέθοδο της καμπύλης σύλληψης και τα επίσημα δεδομένα εκφορτώσεων για τη δυτική, κεντρική και ανατολική Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα (τροποποιημένη από Tsikliras et al. 2015b).

Όταν η μέθοδος της καμπύλης σύλληψης εφαρμοστεί σε επίπεδο αποθέματος, φαίνεται ότι σχετίζεται καλά με τα αποτελέσματα των κλασικών μεθόδων εκτίμησης των αποθεμάτων που βασίζονται στη μέγιστη βιώσιμη απόδοση MSY (Tsikliras et al. 2015β, Εικόνες 4.4 και 4.5).



Εικόνα 4.4. Θεωρητικό γράφημα της κατάστασης των αποθεμάτων (εξαιρούνται τα ανακάμπτοντα) με βάση τη σχέση μεταξύ της αναλογίας της σημερινής παραγωγής (Y) προς την ιστορικά μέγιστη παραγωγή (Y_{MAX}) και της αναλογίας της σημερινής αλιευτικής θνησιμότητας (F) προς τη θνησιμότητα στο σημείο MSY (F_{MSY}) (τροποποιημένη από Tsikliras et al. 2015b).

















Εικόνα 4.5. Η σχέση του λόγου της αλιευτικής θνησιμότητας (F) και της θνησιμότητας στη MSY (F_{MSY}) με τον λόγο της παραγωγής το 2010 (Y_{2010}) προς την ιστορικά μέγιστη τιμή της (Y_{MAX}) για 97 Μεσογειακά αποθέματα για τα οποία υπάρχουν διαθέσιμα δεδομένα (τροποποιημένη από Tsikliras et al. 2015b).

4.9. Κατηγορίες αλιείας

4.9.1. Επαγγελματική αλιεία

Η επαγγελματική αλιεία μπορεί να διαχωριστεί σε τρεις κατηγορίες με βάση το μέγεθος των σκαφών, τη χωρητικότητά τους, τη χωρική εξάπλωση της δραστηριότητάς τους και τη χρονική διάρκεια των ταξιδιών τους. Με βάση αυτόν τον διαχωρισμό ο αλιευτικός στόλος διαχωρίζεται σε **μικρή παράκτια αλιεία** (αλιεία μικρής κλίμακας με χρήση παραδοσιακών εργαλείων, μικρά ταξίδια και περιορισμένα ή καθόλου τεχνολογικά μέσα), **μέση αλιεία** (αλιεία μεσαίας κλίμακας με χρήση εξελιγμένων αλιευτικών εργαλείων, ολιγοήμερα ταξίδια και εκτεταμένη χρήση τεχνολογικών μέσων) και βιομηχανοποιημένη ή **υπερπόντια αλιεία** (αλιεία μεγάλης κλίμακας, πολυήμερα και μακρινά ταξίδια και σκάφη τεχνολογικά εξοπλισμένα) (Jacquet & Pauly 2008). Οι διαφορές μεταξύ των κατηγοριών (η μεσαίας κλίμακας αλιεία έχει συγχωνευτεί με τη βιομηχανοποιημένη, γιατί έχουν πολλά κοινά χαρακτηριστικά) είναι μεγάλες, τόσο σε παγκόσμιο, όσο και σε τοπικό επίπεδο (Εικόνα 4.6), και αφορούν οικονομικά, αλιευτικά και κοινωνικά χαρακτηριστικά (Jacquet & Pauly 2008).

Γίνεται, λοιπόν, φανερό ότι η αλιεία μικρής κλίμακας, που για τα ελληνικά δεδομένα μπορεί να ταυτιστεί με την **παράκτια αλιεία** (coastal fisheries), απασχολεί συνολικά περισσότερους ψαράδες, κοστίζει λιγότερο σε αποζημιώσεις και επιδοτήσεις, καταναλώνει λιγότερο πετρέλαιο, συνεπώς ρυπαίνει λιγότερο, ζημιώνει λιγότερο το οικοσύστημα, καθώς χρησιμοποιούνται παραδοσιακά εργαλεία και τα ανεπιθύμητα αλιεύματα είναι περιορισμένα, ενώ παράλληλα είναι εξίσου παραγωγική σε εκφορτώσεις και περισσότερο αποδοτική (Εικόνα 4.6). Τα αντικρουόμενα συμφέροντα που απορρέουν από την εκμετάλλευση κοινών πόρων προκαλούν συχνά προβλήματα μεταξύ των παράκτιων ψαράδων και αυτών της μέσης και βιομηχανοποιημένης αλιείας και δυσχεραίνουν τη διαχείριση των αποθεμάτων.

ΚΑΤΗΓΟΡΙΑ ΠΑΡΟΧΗ	Μεγάλης κλίμακας αλιεία 	Μικρής κλίμακας αλιεία 
Αποζημιώσεις	\$\$\$\$\$ 25-27 δισεκατομμύρια	\$ 5-7 δισεκατομμύρια
Αριθμός ψαράδων	 ½ εκατομμύριο	 12 εκατομμύρια
Ετήσιες συλλήψεις για ανθρώπινη κατανάλωση	 30 εκατομμύρια τόνοι	 30 εκατομμύρια τόνοι
Ετήσιες συλλήψεις για ιχθυάλευρα και ιχθυέλαια	 35 εκατομμύρια τόνοι	 0
Ετήσια κατανάλωση καυσίμων	 37 εκατομμύρια τόνοι	 5 εκατομμύρια τόνοι
Συλλήψεις ανά τόνο καυσίμου	 1-2 τόνοι	 4-8 τόνοι
Απορριπτόμενα αλιεύματα	 8-20 εκατομμύρια τόνοι	 Πολύ λίγα

Εικόνα 4.6. Σχηματική απεικόνιση των διαφορών μεταξύ της μεγάλης και της μικρής κλίμακας αλιείας που ισχύουν στις περισσότερες περιοχές του κόσμου.

Μεγάλης κλίμακας βιομηχανοποιημένη αλιεία

Η **μεγάλης κλίμακας βιομηχανοποιημένη αλιεία** (large-scale industrial fisheries) αναφέρεται σε πολύ μεγάλα αλιευτικά σκάφη, κυρίως μηχανότρατες και γρι-γρι, που δραστηριοποιούνται συνήθως σε απομακρυσμένες περιοχές υψηλής παραγωγικότητας, όπως οι ατλαντικές ακτές της Αφρικής (Pauly et al. 2014). Τα σκάφη αυτά έχουν χαρακτηριστεί ως κινητά εργοστάσια όχι μόνο λόγω του μεγέθους τους, αλλά και γιατί η μεταποίηση του αλιεύματος πραγματοποιείται μέσα στο σκάφος. Υπάρχουν μερικά τέτοια σκάφη ελληνικών συμφερόντων που δραστηριοποιούνται στις ατλαντικές και μεσογειακές ακτές της Αφρικής.

Μεσαίας κλίμακας αλιεία

Στις ελληνικές θάλασσες, όπου δεν πραγματοποιείται μεγάλης κλίμακας βιομηχανοποιημένη αλιεία, τα μεγαλύτερα αλιευτικά σκάφη ανήκουν στην κατηγορία της **μέσης αλιείας** (mid-scale fisheries). Η μέση αλιεία περιλαμβάνει τα γρι-γρι, που χρησιμοποιούν το αλιευτικό εργαλείο **γρι-γρι** και τις μηχανότρατες που χρησιμοποιούν το αλιευτικό εργαλείο **τράτα βυθού** (Κεφάλαιο 2). Υπάρχουν ωστόσο και κάποια σκάφη (περίπου 100) που μπορούν να δραστηριοποιούνται και ως μηχανότρατες και ως γρι-γρι.

Γρι-γρι

Με βάση τη νομοθεσία τα γρι-γρι είναι υποχρεωμένα να αλιεύουν σε βάθος μεγαλύτερο των 50 m ή σε απόσταση μεγαλύτερη των 300 m από την ακτή, ανάλογα με ποια προϋπόθεση συναντάται πρώτη, και σε καμία περίπτωση σε απόσταση μικρότερη από 100 m από την ακτή. Το άλτος (ύψος) του εργαλείου που χρησιμοποιείται δεν θα πρέπει να ξεπερνά τα 120 m και θα πρέπει να τηρείται η αναλογία άλτους προς βάθος 100/70. Επίσης, απαγορεύεται η αλιεία με γρι-γρι σε απόσταση 500 m από θυννεία και 1000 m από τα στόμια ιχθυοτροφείων, όταν αυτά είναι ανοιχτά για εσοδεία.

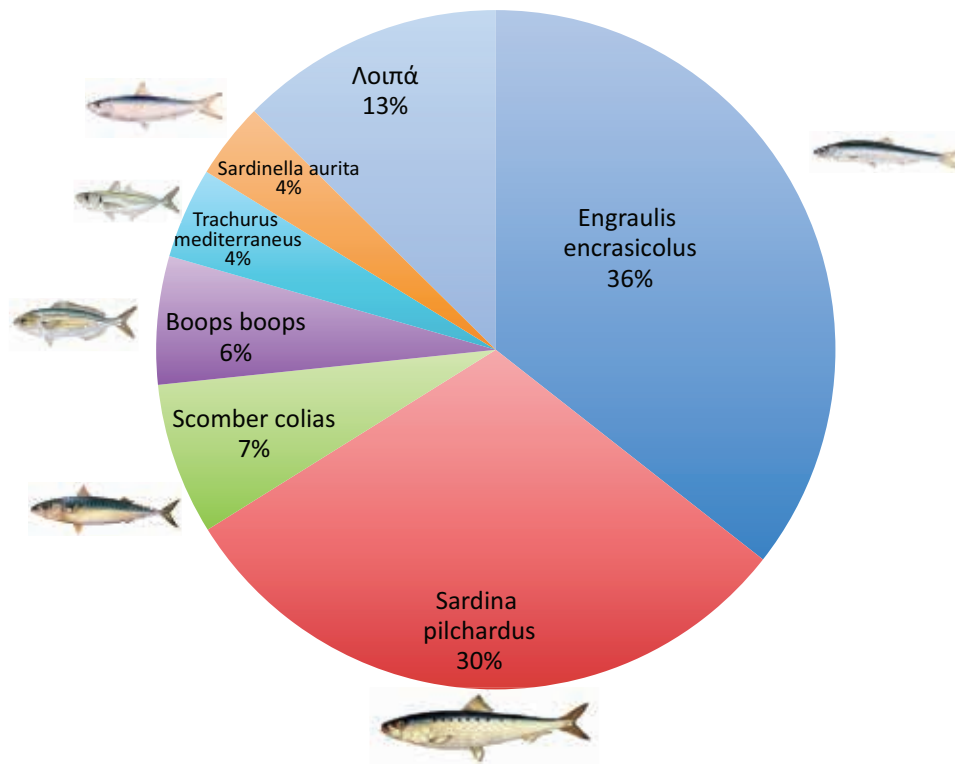
Τα σκάφη γρι-γρι μπορούν να δραστηριοποιηθούν είτε τη νύχτα με το αλιευτικό εργαλείο γρι-γρι νύχτας που χρησιμοποιεί τεχνητό φως για να προσελκύσει τα ψάρια, είτε την ημέρα με το αλιευτικό εργαλείο γρι-γρι ημέρας. Η αλιεία με γρι-γρι νύχτας απαγορεύεται από τις 15 Δεκεμβρίου μέχρι το τέλος Φεβρουαρίου κάθε έτος, και κατά την πανσέληνο, δύο ημέρες πριν και δύο ημέρες μετά από αυτήν. Συνεπώς τα γρι-γρι νύχτας δραστηριοποιούνται περίπου 240 ημέρες ανά ημερολογιακό έτος. Η αλιεία με γρι-γρι ημέρας απαγορεύεται τους μήνες Ιούλιο και Αύγουστο κάθε χρόνο ενώ το άνοιγμα ματιού στο αλιευτικό εργαλείο δεν πρέπει να είναι μικρότερο από 40 mm.

Πρόσφατα οι πλοιοκτήτες γρι-γρι στο βόρειο Αιγαίο, που είναι το σημαντικότερο αλιευτικό πεδίο για την αλιεία του γαύρου *Engraulis encrasicolus* και της σαρδέλας *Sardina pilchardus*, κατάφεραν να εξασφαλίσουν άδεια αλιείας στα διεθνή ύδατα κατά τη διάρκεια της πανσελήνου, αυξάνοντας με τον τρόπο αυτό την αλιευτική προσπάθεια κάθε σκάφους κατά 45 ημέρες ανά έτος. Αυτό αντιστοιχεί σε περίπου 20% αύξηση της αλιευτικής προσπάθειας ανά σκάφος (Tsikliras 2014α).

Στις ελληνικές θάλασσες δραστηριοποιούνται περίπου 250 σκάφη γρι-γρι (στοιχεία για το 2014), τα οποία είναι κυρίως μεσαίου μεγέθους (με μήκος που κυμαίνεται από 9 έως 35 m και μέσο μήκος 20 m περίπου) ξύλινα ως επί το πλείστον σκαριά και πραγματοποιούν ταξίδια μίας ή δύο ημερών. Αλιεύουν περίπου το 20% της συνολικής ελληνικής αλιευτικής παραγωγής (Μουτορούλος & Stergiou 2011). Σε κάθε γρι-γρι εργάζονται περίπου 10-12 άτομα, στην πλειονότητά τους αιγύπτιοι ψαράδες.

Στις ελληνικές θάλασσες τα γρι-γρι νύχτας αλιεύουν μικρά (γαύρος *Engraulis encrasicolus*, σαρδέλα *Sardina pilchardus*, φρίσσα *Sardinella aurita*) και μεσαία (κολιός *Scomber colias*, σκουμπρί *Scomber scombrus* και σαυρίδια *Trachurus trachurus* και *Trachurus mediterraneus*) πελαγικά ψάρια και παραβενθικά, όπως η γώπα *Boops boops* (Εικόνα 4.7 και Κεφάλαιο 2).

Τα γρι-γρι ημέρας αλιεύουν διάφορα είδη της παράκτιας ζώνης, όπως σάλπα *Sarpa salpa*, γοφάρι *Pomatomus saltatrix* και κέφαλο *Mugil cephalus*.



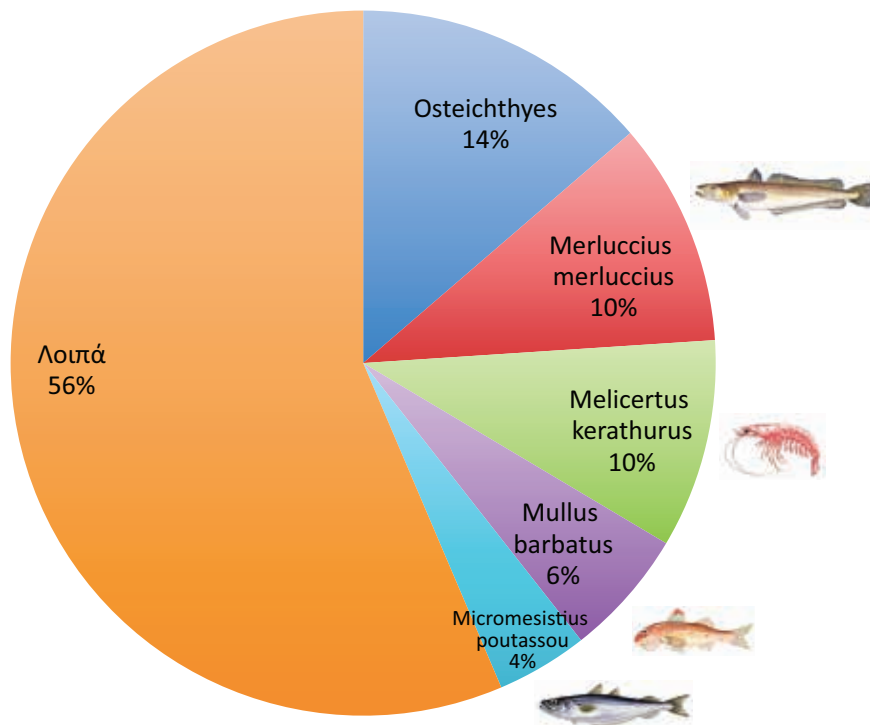
Εικόνα 4.7. Τα κυριότερα αλιεύματα των γρι-γρι στις ελληνικές θάλασσες (δεδομένα από Μουτορούλος & Stergiou 2012).

Μηχανότρατα

Με βάση τη νομοθεσία οι μηχανότρατες είναι υποχρεωμένες να αλιεύουν σε βάθος μεγαλύτερο των 50 m ή σε απόσταση μεγαλύτερη από 3 ναυτικά μίλια από την ακτή, ανάλογα με ποια προϋπόθεση συναντάται πρώτη, και σε καμία περίπτωση σε απόσταση μικρότερη από 1,5 ναυτικό μίλι από την ακτή. Η αλιεία με μηχανότρατες που χρησιμοποιούν τράτα βυθού απαγορεύεται από 24 Μαΐου μέχρι 30 Σεπτεμβρίου και από 24 έως 31 Δεκεμβρίου κάθε χρόνο. Το ελάχιστο άνοιγμα ματιού που χρησιμοποιείται πρέπει να είναι μεγαλύτερο από 40 mm και τετράγωνου σχήματος. Ισχύουν και τοπικές απαγορεύσεις με πλήρη (Κόλποι Πόρτο-Λάγος, Ιερισσού, Αμβρακικός, Παγασητικός κ.λπ.) ή μερική (Κόλποι Πατραϊκός, Σαρωνικός, Καβάλας, Στρυμωνικός κ.λπ.) απαγόρευση αλιείας. Πρόσφατα, οι πλοιοκτήτες μηχανοτρατών στο βόρειο Αιγαίο ανακάλυψαν ένα νομικό παράθυρο προκειμένου να επεκτείνουν την αλιευτική τους δραστηριότητα και το καλοκαίρι, με την προϋπόθεση ότι θα ψαρεύουν στα διεθνή ύδατα (δηλαδή σε απόσταση μεγαλύτερη των 6 ναυτικών μιλίων από την ακτή) και όχι στα χωρικά. Με τον τρόπο αυτό η αλιευτική προσπάθεια κάθε σκάφους αυξήθηκε κατά 30 έως 60 ημέρες ανά έτος. Αυτό αντιστοιχεί σε περίπου 20% αύξηση της αλιευτικής προσπάθειας ανά σκάφος (Tsikliras 2014α).

Υπάρχουν περίπου 290 μηχανότρατες στις ελληνικές θάλασσες (στοιχεία για το 2014), οι οποίες είναι κυρίως μεγάλου μεγέθους (με μήκος που κυμαίνεται από 16 έως 40 m και μέσο μήκος 25 m περίπου) σιδερένια ως επί το πλείστον σκαριά και πραγματοποιούν ταξίδια δύο-τριών ημερών. Αλιεύουν περίπου το 15% της συνολικής ελληνικής αλιευτικής παραγωγής. Είναι εξοπλισμένες με ψυγεία και παγομηχανές και μπορούν να διατηρήσουν τα αλιεύματα για μέρες. Σε κάθε μηχανότρατα εργάζονται περίπου 5-6 άτομα, με αρκετούς αιγύπτιους ψαράδες.

Στις ελληνικές θάλασσες οι τράτες βυθού αλιεύουν παραβενθικά (μπακαλιάρος *Merluccius merluccius*, κουτσομούρα *Mullus barbatus*, μπαρμπούνι *Mullus surmuletus*) και βενθικά (γλώσσα *Solea solea*, οι πεσκαντρίτσες *Lophius piscatorius* και *Lophius budegassa*, γαρίδα *Melicertus kerathurus*) είδη (Εικόνα 4.8 και Κεφάλαιο 2)



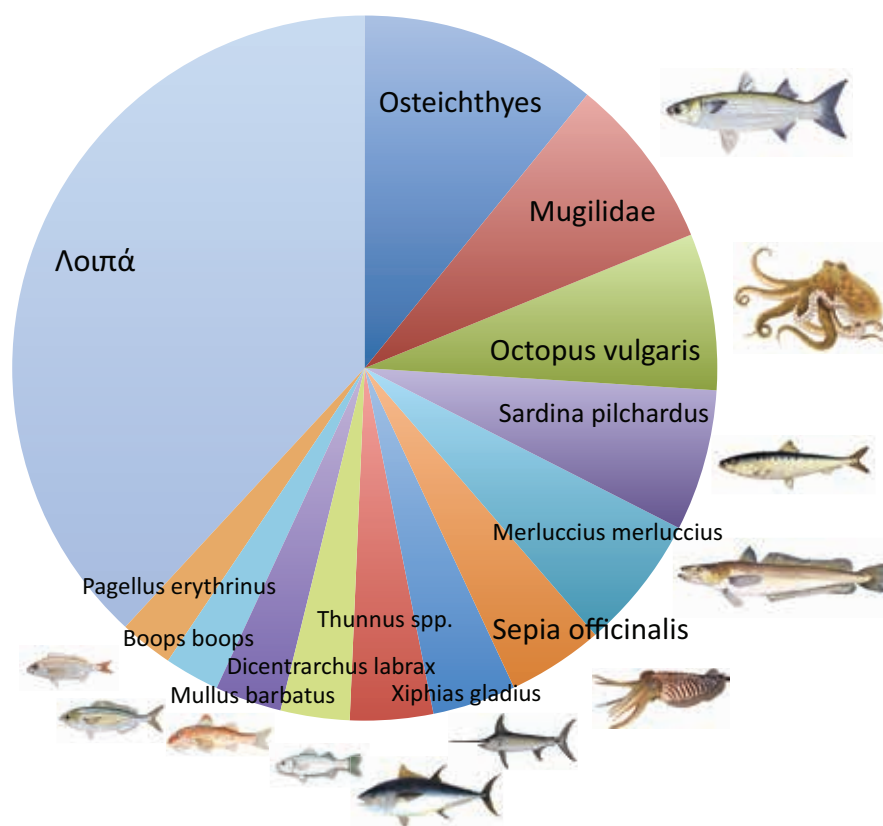
Εικόνα 4.8. Τα κυριότερα αλιεύματα των μηχανοτρατών στις ελληνικές θάλασσες (δεδομένα από Moutopoulos & Stergiou 2012).

Μικρής κλίμακας παράκτια αλιεία

Στην Ελλάδα η μικρής κλίμακας παράκτια αλιεία δραστηριοποιείται ολόκληρο το έτος στην παράκτια ηπειρωτική ακτογραμμή και στα νησιά. Οι παράκτιοι ψαράδες χρησιμοποιούν κατά κύριο λόγο ποικίλα παραδοσιακά αλιευτικά εργαλεία (απλάδια και μανωμένα δίχτυα, παραγάδια και παγίδες σε πολλές τοπικές παραλ-

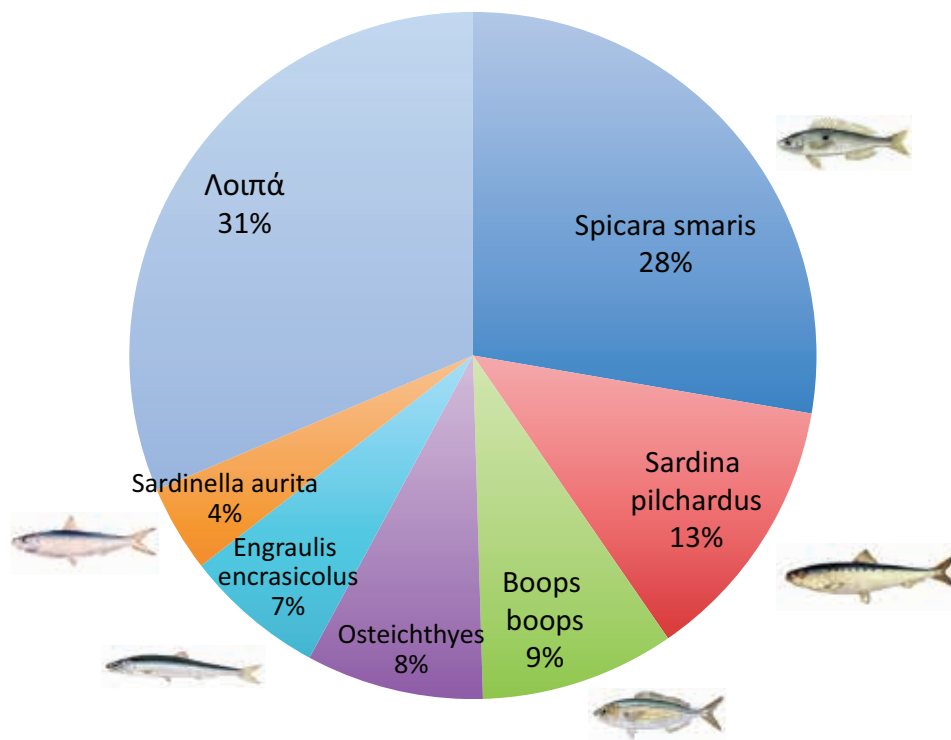
λαγές), τα οποία εναλλάσσουν ανάλογα με τα είδη-στόχους (Παρδαλου & Τσικληρας 2015β). Τα παράκτια σκάφη, που συνήθως είναι παραδοσιακά σκαριά (Καπανταγακης 2014), υπολογίζονται σε 15.500 περίπου (στοιχεία για το 2014). Από αυτά τα περισσότερα έχουν μέσο μήκος περίπου 7 m (κυμαίνεται από 2,5 έως 25 m) και περιορισμένη αλιευτική ικανότητα. Τα αλιευτικά ταξίδια είναι ημερήσια και σε κοντινή απόσταση από το λιμάνι ή αλιευτικό καταφύγιο. Σε κάθε παράκτιο σκάφος απασχολούνται κατά τη διάρκεια της αλιείας 1-2 ψαράδες, ενώ στο λιμάνι εκφόρτωσης μπορεί να απασχοληθεί άλλο ένα άτομο στο ξεψάρισμα, την πώληση του αλιεύματος και την επιδιόρθωση των αλιευτικών εργαλείων. Τα αλιεύματα, τα οποία ανέρχονται στο 60% της συνολικής ελληνικής αλιευτικής παραγωγής, μπορεί να εκφορτωθούν και να διακινηθούν μέσω της ιχθυόσκαλας ή να πωληθούν απευθείας στον καταναλωτή ή σε ταβέρνες.

Στις ελληνικές θάλασσες οι παράκτιοι ψαράδες συνήθως στοχεύουν σε αποθέματα της παράκτιας ζώνης, όπως ο σαργός *Diplodus sargus* συναγρίδα *Dentex dentex*, ο σπάρος, η *Diplodus annularis*, η μουρμούρα *Lithognathus mormyrus* και άλλα είδη της οικογένειας *Sparidae*, το μπαρμπούνη *Mullus surmuletus*, η κουτσομούρα *Mullus barbatus*, ο κέφαλος *Mugil cephalus*, ο μπακαλιάρος *Merluccius merluccius*, ο ροφός *Erinophilus marginatus*, ο μαυροσκορπιός *Scorpaena porcus* και άλλα είδη της οικογένειας *Scorpaenidae*, η γαρίδα *Melicertus kerathurus*, η караβίδα *Nephrops norvegicus*, η σουπιά *Sepia officinalis* και το χταπόδι *Octopus vulgaris* (Εικόνα 4.9 και Κεφάλαιο 2).



Εικόνα 4.9. Τα κυριότερα αλιεύματα των παράκτιων σκαφών στις ελληνικές θάλασσες (δεδομένα από Moutopoulos & Stergiou 2012).

Στα παράκτια σκάφη συμπεριλαμβάνονταν μέχρι την κατάργησή τους και οι βιντζότρατες που χρησιμοποιούσαν το ομώνυμο αλιευτικό εργαλείο και αλίευαν περίπου το 5% της συνολικής ελληνικής παραγωγής. Οι βιντζότρατες στις ελληνικές θάλασσες ήταν περίπου 400 σκάφη και στόχευαν σε μαρίδα *Spicara smaris*, γώπα *Boops boops* και σαρδέλα *Sardina pilchardus* στο νότιο Αιγαίο και σε είδη της οικογένειας *Sparidae* στο βόρειο (Εικόνα 4.10 και Κεφάλαιο 2). Οι βιντζότρατες καταργήθηκαν, επειδή ψάρευαν μεγάλο ποσοστό ανώριμων ατόμων που έβρισκαν καταφύγιο στην παράκτια ζώνη. Το εργαλείο, παρόλο που είναι συρόμενο, δεν έχει κατηγορηθεί για καταστροφές στα ενδιαίτηματα, αλλά η αφαίρεση των μικρόσωμων ατόμων από τα **νηπιακά πεδία** (nursery areas) συνιστά μεγάλη αρνητική επίδραση στο παράκτιο οικοσύστημα.



Εικόνα 4.10. Τα κυριότερα αλιεύματα των θιντζοτρατών στις ελληνικές θάλασσες (δεδομένα από Moutopoulos & Stergiou 2012).

4.9.2. Ερασιτεχνική αλιεία

Η ερασιτεχνική αλιεία, που περιλαμβάνει την αθλητική και ψυχαγωγική αλιεία, όταν είναι απολύτως ανεξέλεγκτη μπορεί να προκαλέσει τεράστια ζημιά στα αποθέματα και να δημιουργήσει προβλήματα στη διαχείρισή τους. Η έλλειψη ενημέρωσης και κάθε συστήματος καταγραφής της βιομάζας που αφαιρείται από τους ερασιτέχνες ψαράδες παρατηρείται σε πολλές χώρες, ανάμεσα στις οποίες και η Ελλάδα (Moutopoulos et al. 2013). Στην Ελλάδα μάλιστα οι ερασιτέχνες ψαράδες χρησιμοποιούν ακόμη και σήμερα επαγγελματικά αλιευτικά εργαλεία (παραγάδια, αφού η χρήση των δικτύων από ερασιτέχνες απαγορεύτηκε πριν από λίγα χρόνια). Στην πραγματικότητα πολλοί ερασιτέχνες ψαρεύουν ημι-επαγγελματικά αφού πωλούν τα αλιεύματά τους σε ταβέρνες.

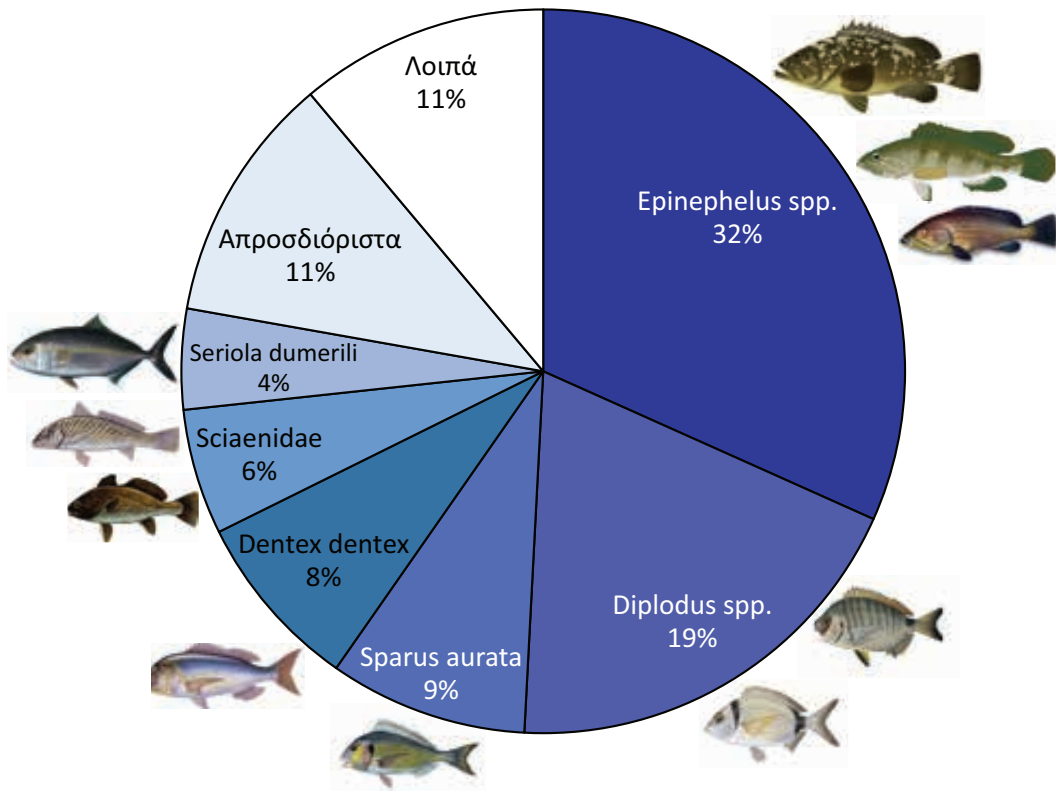
Το ένα σκέλος του προβλήματος είναι ότι τόσο ο αριθμός των ερασιτεχνών (βάρκες, πετονιές, ψαροτούφεκα), όσο και η παραγωγή (σύσταση και ποσότητα αλιευμάτων) των ερασιτεχνών είναι απολύτως άγνωστα δεδομένα στην Ελλάδα. Το δεύτερο σκέλος του προβλήματος είναι η υπερεκμετάλλευση όλων των ειδών κάθε μεγέθους και καθ' όλη τη διάρκεια του έτους, καθώς το σύστημα αστυνόμευσης είναι ανύπαρκτο. Το πρόβλημα αναφέρεται σε νόμιμους (με ερασιτεχνική άδεια αλιείας από το λιμεναρχείο), παράνομους (χωρίς άδεια, αλλά με νόμιμο εξοπλισμό) και πολύ παράνομους ερασιτέχνες ψαράδες που χρησιμοποιούν καταστροφικό εξοπλισμό (αλιεία με καταδυτική συσκευή, δυναμίτη ή χημικά).

Στις ελληνικές θάλασσες οι συλλήψεις της ερασιτεχνικής αλιείας με καλάμι και πετονιά από την ακτή αυξάνονται συνεχώς από το 1950 και υπολογίζονται σε 2.500 t ετησίως (Moutopoulos et al. 2013). Τα είδη που αλιεύονται ξεπερνούν τα 50, από τα οποία το λαβράκι *Dicentrarchus labrax*, ο σπάρος *Diplodus annularis*, ο σαργός *Diplodus sargus*, η τσιπούρα *Sparus aurata* και οι κέφαλοι *Mugilidae* αποτελούν το 45% των συλλήψεων (Moutopoulos et al. 2013).

Σύμφωνα με τη συχνότητα εμφάνισης και την αφθονία στις συλλήψεις τα είδη της οικογένειας *Serranidae* (κυρίως ο ροφός *Epinephelus marginatus* και η στήρα *Epinephelus costae*) και (ο σαργός *Diplodus sargus*, η τσιπούρα *Sparus aurata* και η συναγρίδα *Dentex dentex*) και το μαγιάτικο *Seriola dumerili* αποτελούν τους κυριότερους στόχους της ερασιτεχνικής αλιείας με υποβρύχιο κυνήγι στις ελληνικές θάλασσες (Εικόνα 4.11, Τσικληρας 2015). Φαίνεται ότι το υποβρύχιο κυνήγι ανταγωνίζεται άμεσα την παράκτια αλιεία, καθώς πολλά από τα είδη αυτά αποτελούν στόχους και των παράκτιων ψαράδων σε αρκετές περιοχές της Ελλάδας (Πατραϊκός Κόλπος: Tzanatos et al. 2008). Παρόμοια σύσταση των αλιευμάτων του υποβρύχιου κυνηγιού έχει αναφερθεί και στις Βαlearίδες, όπου καταγράφηκαν σχεδόν τα ίδια είδη με ελάχιστες προσθήκες,

όπως η σμέρνα *Muraena helena* και το μουγγρί *Conger conger* (Morales-Nin et al. 2005). Αντίθετα, διαφορετική σύσταση έχει αναφερθεί στις γαλλικές μεσογειακές ακτές, από όπου απουσιάζουν τα μεγαλόσωμα είδη ψαριών, όπως ο ροφός *Epinephelus marginatus*, η σφυρίδα *Epinephelus aeneus*, η στήρα *Epinephelus costae* και η τσιπούρα *Sparus aurata* (Chavoïn & Boudouresque 2004).

Η ερασιτεχνική αλιεία και συγκεκριμένα το υποβρύχιο κυνήγι έχει αναφερθεί ότι επηρεάζει τη βιομάζα και αφθονία των ειδών μιας περιοχής, κυρίως των μεγαλόσωμων ψαριών με αργή αύξηση και μεγάλη διάρκεια ζωής (Lloret et al. 2008), όπως ο ροφός *Epinephelus marginatus* (Coll et al. 2004). Συνεπώς, οι ερασιτέχνες ψαράδες θα πρέπει να ελέγχονται αυστηρά ως προς τον αριθμό (η νομοθεσία επιτρέπει ημερήσιο όριο μέχρι 5 κιλά ψαριών ανά άτομο, 10 κιλά ανά βάρκα και 1 ροφοειδές του γένους *Epinephelus* ανά άτομο) και το μέγεθος των ειδών που αλιεύουν, αλλά και ως προς την εποχή και περιοχή αλιείας.



Εικόνα 4.11. Τα κυριότερα αλιεύματα της υποβρύχιας ερασιτεχνικής αλιείας στις ελληνικές θάλασσες (τροποποιημένη από Τσικληρασ 2015).

Προτεινόμενη βιβλιογραφία κεφαλαίου

Για την παγκόσμια αλιεία οι εκδόσεις του FAO είναι ιδιαίτερα χρήσιμες και διατίθενται δωρεάν σε ηλεκτρονική μορφή από την επίσημη ιστοσελίδα του οργανισμού. Τα σχετικά βιβλία όμως σπανίζουν (Hilborn & Walters 1992, Hart & Reynolds 2002). Για την ιστορία και την εξέλιξη της ελληνικής αλιείας πολύτιμο σύγγραμμα αποτελεί η τρίτομη «Θαλασσινή εγκυκλοπαίδεια» (Ανανιαδης 1964). Δύο πρόσφατες εκδόσεις του [ΕΛΚΕΘΕ](#) (Papaconstantinou et al. 2007, Στεργίου et al. 2014) πραγματεύονται θέματα που σχετίζονται με την ελληνική αλιεία και την κατάσταση των αλιευτικών αποθεμάτων στις ελληνικές θάλασσες.

Ασκήσεις

- 1.** Έχετε ένα αρχείο EXCEL που περιέχει δεδομένα συλλήψεων (t) ανά είδος στις ελληνικές θάλασσες. Να χαρακτηριστεί η κατάσταση (ανεκμετάλλευτη, αναπτυσσόμενη, πλήρως εκμεταλλευμένη, υπεραλιευμένη, εξαντλημένη) της ελληνικής αλιείας ανά δεκαετία (1930-2010) και να εντοπιστούν 3 αποθέματα τα οποία ήταν υπεραλιευμένα το τελευταίο έτος της χρονοσειράς.
- 2.** Να αναζητηθεί από τη *FishBase* το μέγιστο μήκος σώματος για κάθε ένα από τα κυριότερα αλιεύματα των μηχανοτρατών, γρι-γρι, παράκτιων σκαφών, βιντζοτρατών και υποβρύχιου ψαρέματος και να υπολογιστεί το μέγιστο σταθμισμένο μήκος αλιεύματος για κάθε κατηγορία με βάση τα ποσοστά που αναγράφονται στις αντίστοιχες εικόνες.
- 3.** Να βρεθεί μια δημοσιευμένη εργασία για τη Μεσόγειο με αντικείμενο τα απορριπτόμενα αλιεύματα και να περιγραφούν τα αποτελέσματά της σε 10 γραμμές. Να υπολογιστεί η αναλογία απόρριψης και να συγκριθεί με τη μέση αναλογία που έχει δημοσιευτεί για τη Μεσόγειο (Tsagarakis et al. 2014). Να γίνει πλήρης βιβλιογραφική αναφορά των εργασιών που χρησιμοποιήθηκαν.

5. Η επίδραση της αλιείας

Σύνοψη

Σε αυτό το κεφάλαιο αναλύονται η επίδραση της αλιείας στους οργανισμούς και το οικοσύστημα, καθώς και οι συνέπειες της υπεραλίευσης. Συμπεριλαμβάνονται τόσο οι οργανισμοί που αλιεύονται στοχευμένα ή μη, όσο και αυτοί που επηρεάζονται έμμεσα, όπως τα θαλάσσια θηλαστικά και ερπετά και τα θαλασσοπούλια. Παρουσιάζονται οι έννοιες της αλιευτικής ταπείνωσης και της ισορροπημένης αλιείας και συζητείται η αλληλεπίδραση της αλιείας με τις υδατοεκτροφές.

Εισαγωγή

Η αλιεία επιδρά ποικιλοτρόπως στους θαλάσσιους οργανισμούς (Jennings & Kaiser 1998, Stergiou 2002) και επηρεάζει τη βιοποικιλότητα, τα τροφικά πλέγματα, τα ενδαιτήματα (Jackson et al. 2001), συνεπώς αλλοιώνει όλα τα επίπεδα της οργάνωσης της θαλάσσιας ζωής, δηλαδή τους πληθυσμούς, τις βιοκοινωνίες και τα οικοσυστήματα (Sherman et al. 1993).

Η αλιεία επηρεάζει τα θαλάσσια οικοσυστήματα με άμεσο και έμμεσο τρόπο (Jennings & Kaiser 1998). Οι άμεσες συνέπειες της υπεραλίευσης είναι πολύπλευρες και περιλαμβάνουν τη μείωση και την κατάρρευση των αλιευτικών αποθεμάτων και τον περιορισμό στη χωρική κατανομή τους. Άμεσα επηρεάζονται όλοι οι οργανισμοί που αλιεύονται στοχευμένα ή μη, καθώς αυξάνεται η θνησιμότητά τους. Επιπλέον, λόγω της υψηλότερης θνησιμότητας επηρεάζονται οι στρατηγικές ζωής τους, κυρίως η σωματική αύξηση και η αναπαραγωγή (Stergiou 2002). Άμεσα επηρεάζονται και τα βενθικά ενδαιτήματα εξαιτίας της φυσικής όχλησης από τα αλιευτικά εργαλεία, κυρίως τα συρόμενα (Kaiser et al. 1998). Η άμεση επίδραση της αλιείας στους θαλάσσιους οργανισμούς και τα ενδαιτήματα προκαλεί έμμεσες επιπτώσεις σε άλλα είδη (Jennings & Kaiser 1998) και σε ολόκληρο το οικοσύστημα (Scheffer et al. 2005). Η αφαίρεση μικρόσωμων ειδών από την αλιεία μπορεί να στερήσει ή να περιορίσει τη λεία ιχθυοφάγων ψαριών, θαλασσοπουλιών και θαλάσσιων θηλαστικών (Bearzi et al. 2008) και η αφαίρεση θηρευτών μπορεί να προκαλέσει αύξηση των πληθυσμών της λείας (McClanahan et al. 1996). Οι παραπάνω συνθήκες μπορεί να προκαλέσουν ανισορροπίες στο οικοσύστημα και ανεξέλεγκτη επικράτηση ή εξάντληση κάποιων πληθυσμών ή ειδών (Cury et al. 2003).

Η επιλεκτική και έντονη αφαίρεση των ειδών υψηλής εμπορικής αξίας σε σχέση με τα είδη που δεν στοχεύονται επιδρά στις διαειδικές ανταγωνιστικές αλληλεπιδράσεις προς όφελος των ειδών που αλιεύονται λιγότερο (McClanahan 1992). Παρόμοια επίδραση έχει και η απόρριψη στη θάλασσα των ανεπιθύμητων συλλήψεων, η οποία αρχικά ευνοεί τα θαλασσοπούλια και μετά τη βυθισή τους, τους βενθικούς πτωματοφάγους οργανισμούς (Britton & Morton 1994). Τέλος, η αλιεία μπορεί να επιδράσει και στη γενετική ποικιλομορφία και να προκαλέσει μόνιμη αλλαγή των χαρακτηριστικών ενός πληθυσμού (Kenchington 2003).

5.1. Η επίδραση της αλιείας στα εμπορικά αποθέματα και παραλιεύματα

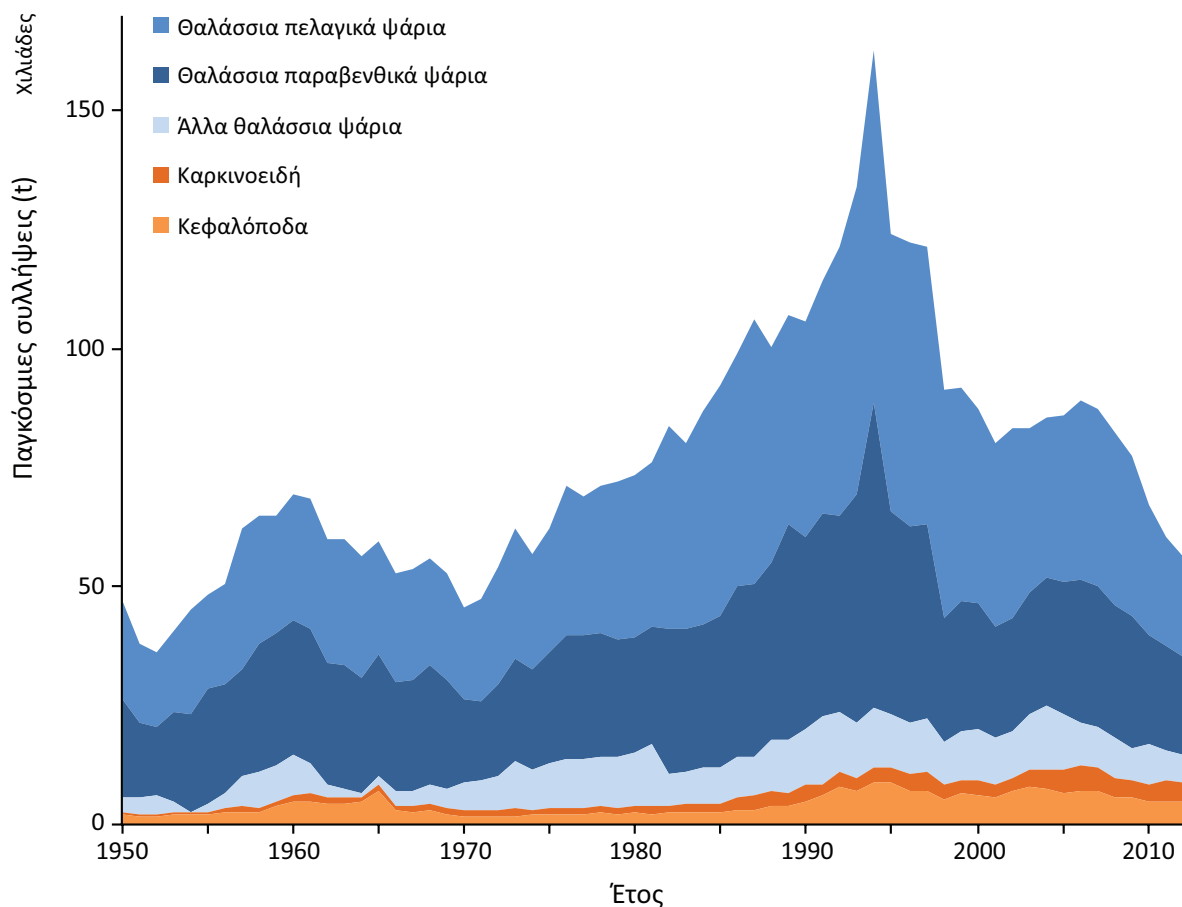
5.1.1. Μείωση αποθεμάτων και αλιευτικής παραγωγής

Η αλιευτική δραστηριότητα αφαιρεί από το θαλάσσιο οικοσύστημα τεράστιες ποσότητες οργανισμών, κυρίως ψαριών (περίπου 150 χιλιάδες τόνους από τις ελληνικές θάλασσες, περίπου 140 εκατομμύρια τόνους παγκοσμίως: FAO 2014) που προορίζονται στην πλειονότητά τους για ανθρώπινη κατανάλωση, αλλά και για την παρασκευή ζωοτροφών (Jacquet & Pauly 2008).

Η πλέον προφανής επίπτωση της έντονης αλιευτικής δραστηριότητας είναι η μείωση της βιομάζας των ιχθυοπληθυσμών και, κατ' επέκταση της αλιευτικής παραγωγής, παρά την ολοένα αυξανόμενη ή σταθερή αλιευτική προσπάθεια (π.χ. Myers & Worm 2003, Anticamara et al. 2011). Ο υψηλός ρυθμός αφαίρεσης των οργανισμών που αλιεύονται, όταν ξεπερνά το ρυθμό ανανέωσής τους που προκύπτει από την αναπαραγωγή και τη σωματική τους αύξηση (Κεφάλαια 7 και 8), οδηγεί σε μείωση της βιομάζας και της αφθονίας των οργανισμών στο οικοσύστημα (Russel 1931). Αυτή η μείωση της βιομάζας ως αποτέλεσμα της υπέρμετρης εκμετάλλευσης που έχει διαπιστωθεί παγκοσμίως (Sumaila et al. 2007β), στη Μεσόγειο (Tsikliras et al. 2015β) και στις ελληνικές θάλασσες (Tsikliras et al. 2013γ) μπορεί να οδηγήσει σε συρρίκνωση ή κατάρρευση ενός αποθέματος (Hilbron & Walters 1992) και σε αλλοίωση των διαειδικών σχέσεων σε ένα οικοσύστημα

(Jennings & Kaiser 1998). Για παράδειγμα, η μείωση του ατλαντικού γάδου *Gadus morhua* εξαιτίας της αλιείας στις ανατολικές ακτές της Βόρειας Αμερικής προκάλεσε μείωση της θήρευσης του γάδου στους πληθυσμούς των βενθικών ασπόνδυλων και αύξηση της αφθονίας τους (Witman & Sebens 1992).

Οι επιπτώσεις της έντονης αλιευτικής εκμετάλλευσης στις ελληνικές θάλασσες παρατηρήθηκαν ήδη από το 1950, όταν διαπιστώθηκε σημαντική μείωση κάποιων αποθεμάτων (Αναπιάδης 1970). Είναι φανερό ότι παρά τις τεχνολογικές αλλαγές των τελευταίων δεκαετιών η αλιευτική παραγωγή μειώνεται συνεχώς από το 1995, όταν η ελληνική αλιεία εισήλθε στη φάση της συρρίκνωσης (Κεφάλαιο 4). Σήμερα (το 2012) η συνολική βιομάζα (ψάρια, καρκινοειδή και κεφαλόποδα) που αφαιρείται από τις ελληνικές θάλασσες είναι λιγότερη από τη μισή σε σχέση με αυτήν του 1994 (Εικόνα 5.1). Η μείωση είναι μεγαλύτερη στα **παραβενθικά** και **πελαγικά** ψάρια και μικρότερη στα κεφαλόποδα και τα λοιπά ψάρια, ενώ τα καρκινοειδή εμφανίζουν μικρή αύξηση (Εικόνα 5.1). Πράγματι, σύμφωνα με τους Tsikliras et al. (2013γ) τα υπεραλιευμένα ελληνικά αποθέματα ξεπερνούν το 65% και τα πλήρως εκμεταλλευμένα το 32% του συνόλου. Το ίδιο ισχύει γενικά και για τα Μεσογειακά αποθέματα (Tsikliras et al. 2010β).



Εικόνα 5.1. Εκφορτώσεις θαλάσσιας αλιείας για ψάρια (ανά λειτουργική ομάδα), καρκινοειδή και κεφαλόποδα στις ελληνικές θάλασσες για την περίοδο 1950-2012 (δεδομένα από FAO 2014).

Σε παγκόσμιο επίπεδο αρακτηριστικά παραδείγματα των επιπτώσεων της αλιείας στα αποθέματα αποτελούν ο γάυρος του Περού *Engraulis ringens*, ο καπελάνος *Mallotus villosus* στη Θάλασσα του Μπάρεντς, η ρέγκα *Clupea harengus* στη Βόρεια Θάλασσα και, σχετικά πρόσφατα, ο γάδος του Ατλαντικού *Gadus morhua* στα νερά της Νέας Γης. Τέλος, αξίζει να αναφερθεί η περίπτωση του κοιλάκανθου *Latimeria chalumnae* στα Νησιά Κομόρες (Εικόνα 5.2), η αφθονία του οποίου μειώθηκε εξαιτίας της αλιείας κατά 30% από το 1991 ως το 1994, καθώς και η περίπτωση του ατλαντικού οπλόστηθου *Hoplostethus atlanticus* (Εικόνα 5.2), ενός από τα μακροβιότερα είδη ψαριών του κόσμου (με μέγιστη ηλικία που ξεπερνά τα 150 έτη), η αλιεία του οποίου στα νερά της Νέας Ζηλανδίας ξεκίνησε το 1978, με αποτέλεσμα η αφθονία του το 1997 να είναι στο 20% της αρχικής αφθονίας του (Clark et al. 2000). Μερικοί από τους ιχθυοπληθυσμούς που μειώθηκαν δραστικά (π.χ. καπελάνος *Mallotus villosus*, γάυρος Περού *Engraulis ringens*) επανήλθαν μετά τη λήψη κατάλληλων διαχειριστικών μέτρων στα προηγούμενα περίπου πληθυσμιακά επίπεδα, ενώ οι περισσότεροι πληθυσμοί του ατλαντικού γάδου *Gadus morhua* δεν έχουν ακόμη ανακάμψει, αν και ορισμένοι βρίσκονται σε πορεία αργής επανάκαμψης (Frank et al. 2011).

Εκτός από την υπερεκμετάλλευση των λεγόμενων εμπορικών ειδών, η αλιεία αφαιρεί από το οικοσύστημα και είδη που δεν έχουν εμπορική αξία, τα οποία συχνά απορρίπτονται πίσω στη θάλασσα (Κεφάλαιο 4). Προκύπτει έτσι μια αόρατη μείωση της βιομάζας ειδών, η οποία δεν μπορεί να αξιολογηθεί γιατί δεν είναι επίσημα καταγεγραμμένη. Η συστηματική αφαίρεση τέτοιων ειδών από τη θάλασσα και η επιστροφή τους σε αυτήν μετά το θάνατό τους μπορεί επίσης να προκαλέσει σημαντικά προβλήματα στις διαειδικές σχέσεις και συνεπώς στη δομή και λειτουργία των βιοκοινωνιών και των οικοσυστημάτων (Kelleher 2005).

5.1.2. Εξαφανίσεις ειδών

Μέχρι σχετικά πρόσφατα επικρατούσε η αντίληψη ότι η εξαφάνιση ειδών εξαιτίας της αλιείας, μολονότι αυτή προβλέπεται από μερικά αλιευτικά μοντέλα, είναι ένα φαινόμενο μάλλον σπάνιο, γιατί η πληθυσμιακή μείωση των ειδών θα οδηγούσε στην απότομη μείωση της αλιευτικής προσπάθειας για λόγους καθαρά οικονομικούς, αφού η αλίευση των ειδών αυτών θα ήταν οικονομικά ασύμφορη (Pitcher 1998α, Roberts & Hawkins 1999). Για παράδειγμα, αν η αφθονία των πληθυσμών ενός είδους μειωθεί σε τέτοια επίπεδα, ώστε η εξαλίευση ενός κιλού να κοστίζει περισσότερο από όσο μπορεί να πουληθεί στην αγορά, τότε είναι λογικό οι ψαράδες να μην προσπαθήσουν να πιάσουν αυτό το κιλό, αλλά να στραφούν στην εκμετάλλευση κάποιου άλλου είδους (Clark 1972). Σε αντίθετη περίπτωση η τιμή ανά κιλό θα αυξηθεί σε επίπεδα που δεν θα είναι διατηρήσιμα στην αγορά (Dulvy et al. 2003).



Latimeria chalumnae



Sander vitreus



Hoplostethus atlanticus



Gadus morhua



Mallotus villosus



Totoaba macdonaldi

Εικόνα 5.2. Μερικά είδη ψαριών, η αφθονία των οποίων μειώθηκε δραματικά εξαιτίας της αλιείας (εικόνες από *FishBase*).

Επιπλέον, η θαλάσσια αλιευτική δραστηριότητα δεν καταστρέφει πλήρως τα **ενδιαίτηματα** (habitats) των ειδών. Η καταστροφή των ενδιαίτημάτων είναι ο κύριος λόγος της εξαφάνισης των χερσαίων ειδών, κάτι που δύσκολα μπορεί προκληθεί από τη μέχρι σήμερα χρήση του θαλάσσιου οικοσυστήματος. Σήμερα είναι γνωστό ότι οι ψαράδες συνεχώς βελτιώνουν τα αλιευτικά εργαλεία τους, σε αρκετές περιπτώσεις μάλιστα χρησιμοποιούν και καταστροφικές για το περιβάλλον μεθόδους (π.χ. δυναμίτη), διευρύνουν τα αλιευτικά πεδία τους και προσανατολίζουν την αλιευτική δραστηριότητα σε είδη που συχνά ανήκουν σε χαμηλότερα τροφικά επίπεδα (Pauly et al. 1998α, Pitcher 1998β). Πράγματι, οι Roberts & Hawkins (1999) έδειξαν ότι η εξαφάνιση πληθυσμών ή η δραστική πληθυσμιακή μείωση στα υδάτινα οικοσυστήματα είναι αρκετά συχνό φαινόμενο που αναμένεται να επιδεινωθεί, αν συνεχιστεί η έντονη εκμετάλλευση (Roberts & Hawkins 1999). Βέβαια, μεγαλύτερο κίνδυνο αντιμετωπίζουν οι ιχθυοπληθυσμοί στις λίμνες και στα ποτάμια (Roberts & Hawkins 1999) σε σχέση με τους θαλάσσιους (Dulvy et al. 2003).

Χαρακτηριστικό παράδειγμα αποτελεί η εξαφάνιση του ποταμολάβρακου *Sander vitreus* (Εικόνα 5.2) από τη Λίμνη Ήρι (Gulland 1977). Ένα άλλο χαρακτηριστικό παράδειγμα αποτελεί η περίπτωση του βάτου *Raja laevis* που παλιότερα αφθονούσε στα ρηχά νερά του ΒΔ Ατλαντικού, όμως στα τέλη της δεκαετίας του 1990 είχε πρακτικά εξαφανιστεί με ελάχιστα μόνο άτομα να έχουν βρει καταφύγιο σε βάθη μεγαλύτερα από 1000 m (Roberts & Hawkins 1999). Τέλος, αξίζει να αναφερθεί η περίπτωση της τοτοάμπας *Totoaba macdonaldi* (Εικόνα 5.2), η εξάπλωση της οποίας περιοριζόταν στον Κόλπο της Καλιφόρνιας, και την ίδια περίοδο βρισκόταν στο χείλος της εξαφάνισης εξαιτίας τόσο της υπεραλίευσης, όσο και της κατασκευής του φράγματος του

Κολοράντο, και η περίπτωση του καρδινάλιου *Pterapogon kauderni*, η εξάπλωση του οποίου περιοριζόταν σε μια μικρή θαλάσσια περιοχή της Ινδονησίας, που επίσης ήταν υπό εξαφάνιση εξαιτίας της υπεραλίευσης (Roberts & Hawkins 1999).

Φυσικά, οι εξαφανίσεις διαφόρων πληθυσμών ψαριών μπορεί να σχετίζονται και με άλλους, εκτός της αλιείας, παράγοντες, όπως φυσικά αίτια, η κλιματική μεταβλητότητα, η εισαγωγή ξενικών ειδών, η ρύπανση και η υποβάθμιση του φυσικού περιβάλλοντος (Dulvy et al. 2003). Για παράδειγμα, η εξαφάνιση της καλόγριας *Azurina eupalama* στη θαλάσσια περιοχή των Γκαλαπάγκος αποδόθηκε στο El Niño του 1982-1983 και το βραγχιονόψαρο *Brachionichthys hirsutus*, στις εκβολές του ποταμού Derwent (Τασμανία), απειλήθηκε με εξαφάνιση εξαιτίας της θήρευσης των αβγών του από ένα είδος αστερία που εισήχθη από την Ιαπωνία. Τέλος, η σακοράφα *Syngnathus affinis* εξαφανίστηκε από τις θάλασσες του Τέξας, της Λουιζιάνας και του Μεξικού εξαιτίας της ισχυρής υποβάθμισης της παράκτιας ζώνης (Roberts & Hawkins 1999).

5.1.3. Επιπτώσεις στις στρατηγικές ζωής των ειδών

Η αλιεία δυνητικά λειτουργεί ως επιλεκτική δύναμη και τα βιολογικά χαρακτηριστικά όπως το μήκος, η σωματική αύξηση και η γεννητική ωρίμαση, που είναι μερικώς κληρονομικά μπορεί να εξελιχθούν ως αποτέλεσμα της αλιευτικής εκμετάλλευσης (Jennings & Kaiser 1998). Η έντονη αλιευτική δραστηριότητα επηρεάζει επίσης τις στρατηγικές ζωής των ψαριών, αφού πολλά είδη, για να ανταπεξέλθουν στην πρόσθετη αλιευτική θνησιμότητα (Olsen et al. 2004). Έτσι, αναπαράγονται σε μικρότερο μέγεθος και ηλικία (Stergiou 2002), ενώ έχει ήδη προηγηθεί μείωση του μέγιστου σωματικού μήκους (Stergiou & Tsikliras 2011). Αυτό συμβαίνει γιατί με την επιλεκτική αλίευση των μεγαλύτερων σε μήκος ατόμων αυξάνεται διαρκώς η σχετική πυκνότητα στον πληθυσμό των ατόμων που αναπαράγονται σε μικρότερο μέγεθος και ηλικία. Η μείωση του μέσου σωματικού μήκους και του μήκους πρώτης γεννητικής ωρίμασης έχει ως συνέπεια τον περιορισμό του αναπαραγωγικού δυναμικού (Roff 1992), καθώς τα μικρότερα σε μέγεθος άτομα παράγουν λιγότερα ωοκύτταρα λόγω της εκθετικής σχέσης της γονιμότητας με το μήκος του ατόμου (Κεφάλαιο 9). Το αποτέλεσμα είναι μικρότερη διάρκεια ζωής, περιορισμένη γονιμότητα και μικρότερο μέγεθος αυγών, παράγοντες που επηρεάζουν αρνητικά την πληθυσμιακή αύξηση (Hutchings 2002). Στον αντίποδα, η πρόωρη γεννητική ωρίμαση επιτρέπει στον οργανισμό να αναπαραχθεί πριν αλιευθεί, αφού οι πιθανότητες αποφυγής της θήρευσης και της αλιευτικής θνησιμότητας αυξάνονται (Roff 1992).

Η αλλαγή της ηλικιακής δομής ενός πληθυσμού λόγω της επιλεκτικής αφαίρεσης μέσω της αλιείας των μεγάλων σε μέγεθος και ηλικία ατόμων και των μεγαλόσωμων ειδών που ζουν πολλά χρόνια (όπως ο ροφός *Epinephelus marginatus* και ο βλάχος *Polyprion americanus*), αυξάνει τον κίνδυνο εξαφάνισης του πληθυσμού τους, γιατί ο αναπαραγωγικός ρυθμός σε αυτά τα είδη είναι αργός και οι επιτυχημένες γενεές σχετικά σπάνιες (Dulvy et al. 2003). Εξαιτίας αυτών των χαρακτηριστικών τα είδη που ζουν πολλά χρόνια κυριαρχούνται από συγκεκριμένες ηλικιακές κλάσεις που προέκυψαν από τις σπάνιες επιτυχημένες γενεές, οι οποίες με τη σειρά τους ήταν το αποτέλεσμα ευνοϊκών περιβαλλοντικών και ωκεανογραφικών συνθηκών που διασφάλισαν τη νεοσυλλογή (Sadovy 2001, Dulvy et al. 2003). Η νεοσυλλογή είναι ιδιαίτερα μεταβλητή στα ψάρια (Cushing 1996), όμως η μεταβλητότητά της δεν επηρεάζει τον κίνδυνο εξαφάνισης των αποθεμάτων, παρά μόνο τη μεταβλητότητα στο μέγεθος του αναπαραγωγικού πληθυσμού (Hutchings 2001).

Σε έρευνα που έγινε στη Βόρεια Θάλασσα για διάστημα 40 ετών, διαπιστώθηκε ότι οι συλλήψεις του καλκανόβατου *Raja clavata* είναι πλέον ελάχιστες, ενώ παράλληλα το μέσο μήκος στις συλλήψεις του μειώθηκε (Walker & Heessen 1996). Ιστορικές καταγραφές δείχνουν ότι το σωματικό μήκος του κυνηγού *Coryphaena hippurus*, της σαρδέλας *Sardina pilchardus*, της κουτσομούρας *Mullus barbatus* και του μπαρμπουνιού *Mullus surmuletus* έχουν μειωθεί τα τελευταία 2000-3600 χρόνια εξαιτίας της υπεραλίευσης (Stergiou 2011). Σχετικά πρόσφατη έρευνα στο βόρειο Αιγαίο αναφέρει ότι το μέσο μήκος σύλληψης της σαρδέλας *Sardina pilchardus* μειώθηκε την περίοδο 1996-2000 εξαιτίας της υπεραλίευσης (Voulgaridou & Stergiou 2003).

5.1.4. Επιπτώσεις σε οικολογικά ευπαθή είδη

Τα ελασμοβράγχια ψάρια (Κλάση *Elasmobranchii*: καρχαρίες, σελάχια, βάτοι, τρυγόνες, ρίνες, ράγιες) και οι ολοκέφαλοι (Κλάση *Holocephali*: χίμαιρες και ποντικόψαρα) είναι ιδιαίτερα ευαίσθητες ομάδες στην αλιευτική εκμετάλλευση εξαιτίας των πληθυσμιακών χαρακτηριστικών τους (Stevens et al. 2000). Κινδυνεύουν τόσο από την απευθείας αλίευσή τους, όταν αποτελούν αλιεύματα-στόχους, όσο και από την παρεμπόδιση αλίευσής τους από μη επιλεκτικά αλιευτικά εργαλεία (Dulvy et al. 2014). Το 50% των συλλήψεων καρχαριών παγκοσμίως προέρχεται από είδη που αλιεύονται παραμπιπτόντως, με αποτέλεσμα να μην παρακο-

λουθείται συστηματικά ο ρυθμός των συλλήψεών τους (Stevens et al. 2000).

Τα πληθυσμιακά χαρακτηριστικά των περισσότερων καρχαριών και σελαχιών εμπίπτουν στη στρατηγική K και περιλαμβάνουν αργή αύξηση, καθυστερημένη ωρίμαση, αργή εναλλαγή γενεών, χαμηλή γονιμότητα και μεγάλη διάρκεια ζωής (Dulvy et al. 2014). Μάλιστα, η πιθανότητα να κινδυνεύσει με εξαφάνιση ένα είδος καρχαρία αυξάνεται σε σχέση με το μήκος του και με την εγγύτητα του πληθυσμού στην ακτή, δηλαδή τα παράκτια και μεγαλόσωμα είδη κινδυνεύουν περισσότερο (Dulvy et al. 2014). Υπάρχουν, ωστόσο, και σχετικά μικρόσωμα είδη καρχαριών και σελαχιών που ωριμάζουν νωρίς και ζουν λίγα χρόνια (Smith et al. 1998).

Τα είδη με «αργή» στρατηγική ζωής είναι γενικά περισσότερο ευαίσθητα σε διαταραχές της πληθυσμιακής τους ισορροπίας και, ενώ είναι δύσκολο να διαταραχθούν, δεν επανέρχονται γρήγορα στην αρχική τους κατάσταση μετά από διαταραχή (Denney et al. 2002). Έτσι, αν υπεραλιευθούν οι πληθυσμοί των ελασμοβράγχιων, χρειάζονται αρκετές δεκαετίες για να επανακάμψουν (Stevens et al. 2000). Εκτός από τους καρχαρίες και τα σελάχια υπάρχουν και αρκετά είδη ακτινοπτερυγίων ψαριών (Κλάση *Actinopterygii*) που χαρακτηρίζονται από παρόμοια πληθυσμιακά χαρακτηριστικά (με εξαίρεση την πολύ χαμηλή γονιμότητα των καρχαριών και σελαχιών) και αντιμετωπίζουν προβλήματα επανάκαμψης των πληθυσμών τους μετά από υπεραλίευση (Sadovy 2001). Μερικά από τα μεγαλόσωμα είδη ακτινοπτερυγίων που διαβιούν και στις ελληνικές θάλασσες και υποφέρουν από υψηλή ευπάθεια στην υπεραλίευση είναι ο ροφός *Epinephelus marginatus*, ο βλάχος *Polyprion americanus*, ο ξιφίας *Xiphias gladius*, ο τόννος *Thunnus thynnus* και ο τσαούσης *Dentex gibbosus* (Στεργίου et al. 2011).

Η περιορισμένη ελαστικότητα των ειδών αυτών, δηλαδή η περιορισμένη ικανότητά τους να επανέρχονται στην αρχική τους κατάσταση μετά από διαταραχή, προκαλεί την αυξημένη ευαισθησία τους στην αλιευτική εκμετάλλευση. Κατά συνέπεια, τα παγκόσμια αποθέματα των καρχαριών και σελαχιών μειώνονται εδώ και πολλά χρόνια (Myers & Worm 2003), ενώ έχουν ήδη καταρρεύσει πολλά αποθέματα (Dulvy et al. 2014). Οι ολοκέφαλοι θεωρούνται συνήθως ανεπιθύμητα αλιεύματα και απορρίπτονται. Αν και μέχρι σήμερα δεν έχει εξαφανιστεί κανένα είδος καρχαρία ή σελαχιού εξαιτίας της υπεραλίευσης, εντούτοις έχουν αναφερθεί εξαφανίσεις τοπικών πληθυσμών (Dulvy et al. 2003). Σε αντίθεση με πολλά ακτινοπτερυγία είδη που απειλούνται, επειδή μειώνεται το αναπαραγωγικό τους δυναμικό (υπεραλιεύονται τα μεγάλα σε μέγεθος άτομα), στους ελασμοβράγχιους είναι απαραίτητη η προστασία των νεαρών ατόμων από την αλιεία, ώστε να προλάβουν να φτάσουν στη γεννητική τους ωρίμαση (Brander 1981).

Τα αλιευτικά εργαλεία που αλιεύουν τα ελασμοβράγχια είναι κυρίως τα συρόμενα εργαλεία βυθού (τράτα βυθού), τα δίχτυα και τα παραγάδια (Stevens et al. 2000). Τα πελαγικά παραγάδια για ξιφία *Xiphias gladius* ή για τόννο *Thunnus thynnus* συλλαμβάνουν μεγάλο αριθμό καρχαριών και σελαχιών, όπως το διαβολόψαρο *Mobula mobular*, ως παρεμπύπτοντα αλιεύματα. Σε κάποιες περιοχές του κόσμου ένα μέρος των συλλήψεων προέρχεται από την ερασιτεχνική ή την ψυχαγωγική αλιεία (Musick et al. 1993). Αν και τα περισσότερα είδη απορρίπτονται, συχνά αφού έχουν αφαιρεθεί τα πτερύγια των καρχαριών, μερικά έχουν εμπορική αξία και εκφορτώνονται.

Στις ελληνικές θάλασσες υπάρχουν περίπου 67 είδη ελασμοβράγχιων (35 καρχαρίες και 32 σελάχια, βάτοι, ρίνες, ράγιες, τρυγόνες), μερικά από τα οποία εμπίπτουν σε κάποιο καθεστώς προστασίας (Papaconstantinou 2014). Πολλά από αυτά τα είδη συλλαμβάνονται παρεμπυπτότως στις τράτες βυθού εξαιτίας της μικρής επιλεκτικότητας του εργαλείου, αλλά και στα δίχτυα. Με ελάχιστες εξαιρέσεις, όπως ο καλκανόβατος *Raja clavata* και ο γκριζογαλέος *Mustelus mustelus*, τα περισσότερα είδη δεν αποτελούν στόχο στην ελληνική αλιεία, χωρίς αυτό να σημαίνει ότι κάποια από αυτά δεν διακινούνται εμπορικά με άλλο όνομα. Από τα υπόλοιπα είδη σελαχιών, βάτων, ρινών και ραγιών που υπάρχουν στις ελληνικές θάλασσες μόνο μερικά από αυτά έχουν κάποια εμπορική αξία. Συνεπώς, μεγάλο μέρος των απορριπτόμενων αποτελείται από είδη των γενών *Raja* (π.χ. ματόβατος *Raja miraletus*), *Scyliorhinus* (π.χ. σκυλοψαράκι *Scyliorhinus canicula*), *Squalus* (π.χ. κεντρόνι *Squalus acanthias*) και *Oxynotus* (π.χ. οξύνωτος *Oxynotus centrina*) (Vassilopoulou & Papaconstantinou 1998).

Η δυστυχία των καρχαριών έγκειται στη χρήση των πτερυγίων τους για την παρασκευή της σούπας με πτερύγιο καρχαρία, μιας νοστιμιάς της ασιατικής κουζίνας που έχει εξαπλωθεί σε ολόκληρο τον κόσμο (Jacquet et al. 2008). Η τιμή της σούπας αυτής είναι ιδιαίτερα υψηλή, με αποτέλεσμα να υπάρχει ισχυρό κίνητρο στους ψαράδες να αλιεύουν καρχαρίες, να τους αφαιρούν τα πτερύγια και να τους απορρίπτουν ζωντανούς-νεκρούς πίσω στη θάλασσα (Stevens et al. 2000). Ακόμη και μετά την απαγόρευση αυτής της βάνουσης τεχνικής, οι θάνατοι των καρχαριών παραμένουν σε πολύ υψηλά επίπεδα παγκοσμίως (περίπου 770.000 t για το 2012: FAO 2014), χωρίς όμως ακόμη να καταγράφονται επαρκώς (Bonfil 1994) και με υψηλά ποσοστά παράνομων συλλήψεων (Jacquet et al. 2008).

Επειδή τα περισσότερα είδη καρχαριών και σελαχιών είναι θηρευτές υψηλού τροφικού επιπέδου και

βρίσκονται στην κορυφή του τροφικού πλέγματος, η διατήρηση των πληθυσμών τους είναι αναγκαία για την ισορροπία του οικοσυστήματος.

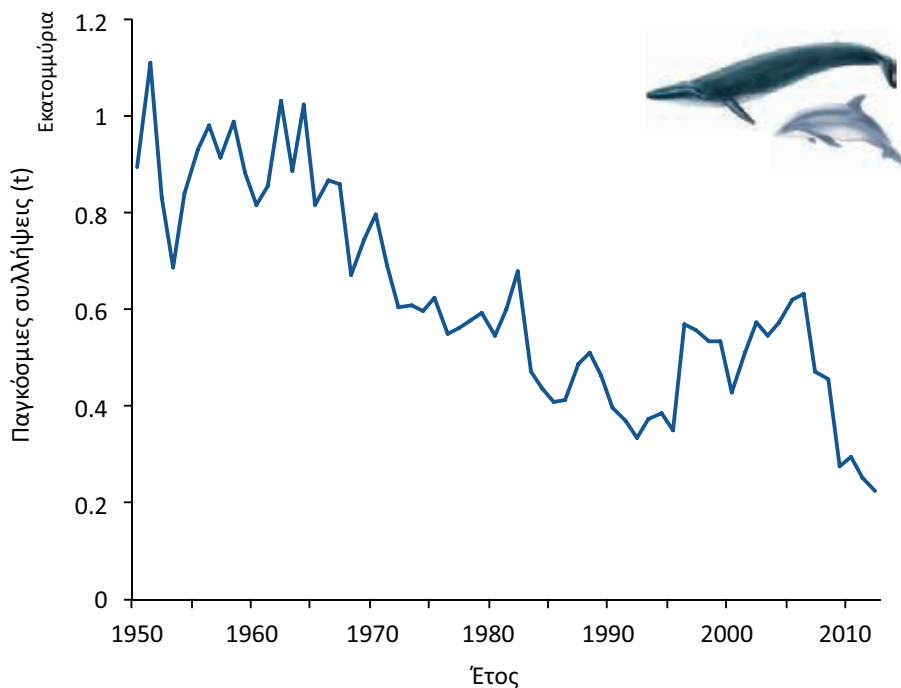
5.2. Επίδραση της αλιείας στους οργανισμούς που δεν αλιεύονται

Η αλιεία θεωρείται από τις μεγαλύτερες απειλές για τους πληθυσμούς των θαλάσσιων θηλαστικών (δελφινιών, φαλαινών και φώκιας στη Μεσόγειο), των ερπετών και των θαλασσοπούλιών, ενώ η επίδρασή της μπορεί να είναι άμεση ή έμμεση (Northridge 1991, DeMaster et al. 2001, Crespo & Hall 2002, Reeves et al. 2003, Kaschner 2004). Πολλά από αυτά τα είδη, κυρίως τα θαλάσσια θηλαστικά και τα ερπετά, που δεν αλιεύονται αλλά πλήττονται από την αλιευτική δραστηριότητα, προστατεύονται από διεθνείς συμβάσεις και οργανισμούς.

5.2.1. Κητώδη

Περισσότερα από 23 είδη κητωδών (δελφίνια και φάλαινες) έχουν αναφερθεί στη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα. Από αυτά τα 10 θεωρούνται μόνιμα και τα 13 εμφανίζονται περιστασιακά ως επισκέπτες (IUCN 2012). Τα περισσότερα απαντώνται στη δυτική Μεσόγειο εξαιτίας της υψηλότερης διαθεσιμότητας τροφής και της κοντινής απόστασης από τον Ατλαντικό που διευκολύνει τη μετακίνηση των οργανισμών.

Στα κητώδη η επαφή και η πιθανή σύλληψη από τα αλιευτικά εργαλεία είναι η μεγαλύτερη απειλή από την αλιεία (IUCN 2012), παρ' όλο που η στοχευμένη εμπορική αλιεία τους στη Μαύρη Θάλασσα σταμάτησε το 1966, η νόμιμη αλιεία τους στη Μεσόγειο το 1983 και η παράνομη το 1991 (Reeves & Notarbartolo Di Sciara 2006). Τα δελφίνια πιάνονται μαζικά στα μεγάλα γρι-γρι που στοχεύουν σε διάφορα είδη τοννοειδών στον Ατλαντικό και τον Ειρηνικό Ωκεανό (Hall 1998). Υπολογίζεται ότι η αλιεία του κιτρινόπερου τόννου *Thunnus albacares* με γρι-γρι στις ΗΠΑ τη δεκαετία του 1960 παγίδευε μισό εκατομμύριο δελφίνια κάθε χρόνο, κυρίως στικτοδέλφια *Stenella attenuata*, ακανθοδέλφια *Stenella longirostris* και κοινά δεφίνια *Delphinus delphis* (Manning 1989). Στη Μεσόγειο η χρήση τέτοιων γρι-γρι είναι εξαιρετικά περιορισμένη, οπότε η επίδραση των γρι-γρι στα δελφίνια είναι ελάχιστη και οι περιστασιακές συλλήψεις αφορούν ζωντανά άτομα που απελευθερώνονται αμέσως και σε καλή κατάσταση. Ελάχιστα κητώδη έχουν αναφερθεί να αλιεύονται τυχαία με τράτες βυθού (IUCN 2012). Μαζικοί θάνατοι από αλιευτικό εργαλείο δεν έχουν αναφερθεί ποτέ στις ελληνικές θάλασσες, ενώ και τα μεμονωμένα περιστατικά είναι σχετικά σπάνια. Στις υπόλοιπες θάλασσες του κόσμου οι συλλήψεις θαλάσσιων θηλαστικών έχουν μειωθεί από το 1950 αλλά ακόμη βρίσκονται σε υψηλά επίπεδα (Εικόνα 5.3).



Εικόνα 5.3. Οι παγκόσμιες συλλήψεις θαλάσσιων θηλαστικών (δελφίνια και φάλαινες) την περίοδο 1950-2012 (σε άτομα, δεδομένα από FAO).

Τα παρασυρόμενα αφρόδιχτα είναι το αλιευτικό εργαλείο που προκαλεί την υψηλότερη θνησιμότητα στα δελφίνια και στις φάλαινες (IUCN 2012). Τα παρασυρόμενα αφρόδιχτα με μήκος πολλών χιλιομέτρων που χρησιμοποιούνται κυρίως για την αλιεία του ξιφία *Xiphias gladius*, συλλαμβάνουν πολύ μεγάλες ποσότητες παρεμπιπτόντων αλιευμάτων (όπως το φεγγαρόψαρο *Mola mola*) και τυχαίων αλιευμάτων, όπως ζωνοδέλφιο *Stenella coeruleoalba* και το κοινό δελφίνι *Delphinus delphis*, αλλά και χελώνες καρέτα *Caretta caretta* (Silvani et al. 1999).

Ο πληθυσμός του ρινοδέλφινου *Tursiops truncatus* έχει μειωθεί στη Μεσόγειο εξαιτίας της αλιείας και της σκόπιμης θανάτωσης, ενώ το σταχτοδέλφιο *Grampus griseus* έχει αναφερθεί ότι εμπλέκεται στα απλά δίχτυα και στα παραγάδια. Ο ζιφιός *Ziphius cavirostris*, το ζωνοδέλφιο *Stenella coeruleoalba* και το κοινό δελφίνι *Delphinus delphis* απειλούνται από τα παρασυρόμενα αφρόδιχτα (IUCN 2012). Τέλος, το μαυροδέλφιο *Globicephala melas* έχει αναφερθεί γενικά ως τυχαία σύλληψη (IUCN 2012). Παρομοίως τα υποείδη κητωδών, τα οποία διαβιούν στη Μαύρη Θάλασσα (ρινοδέλφιο Μαύρης Θάλασσας *Tursiops truncatus ponticus*, κοινό δελφίνι Μαύρης Θάλασσας *Delphinus delphis ponticus*, φώκαινα Μαύρης Θάλασσας *Phocoena phocoena relicta*) απειλούνται από τα απλά δίχτυα, τα παρασυρόμενα δίχτυα, τα γρι-γρι και τις παγίδες (IUCN 2012). Η πτεροφάλαινα *Balaenoptera physalus* δεν φαίνεται να επηρεάζεται σημαντικά από την αλιευτική δραστηριότητα, ούτε άμεσα, ούτε έμμεσα, ενώ ο φυσητήρας *Physeter macrocephalus* απειλείται από τα παρασυρόμενα αφρόδιχτα (IUCN 2012).

Όσον αφορά τα περισσότερα είδη, οι απειλές από την αλιεία δεν διαφοροποιούνται ιδιαίτερα. Τα περισσότερα είδη απειλούνται από τα αλιευτικά εργαλεία ως τυχαίες συλλήψεις (στενορυγχοδέλφιο *Steno bredanensis*, αρκτοφάλαινα *Eubalaena glacialis*, γκριζοφάλαινα *Eschrichtius robustus*, ζερβορυγχοφάλαινα *Mesoplodon europaeus*) ή και στοχευμένες συλλήψεις (ψευτόρκα *Pseudorca crassidens*, όρκα *Orcinus orca*, νανοπτεροφάλαινα *Kogia sima*), ενώ για τα υπόλοιπα (ρυγχοφάλαινα *Balaenoptera acutorostrata*, μεγαπτεροφάλαινα *Megaptera novaeangliae*) είτε δεν υπάρχουν δεδομένα, είτε απειλούνται λιγότερο (βορεοφάλαινα *Balaenoptera borealis*, ρινοφάλαινα *Hyperoodon ampullatus*, ραμφοφάλαινα *Mesoplodon densirostris*) (IUCN 2012).

Έχουν χρησιμοποιηθεί **συσκευές απώθησης** (ringers) για την προστασία των δίχτυων, όμως πολύ σύντομα τα δελφίνια συνηθίζουν στο ηχητικό σήμα που εκπέμπεται και δεν ενοχλούνται, ούτε απωθούνται (Dawson et al. 2013), αλλά μάλλον αντιλαμβάνονται τον ήχο απώθησης ως πρόσκληση για τροφή (Dawson et al. 1998).

5.2.2. Φώκια

Η μεσογειακή φώκια *Monachus monachus* είναι είδος που κινδυνεύει με εξαφάνιση καθώς ο πληθυσμός της, μεγάλο μέρος του οποίου διαβιεί στη Μεσόγειο, έχει συρρικνωθεί τα τελευταία χρόνια και εκτιμάται σε περίπου 600 άτομα παγκοσμίως (Johnson et al. 2006).

Η αλιεία επιδρά άμεσα και έμμεσα και στους πληθυσμούς της φώκιας. Η άμεση επίδραση σχετίζεται με τη σύλληψη των φωκιών στα δίχτυα και τη θανάτωσή τους από τους ψαράδες και η έμμεση με τη μείωση των αλιευτικών αποθεμάτων εξαιτίας της αλιείας που συνεπάγεται μείωση της διαθέσιμης τροφής για τις φώκιες (Crespo & Hall 2002).

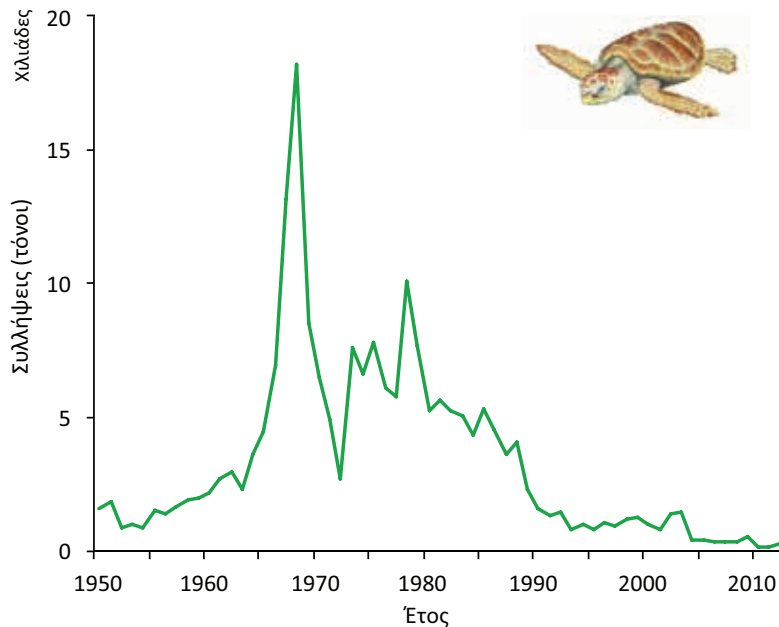
Οι φώκιες απειλούνται από πολλά αλιευτικά εργαλεία, αν και κινδυνεύουν περισσότερο από τα στατικά δίχτυα πάνω στα οποία τρέφονται. Στις Ελληνικές θάλασσες η θανάτωση της μεσογειακής φώκιας από ψαράδες για λόγους αντεκδίκησης και η τυχαία παγίδευσή της σε αλιευτικά εργαλεία αποτελούν μέχρι και σήμερα τις κυριότερες απειλές για το είδος (Karamanlidis et al. 2008).

5.2.3. Ερπετά

Η καρέτα *Caretta caretta*, η πρασινοχελώνα *Chelonia mydas* και η δερμοχελώνα *Dermochelys coriacea* είναι τα πιο κοινά είδη θαλάσσιων χελωνών στη Μεσόγειο και θεωρούνται απειλούμενα είδη (Caminas 2004). Από αυτά τα είδη η καρέτα και η πρασινοχελώνα αποθέτουν τα αυγά τους στις μεσογειακές παραλίες (Gerosa & Casale 1998).

Οι χελώνες, όπως τα θαλασσοπούλια και τα θαλάσσια θηλαστικά, τρέφονται με τα ψάρια που έχουν πιαστεί στα στατικά δίχτυα (Ραπου et al. 1999). Ωστόσο, τα παρασυρόμενα αφρόδιχτα και τα παραγάδια απειλούν περισσότερο τις χελώνες που πιάνονται και στα δίχτυα και στις τράτες βυθού, αλλά με μικρότερα ποσοστά θνησιμότητας (Di Natale 1995). Τα ποσοστά τυχαίας σύλληψης χελωνών ποικίλλουν ανά εποχή, περιοχή και τύπο αλιείας (Tudela 2004). Στη Μεσόγειο περισσότερες από 150.000 χελώνες (όλα τα είδη και με-

γέθη) πιάνονται κάθε χρόνο στα αλιευτικά εργαλεία. Από αυτές περίπου οι 50 000 πεθαίνουν (Casale 2008). Οι περισσότερες χελώνες πιάνονται στα παραγάδια (55%), ενώ ακολουθούν οι τράτες (25%) και τα δίχτυα (20%) (Casale 2008). Ο πληθυσμός της πρασινοχελώνας *Chelonia mydas*, που περιορίζεται στην ανατολική Μεσόγειο είναι αυτός που κινδυνεύει περισσότερο με κατάρρευση, μερικώς εξαιτίας της θνησιμότητας που προκύπτει από την αλιεία (Casale et al. 2007). Η δυστυχία των μεσογειακών χελωνών είναι ότι ακόμη και σήμερα αλιεύονται, στοχευμένα ή τυχαία, σε κάποιες περιοχές της ανατολικής Μεσογείου με σκοπό την κατανάλωσή τους (Kasparek et al. 2001). Οι παγκόσμιες συλλήψεις ερπετών βρίσκονται σε πολύ χαμηλά επίπεδα σε σχέση με τις ιστορικά μέγιστες τιμές που παρατηρήθηκαν στις αρχές της δεκαετίας 1970 (Εικόνα 5.4).



Εικόνα 5.4. Οι παγκόσμιες συλλήψεις θαλάσσιων ερπετών την περίοδο 1950-2012 (σε τόνους, δεδομένα από FAO).

Στην καλύτερη περίπτωση επαφής με αλιευτικό εργαλείο η χελώνα θα παραμείνει ζωντανή με κάποια τραύματα (συνήθως το αγκίστρι παραμένει στο στόμα ή τον οισοφάγο) και στη χειρότερη θα θανατωθεί από τους ίδιους τους ψαράδες εξαιτίας πιθανής ζημιάς που έχει προκαλέσει στο αλιευτικό εργαλείο (Kasparek 2001). Εκτός από την αλιεία, η σημαντικότερη ανθρωπογενής επίδραση στους πληθυσμούς των χελωνών στη Μεσόγειο είναι η καταστροφή των πεδίων ωτοκόκκας εξαιτίας τουριστικών ή οικιστικών δραστηριοτήτων, η ρύπανση με πλαστικά και η σύγκρουση με σκάφη (Margaritoulis et al. 2003).

5.2.4. Θαλασσοπούλια

Η επίδραση της αλιείας στα θαλασσοπούλια μπορεί να είναι άμεση εξαιτίας της επαφής και συχνά σύλληψης πουλιών από αλιευτικά εργαλεία και έμμεση εξαιτίας της αφαίρεσης βιομάζας ψαριών που αποτελούν τη σημαντικότερη πηγή τροφής για τα θαλασσοπούλια (Croxall et al. 2012). Τα άλμπατρος (π.χ. *Diomedea exulans*), οι πελεκάνοι (π.χ. *Pelecanus onocrotalus*) και οι γλάροι (π.χ. *Larus canus*) είναι οργανισμοί ευαίσθητοι σε πληθυσμιακές αλλαγές της κυριότερης λείας τους. Από το 1950 μέχρι το 2010, οι πληθυσμοί θαλασσοπουλιών που παρακολουθούνται και αποτελούν περίπου το 20% των παγκόσμιων πληθυσμών μειώθηκαν συνολικά κατά 70% περίπου, με τη μεγαλύτερη μείωση να παρατηρείται στους ωκεάνιους πληθυσμούς και όχι στους παράκτιους (Paleczny et al. 2015). Παρόλο που τα τελευταία χρόνια γίνονται προσπάθειες μείωσης της επαφής των θαλασσοπουλιών με τα αλιευτικά εργαλεία (Croxall et al. 2012), η αλιεία είναι ένας από τους σημαντικότερους παράγοντες που επηρεάζουν τους πληθυσμούς των θαλασσοπουλιών (Paleczny et al. 2015).

Η άμεση επίδραση της αλιείας οφείλεται κυρίως στα παραγάδια βυθού (με στόχο κυρίως τον μπακαλιάρο *Merluccius merluccius*) και αφρού (με στόχο τον ξιφία *Xiphias gladius* και τον τόννο *Thunnus thynnus*). Τα παραγάδια είναι εργαλεία που δολώνονται για να προσελκύσουν ψάρια (Κεφάλαιο 2). Τα θαλασσοπούλια, στην προσπάθειά τους να φάνε το δόλωμα, που συνήθως είναι μικρό ψάρι ή ασπόνδυλο, πιάνονται στα αγκίστρια την ώρα που τα παραγάδια βρίσκονται στη θάλασσα. Στη Μεσόγειο, έχουν αναφερθεί περισσότερα από 10 είδη θαλασσοπουλιών που πιάνονται σε παραγάδια (Tudela 2004). Περιορισμένη επίδραση στα θαλασσοπούλια έχουν τα δίχτυα, για τα οποία έχουν αναφερθεί λίγα περιστατικά εμπλοκής (Tudela 2004). Ακόμα λιγότερα είναι τα περιστατικά που αφορούν τις τράτες βυθού, αν και πολλές φορές τα θαλασσοπού-

λια τρέφονται με τα απορριπτόμενα αλιεύματα, χωρίς βέβαια να κινδυνεύουν να πιαστούν από το εργαλείο. Και στην περίπτωση των θαλασσοπουλιών οι ψαράδες χρησιμοποιούν συσκευές εκφοβισμού για να αποφύγουν κάθε αλληλεπίδραση με τα θαλασσοπούλια.

Πολλοί πληθυσμοί θαλασσοπουλιών βασίζονται στις απορρίψεις ή στα ψάρια που ξεφεύγουν από τα αλιευτικά σκάφη για να τραφούν και μεταβάλλουν τις τροφικές τους συνήθειες ανάλογα με την εποχή αλιείας του κάθε εργαλείου. Άλλα είδη, που τρέφονται με μικρά (**σαρδέλα** *Sardina pilchardus*, γαύρο *Engraulis encrasicolus* και **φρίσσα** *Sardinella aurita*) και μεσαία (κολιός *Scomber colias*, σκουμπρί *Scomber scombrus*, σαυρίδια *Trachurus trachurus* και *Trachurus mediterraneus*) πελαγικά κοπαδιάρικα ψάρια ακολουθούν τα γρι-γρι και τρέφονται μέσα από το αλιευτικό εργαλείο κατά τη διάρκεια της αλιείας.

5.3. Η επίδραση των οργανισμών που δεν αλιεύονται στην αλιεία

Η σχέση της αλιείας με τους οργανισμούς που δεν αλιεύονται είναι αμφίδρομη, καθώς δεν είναι λίγες οι περιπτώσεις στις οποίες η αλιεία πλήττεται από τους οργανισμούς αυτούς. Η επίδραση των οργανισμών στην αλιεία χωρίζεται σε δύο γενικές κατηγορίες: (α) άμεση επίδραση, στην οποία τα θαλάσσια θηλαστικά, τα ερπετά και τα θαλασσοπούλια έρχονται σε επαφή με το εργαλείο και προκαλούν ζημιά, και (β) έμμεση (ή οικολογική) στην οποία η αλιεία και οι οργανισμοί αυτοί ανταγωνίζονται για τους ίδιους πόρους (Yodzis 1998). Η άμεση επίδραση μπορεί να αποβεί αρνητική και για την αλιεία, όταν καταστρέφεται ένα αλιευτικό εργαλείο, και για τον οργανισμό όταν παγιδεύεται σε ένα εργαλείο και πεθαίνει (Northridge & Hoffman 1999, DeMaster et al. 2001), όπως παρουσιάστηκε παραπάνω.

5.3.1. Άμεση επίδραση στα αλιευτικά εργαλεία

Καταστροφές αλιευτικών εργαλείων έχουν αναφερθεί σχεδόν για όλα τα θαλάσσια θηλαστικά σε πολλές περιοχές του κόσμου. Τα δελφίνια, και κυρίως το ρινοδέλφιο *Tursiops truncatus*, έχουν καταγραφεί να τρέφονται σε μανωμένα και απλάδια δίχτυα βυθού (Lopez 2006). Οι θαλάσσιοι λέοντες (*Eumetopias jubatus* και *Zalophus californianus*) και οι φώκιες (*Phoca vitulina*) τρέφονται με τα ψάρια, κυρίως σολομό, που έχουν πιαστεί στα δίχτυα των ψαράδων της δυτικής ακτής της βόρειας Αμερικής, με αποτέλεσμα να προκαλούν ζημιές στα αλιευτικά εργαλεία (Fraker & Mate 1999).

Έχει αναφερθεί ότι πολλοί πληθυσμοί της μεσογειακής φώκιας *Monachus monachus* εξαρτώνται από την εμπορική αλιεία για τη διατροφή τους. Οι φώκιες συνήθως τρέφονται με τα αλιεύματα που έχουν πιαστεί με απλάδια και μανωμένα δίχτυα και σπάνια σε παραγάδια (Güçlüsoy 2008), συνεπώς τα δίχτυα είναι εκείνα τα εργαλεία που καταστρέφονται περισσότερο από τις φώκιες (Hale et al. 2001). Οι συγκρούσεις μεταξύ της μεσογειακής φώκιας και των ψαράδων αφορούν τη χρήση αλιευτικών εργαλείων σε βάθη μικρότερα των 200 m (Dendrinos et al. 2007). Η καταστροφή των δικτυών, όπως επίσης και η αντίληψη ότι οι φώκιες ελατώνουν τα αλιευτικά αποθέματα, είναι οι κυριότεροι λόγοι θανάτωσης φωκιών από τους ψαράδες.

Στις ελληνικές θάλασσες οι ψαράδες διαμαρτύρονται ότι όλα τα δελφίνια, οι χελώνες καρέτα *Caretta caretta* και η μεσογειακή φώκια *Monachus monachus* προκαλούν μεγάλες καταστροφές στα παράκτια αλιευτικά εργαλεία, γιατί τρέφονται με ψάρια που έχουν ήδη πιαστεί πάνω σε αυτά (Παρδαλου & Τσικληρας 2015α). Το εργαλείο που επηρεάζεται περισσότερο είναι τα δίχτυα και ακολουθούν τα παραγάδια, ενώ η άμεση επίδραση των οργανισμών αυτών στα γρι-γρι και τις τράτες βυθού είναι σχετικά περιορισμένη (Hale et al. 2001, Lopez 2006).

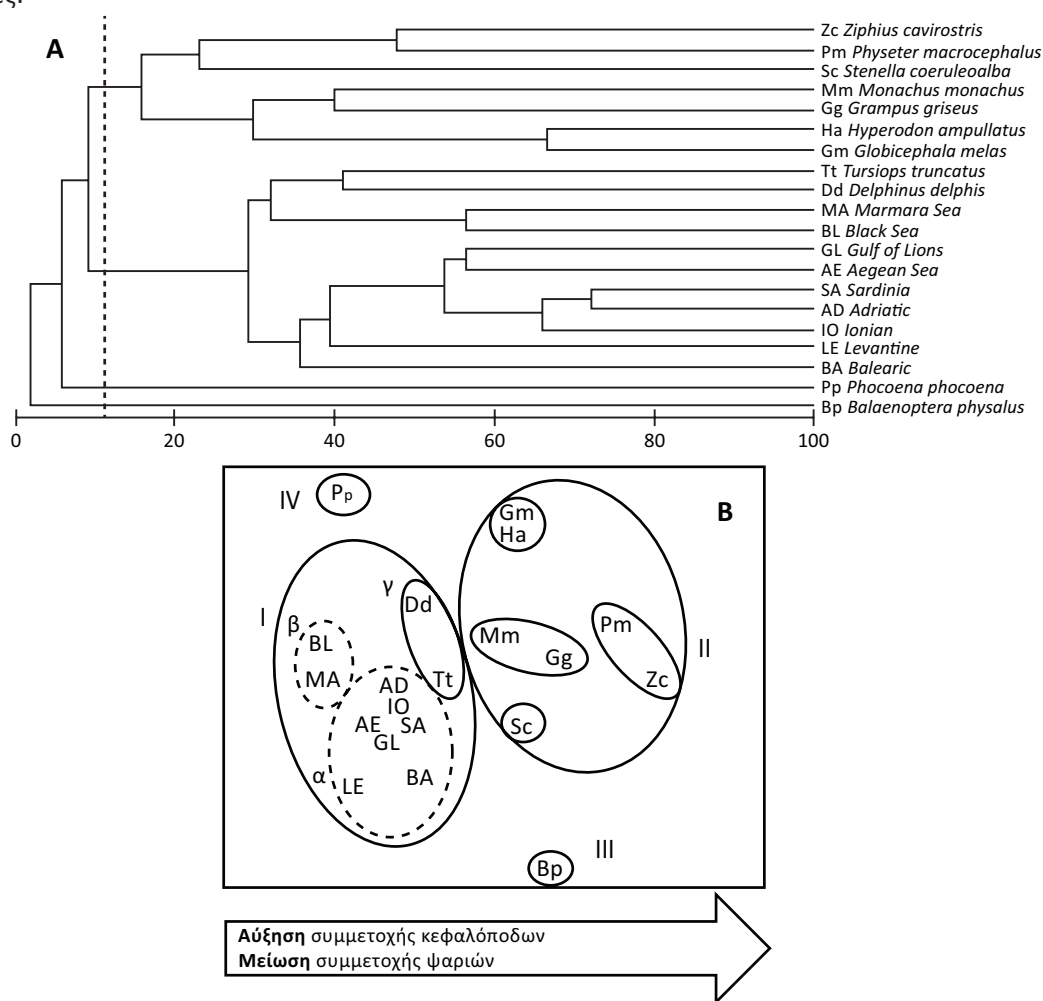
5.3.2. Ανταγωνισμός για πόρους

Η διατροφή των θαλάσσιων θηλαστικών (φώκιες, δελφίνια και φάλαινες) και των θαλασσοπουλιών με ψάρια και άλλους θαλάσσιους οργανισμούς εμπορικής αξίας μπορεί να δημιουργήσει ανταγωνισμό με τον αλιευτικό στόλο για τους ίδιους πόρους. Οι οικολογικές αλληλεπιδράσεις είναι δύσκολο να ποσοτικοποιηθούν εξαιτίας της πολυπλοκότητας των οικοσυστημάτων και οι τοπικές αυξομειώσεις σε ένα απόθεμα μπορεί να οφείλονται σε θήρευση ή υπεραλίευση και να επηρεάζουν τους πληθυσμούς των θηρευτών και την αλιεία ταυτόχρονα (Beddington et al. 1986).

Η υπεραλίευση έχει αρνητικές επιπτώσεις τόσο στην αλιεία (από την οποία βέβαια προκαλείται), όσο και στα θαλάσσια θηλαστικά και θαλασσοπούλια (Christensen 1996), των οποίων οι πληθυσμοί ενδέχεται να μειωθούν λόγω έλλειψης τροφής (Bearzi 2002, Guénette et al. 2006). Το κοινό δελφίνι *Delphinus delphis* είναι από τα είδη που ανταγωνίζονται την αλιεία για πόρους, κυρίως για σαρδέλα *Sardina pilchardus*,

γαύρο *Engraulis encrasicolus* και φρίσσα *Sardinella aurita* και η υπεραλίευση των δύο πρώτων στη βόρεια Αδριατική (Bearzi et al. 2004) και στο νότιο Ιόνιο (Bearzi et al. 2006) έχει προκαλέσει την εξαφάνιση του κοινού δελφινιού ή την μετακίνησή του σε άλλες περιοχές. Στον αντίποδα τα δελφίνια κατηγορούνται από τους ψαράδες των γρι-γρι ότι επιτίθενται στα συγκεντρωμένα κοπάδια πελαγικών ψαριών και τα διασκορπίζουν, πριν προλάβει να τα περικυκλώσει το εργαλείο (Bearzi et al. 2003). Ο πληθυσμός του ρινοδέλφινου *Tursiops truncatus* έχει επίσης μειωθεί στη Μεσόγειο εξαιτίας της υπεραλίευσης των θηραμάτων του. Τέλος, τα υποείδη κητωδών, τα οποία διαβιούν στη Μαύρη Θάλασσα (ρινοδέλφιο Μαύρης Θάλασσας *Tursiops truncatus ponticus*, κοινό δελφίνι Μαύρης Θάλασσας *Delphinus delphis ponticus*, φώκαινα Μαύρης Θάλασσας *Phocoena phocoena relicta*), εκτός από τις τυχαίες συλλήψεις τους, απειλούνται και από τη μείωση των αλιευτικών αποθεμάτων που αποτελούν τροφή τους (IUCN 2012). Μάλιστα η υπεραλίευση και η κατάρρευση των αποθεμάτων του γαύρου *Engraulis encrasicolus* και της παπαλίνας *Sprattus sprattus* στη Μαύρη Θάλασσα προκάλεσε μαζικούς θανάτους κοινών δελφινιών Μαύρης Θάλασσας *Delphinus delphis ponticus* από αιτία, καθώς τα είδη αυτά ήταν τα κυριότερα θηράματά τους (Birkin 2002). Από τα είδη των ελληνικών θαλασσών ο πληθυσμός του κοινού δελφινιού *Delphinus delphis* έχει μειωθεί σημαντικά στο Ιόνιο Πέλαγος, πιθανώς εξαιτίας της μείωσης της βιομάζας των μικρών πελαγικών ειδών (σαρδέλα *Sardina pilchardus*, γαύρος *Engraulis encrasicolus*, φρίσσα *Sardinella aurita*) με τα οποία τρέφεται (Bearzi et al. 2006, 2008).

Η βιομάζα που καταναλώνεται από τα θαλασσοπούλια υπολογίστηκε πρόσφατα (Καρρουζι 2005) σε 94 εκατομμύρια τόνους (από την οποία το 58% ήταν κεφαλόποδα και ζωοπλαγκτό και το υπόλοιπο κυρίως ψάρια), ενώ η παγκόσμια αλιευτική παραγωγή φτάνει τους 120 εκατομμύρια τόνους. Το 54% της βιομάζας καταναλώθηκε από πιγκουίνους (Spheniscidae) και άλμπατρος (Procellariidae). Αυτό που έχει μεγαλύτερο ενδιαφέρον είναι ότι η υψηλότερη βιομάζα καταναλώθηκε σε ωκεάνια και όχι σε παράκτια νερά, και μάλιστα εκεί όπου η αλληλεπίδραση με την αλιεία ήταν ελάχιστη (Καρρουζι 2005). Οι ποσότητες που αφαιρούνται από τα θαλασσοπούλια κατά τη διάρκεια της αλιείας με γρι-γρι στις ελληνικές θάλασσες δεν είναι σημαντικές.



Εικόνα 5.5. Ανάλυση (A) δενδρογράμματος και (B) πολυδιάστατης ιεράρχησης της διατροφής 11 θαλάσσιων θηλαστικών της Μεσογείου και των αλιευτικών συλλήψεων στις αλιευτικές υποπεριοχές της GFCM, που δείχνει ελάχιστη αλληλοεπικάλυψη (τροποποιημένη από Kaschner et al. 2004).

Σε ανάλογη έρευνα για την κατανάλωση τροφής από τα θαλάσσια θηλαστικά βρέθηκε επίσης μικρή αλληλοεπικάλυψη με την αλιεία, εκτός από κάποιες περιοχές (Kaschner 2004, Kaschner & Pauly 2004). Η διατροφή των θαλάσσιων θηλαστικών και η σύσταση των αποθεμάτων που προέρχονται από τη θαλάσσια αλιεία έχουν συγκριθεί και στο παρελθόν για τον Ειρηνικό Ωκεανό (Trites et al. 1997). Στον Ειρηνικό 84 είδη θαλάσσιων θηλαστικών με συνολική βιομάζα 25 εκατομμύρια τόνους, καταναλώνουν περίπου 150 εκατομμύρια τόνους τροφή (σχεδόν το τριπλάσιο της αλιευτικής παραγωγής του Ειρηνικού) που αποτελείται σε ποσοστό μεγαλύτερο του 60% από βαθύβια καλαμάρια και από μικρά βαθύβια ψάρια που δεν αλιεύονται (Trites et al. 1997). Και στην περίπτωση αυτή, όπως και στη Μεσόγειο (Kaschner et al. 2004), η αλληλοεπικάλυψη και κατ' επέκταση ο ανταγωνισμός μεταξύ αλιείας και θαλάσσιων θηλαστικών είναι περιορισμένα (Εικόνα 5.5).

Παρά τα παραπάνω επιστημονικά στοιχεία, τον Ιούνιο του 2006 η Ιαπωνία, η Ισλανδία, η Νορβηγία και κάποιες άλλες χώρες επέτρεψαν την αλίευση των φαλαινών βασιζόμενες στα αποτελέσματα (sic) Ιαπώνων επιστημόνων σύμφωνα με τα οποία η διατροφή των φαλαινών αποτελείται από οργανισμούς στόχους για τη θαλάσσια αλιεία (Komatsu & Misaki 2001). Το σκεπτικό της απόφασης ήταν ότι η αλίευση (εξόντωση) των φαλαινών θα συμβάλλει στη διατήρηση των πολύτιμων αποθεμάτων ψαριών και συνεπώς στην αλιευτική διαχείριση των θαλασσών (!), κάτι που φυσικά δεν ισχύει (Gerber et al. 2009).

5.4. Η επίδραση της αλιείας στα οικοσυστήματα

5.4.1. Οικοσυστημική υπεραλίευση

Από την επίδραση της αλιείας στους θαλάσσιους οργανισμούς που αναλύθηκε παραπάνω είναι φανερό ότι η έντονη αλιευτική δραστηριότητα αλλοιώνει τη δομή και τη λειτουργία των οικοσυστημάτων, κάτι που είναι γνωστό ως **οικοσυστημική υπεραλίευση** (ecosystem overfishing: Murawski 2000). Στην ουσία η αλιεία οδηγεί τα οικοσυστήματα στην ανώριμη κατάσταση (πρώιμα στάδια διαδοχής) και προκαλεί προσαρμογές και εξελικτικές τάσεις που γενικά ευνοούν τα ελαστικά είδη, δηλαδή τα είδη με μικρή διάρκεια ζωής, μικρό μέγεθος, μικρό μήκος γεννητικής ωρίμασης, χαμηλό τροφικό επίπεδο, υψηλό ρυθμό αύξησης και μεγάλη παραγωγικότητα (Stergiou 2002, Stergiou & Christensen 2011). Η υπέρμετρη αλιεία επηρεάζει την ικανότητα των οικοσυστημάτων να παρέχουν τις υπηρεσίες (ρυθμιστικές, διατροφικές, πολιτιστικές, αισθητικές) που ιστορικά παρείχαν, με σημαντικές κοινωνικο-οικονομικές επιπτώσεις (Εικόνα 5.6).

Η υπεραλίευση των αποθεμάτων είναι μόνο η προφανής επίπτωση της παράλογης αλιείας. Η κύρια επίπτωση της αλιείας με συρόμενα αλιευτικά εργαλεία, όπως οι τράτες βυθού στις ελληνικές θάλασσες, ότι με τη σύρση αποψιλώνεται ο βυθός από οτιδήποτε φυτρώνει ή προσκολλάται σε αυτόν. Για τον λόγο αυτόν ισχύουν χωρικές απαγορεύσεις για τις σύρσεις στις φυκιάδες και τα ρηγά νερά, οι οποίες όμως πολύ συχνά παραβιάζονται από τους ψαράδες.

Επίσης, τα μη-επιλεκτικά εργαλεία (όπως οι τράτες βυθού) συλλέγουν όλους ανεξαιρέτως τους οργανισμούς που συναντούν καθώς σύρονται και όλα τα μεγέθη των οργανισμών αυτών. Συνεπώς, με τη στόχευση των μεγάλωσμων ειδών η αλιευτική δραστηριότητα προκαλεί συνολική διαταραχή στη δομή και τη λειτουργία ολόκληρου του οικοσυστήματος. Αν η διαταραχή αυτή είναι συνεχής και έντονη είναι δυνατόν να οδηγήσει, σε συνδυασμό με άλλους παράγοντες, σε αυτό που πλέον αναφέρεται ως οικοσυστημική υπεραλίευση (Εικόνα 5.6).

Επιλεκτικότητα ενός αλιευτικού εργαλείου είναι η ικανότητά του να συλλαμβάνει συγκεκριμένα είδη και συγκεκριμένα μεγέθη των ειδών αυτών, αφήνοντας τα είδη που δεν αποτελούν στόχο αλλά και τα μικρότερα ή μεγαλύτερα σε μέγεθος άτομα/είδη να διαφεύγουν (Κεφάλαιο 2). Συνεπώς, τα επιλεκτικά εργαλεία συλλαμβάνουν λίγα είδη και περιορισμένο εύρος μεγεθών. Αντίθετα, τα μη-επιλεκτικά εργαλεία συλλαμβάνουν όλους ανεξαιρέτως τους οργανισμούς και όλα τα μεγέθη αυτών. Η επιλεκτική αφαίρεση συγκεκριμένων ειδών και μεγεθών από συγκεκριμένα εργαλεία εξαιτίας της υψηλότερης εμπορικής τους αξίας, συνήθως των μεγάλωσμων (Tsikliras & Polymeros 2014), αλλάζει τις σχετικές ισορροπίες στο οικοσύστημα και μπορεί να οδηγήσει σε συρρίκνωση των τροφικών πλεγμάτων και την επικράτηση μικρών σε μέγεθος οργανισμών. Επίσης, υπάρχουν αλιευτικά εργαλεία που αλιεύουν αδιακρίτως όλα τα μεγέθη οργανισμών (ενδοειδικά και διαειδικά), από τα μικρότερα μέχρι τα μεγαλύτερα. Η μη-επιλεκτική αφαίρεση των μικρόσωμων ατόμων μειώνει το ρυθμό ανανέωσης ενός αποθέματος, γιατί πολλά ψάρια δεν προλαβαίνουν να αναπαραχθούν ούτε μια φορά στη ζωή τους πριν αλιευθούν (Tsikliras & Stergiou 2014α).

Οικοσυστημική υπεραλιείωση



Εικόνα 5.6. Η επίδραση της αλιείας στους οργανισμούς και το οικοσύστημα.

Για παράδειγμα, το ποσοστό των υπομεγεθών ατόμων ερυθρού τόννου *Thunnus thynnus* και ξιφία *Xiphias gladius* που συλλαμβάνονται από τα παραγάδια επιφάνειας ξεπερνάει το 80% σε μερικές περιοχές της Μεσογείου και αυτό οφείλεται στη χρήση μικρότερων αγκιστριών και τη μείωση της επιλεκτικότητας των παραγαδιών (Raymakers & Lynham 1999). Το ελάχιστο μέγεθος σύλληψης είναι 115 cm ολικού μήκους (ή 30 kg σε βάρος) για τον τόννο *Thunnus thynnus* και 125 cm μεσουραίου μήκους από την κάτω σιαγόνα (ή 25 kg σε βάρος) για τον ξιφία *Xiphias gladius*. Επιπλέον, υπομεγέθη άτομα τόννου συλλαμβάνονται ζωντανά και κλείνονται σε κλουβιά με σκοπό την πάχυνσή τους σε μονάδες εντατικής καλλιέργειας (Stergiou et al. 2009α). Η αφαίρεση κορυφαίων θηρευτών από το οικοσύστημα σε ρυθμούς υπερεκμετάλλευσης διαταράσσει την ισορροπία και τη δομή του οικοσυστήματος, μειώνει την ελαστικότητά του (την ικανότητά του να επανέρχεται στην αρχική του κατάσταση μετά από διαταραχή) και αυξάνει την ευαισθησία του σε εξωτερικές διαταραχές (Daskalov 1999).

Οι ομοιότητες μιας οικοσυστημικής και μιας οικονομικής κρίσης είναι εκπληκτικές, ιδιαίτερα δε στον ρόλο της δημόσιας διοίκησης (Tsikliras et al. 2013α). Το θέμα είναι ότι στις μεν οικονομικές κρίσεις η κρισιμότητα της κατάστασης είναι ορατή νωρίς και η αντίδραση των κυβερνήσεων είναι άμεση, στις δε οικοσυστημικές κρίσεις η καθυστέρηση στην αντιμετώπισή τους από τις κυβερνήσεις είναι τέτοια, ώστε μπορεί να οδηγήσει σε οικονομικές κρίσεις εξαιτίας της μείωσης των φυσικών πόρων.

5.4.2. Λιβάδια ποσειδωνίας

Το αγγειόσπερμο μακροφύκος ποσειδώνια *Posidonia oceanica* καλύπτει το μεγαλύτερο τμήμα της παράκτιας ζώνης της Μεσογείου σε βάθος μέχρι περίπου 40 m. Τα λιβάδια ποσειδωνίας είναι πολύ παραγωγικά συστήματα που αποτελούν ενδιαίτημα για πολλά είδη θαλάσσιων οργανισμών, μεταξύ των οποίων και πολλά είδη ψαριών. Μάλιστα μερικά βενθοπελαγικά είδη ψαριών αναπαράγονται στα λιβάδια ποσειδωνίας και τα νεαρά άτομα μεγαλώνουν εκεί σε συνθήκες προστασίας από θηρευτές και με αφθονία τροφής (Gillanders 2006).

Η επίδραση της αλιείας είναι άμεση και δραματική στην ποσειδωνία και έμμεση στα είδη που διαβιούν εκεί. Τα συρόμενα εργαλεία (τράτες βυθού, βιντζότρατες και δράγες) είναι αυτά που προξενούν τη μεγαλύτερη ζημιά στα λιβάδια ποσειδωνίας ξεριζώνοντάς τα (Jennings & Kaiser 1998). Εκτός από το αισθητικό

σκέλος της ερημοποίησης του βυθού και τη μείωση της ικανότητας φωτοσύνθεσης, αλλάζει δραματικά και η σύσταση των βενθοπελαγικών ειδών ψαριών και του ζωοβένθους (Marbà et al. 2014).

Μέσα στο γενικότερο πλαίσιο της διαχείρισης σε επίπεδο οικοσυστήματος εντάσσεται πρωτίστως η προστασία του ενδιαιτήματος από την αλιεία. Έτσι, η ποσειδώνια είναι πλέον προστατευόμενο είδος από τον νέο Ευρωπαϊκό Κανονισμό Αλιείας, συνεπώς απαγορεύεται η αλιεία με συρόμενα εργαλεία στις περιοχές που φύεται. Ένας πρακτικός και αποτελεσματικός τρόπος προστασίας από την παράνομη πλέον σύρση σε λιβάδια ποσειδωνίας είναι η πόντιση τεχνητών υφάλων (με τη μορφή μεγάλων τσιμεντόλιθων) που τοποθετούνται διάσπαρτα στα λιβάδια (Guillen et al. 1994). Με τον τρόπο αυτό αποφεύγεται η παράνομη αλιεία, αφού τα συρόμενα εργαλεία θα καταστραφούν στην περίπτωση σύρσης.

Η σύγκριση μεταξύ προστατευόμενων και αλιευόμενων λιβαδιών ποσειδωνίας στην Ιταλία και τη Γαλλία έδειξε μείωση των κορυφαίων θηρευτών (των ειδών των οικογενειών *Scorpaenidae* και *Serranidae*) στις αλιευόμενες περιοχές και αύξηση των ενδιάμεσων θηρευτών (των ειδών της οικογένειας *Labridae*) εξαιτίας της απουσίας θήρευσης σε βάρος τους (Harmelin-Vivien 2000). Το μέσο βάρος, η ποικιλότητα, η πληθυσμιακή πυκνότητα και η βιομάζα των ψαριών είναι μεγαλύτερη σε προστατευόμενες από την αλιεία περιοχές ποσειδωνίας σε σχέση με αυτές που υφίστανται αλιευτική πίεση (Francour 1999).

5.4.3. Επιπτώσεις στις βενθικές βιοκοινωνίες

Η αλιεία με συρόμενα αλιευτικά εργαλεία, όπως οι τράτες βυθού, επηρεάζει την ισορροπία των βενθικών ενδιαιτημάτων, καθώς η σύρση καταστρέφει οτιδήποτε φυτρώνει ή προσκολλάται στο βυθό μειώνοντας τη θαλάσσια βιοποικιλότητα. Ο παρακάτω απλός υπολογισμός είναι αρκετός για να αντιληφθεί κάποιος τις σημαντικές επιπτώσεις της αλιείας με τράτα στα βενθικά οικοσυστήματα των ελληνικών θαλασσών (Στεργίου & Καλλιανιωτης 2013): σήμερα στις ελληνικές θάλασσες δραστηριοποιούνται 300 μηχανότραπεζες που δουλεύουν 220 ημέρες στο χρόνο, ψαρεύοντας περίπου 12 ώρες την ημέρα. Με άνοιγμα τράτας 10 m και θεωρώντας ότι η ταχύτητα σύρσης είναι 5,5 km/h προκύπτει με έναν απλό πολλαπλασιασμό ότι οι τράτες σαρώνουν συνολικά 50.000-60.000 km² κάθε χρόνο, δηλαδή περίπου μια φορά κάθε m² του αλιεύσιμου βυθού (που έχει έκταση περίπου 90.000 km²) σε βάθη 0-200 m.

Τα μακροφύκη καλύπτουν μόνο ένα μικρό τμήμα του βυθού της παράκτιας ζώνης. Η μεγαλύτερη έκταση του βυθού καλύπτεται από λάσπη, άμμο και βράχια και υποστηρίζει περίπλοκες βιοκοινότητες. Τα συρόμενα εργαλεία (που έχουν σχεδιαστεί για σύρσεις σε λασπώδεις βυθούς) προκαλούν σημαντική όχληση στις βενθικές κοινότητες και διαταράσσουν την ισορροπία του οικοσυστήματος.

Οι σύρσεις με τράτα βυθού και με δράγα ξύνουν ή αυλακώνουν το βυθό, προκαλούν εναιώρηση του ιζήματος και διασκορπίζουν τους οργανισμούς που δεν αποτελούν στόχο της αλιείας (Pranoni et al. 2000). Το μαλακό υπόστρωμα (άμμος και λάσπη) είναι πιο ευαίσθητο, γιατί οι πόρτες της τράτας διεισδύουν σε μεγαλύτερο βάθος (έως 10 cm) και διαταράσσουν την ενδοπανίδα. Η όχληση δεν περιορίζεται στη φυσική διαταραχή, αλλά μπορεί να επεκταθεί και σε αλλαγές στη δομή του οικοσυστήματος, αφού ευνοούνται καιροσκοπά είδη που αντέχουν περισσότερο στη φυσική διαταραχή. Η αφθονία των σπόγγων (*Axinella cannabina*) και των βρυόζων (*Hornera lichnoides*) έχει μειωθεί εξαιτίας των συρόμενων εργαλείων. Μεγαλύτερη φυσική διαταραχή προκαλείται από τις δράγες που χρησιμοποιούνται για την αλιεία δίθυρων (κυδώνι *Venus verrucosa* και γυαλιστερή *Callista chione*) και εισχωρούν στο ίζημα σε βάθος έως 20-30 cm. Το εργαλείο αυτό, που χρησιμοποιείται στον Θερμαϊκό Κόλπο, συλλαμβάνει μεγάλες ποσότητες ανεπιθύμητων παραλιευμάτων (αχινούς, καρκινοειδή και άλλα δίθυρα) που απορρίπτονται.

Η εναιώρηση του ιζήματος μπορεί να διαρκέσει από μερικές ώρες (σε περιοχές με ισχυρά ρεύματα και κύματα) μέχρι δεκαετίες (σε μεγάλα βάθη όπου η κυματική και ρευματική επίδραση είναι ελάχιστη και η πανίδα δυσπροσάρμοστη σε αλλαγές). Επίσης μπορεί να αυξηθεί ο ευτροφισμός, να επικρατήσουν συνθήκες έλλειψης οξυγόνου και απελευθέρωσης υδρόθειου (Caddy 2000) που με τη σειρά τους μπορούν να αυξήσουν τη θνησιμότητα οργανισμών που δεν αντέχουν σε τέτοιες συνθήκες ή δεν έχουν τον χρόνο να προσαρμοστούν.

Οι επιδράσεις στη δομή του οικοσυστήματος είναι αλυσιδωτές. Τα είδη που στοχεύονται από την τράτα βυθού, όπως το σκυλοψαράκι *Scyliorhinus canicula* και ο μπακαλιάρος *Merluccius merluccius* μειώνονται σε αφθονία, ενώ αυξάνονται οι πτωματοφάγοι (scavengers) οργανισμοί, οι οποίοι προσελκύνονται από την αυξημένη διαθεσιμότητα τροφής που προκύπτει από τη φυσική όχληση όπως το καβούρι *Liocarcinus depurator*, η ζαγκέτα *Arnoglossus laterna* και η κορδέλα *Cepola macropthalma* (Demestre et al. 2000).

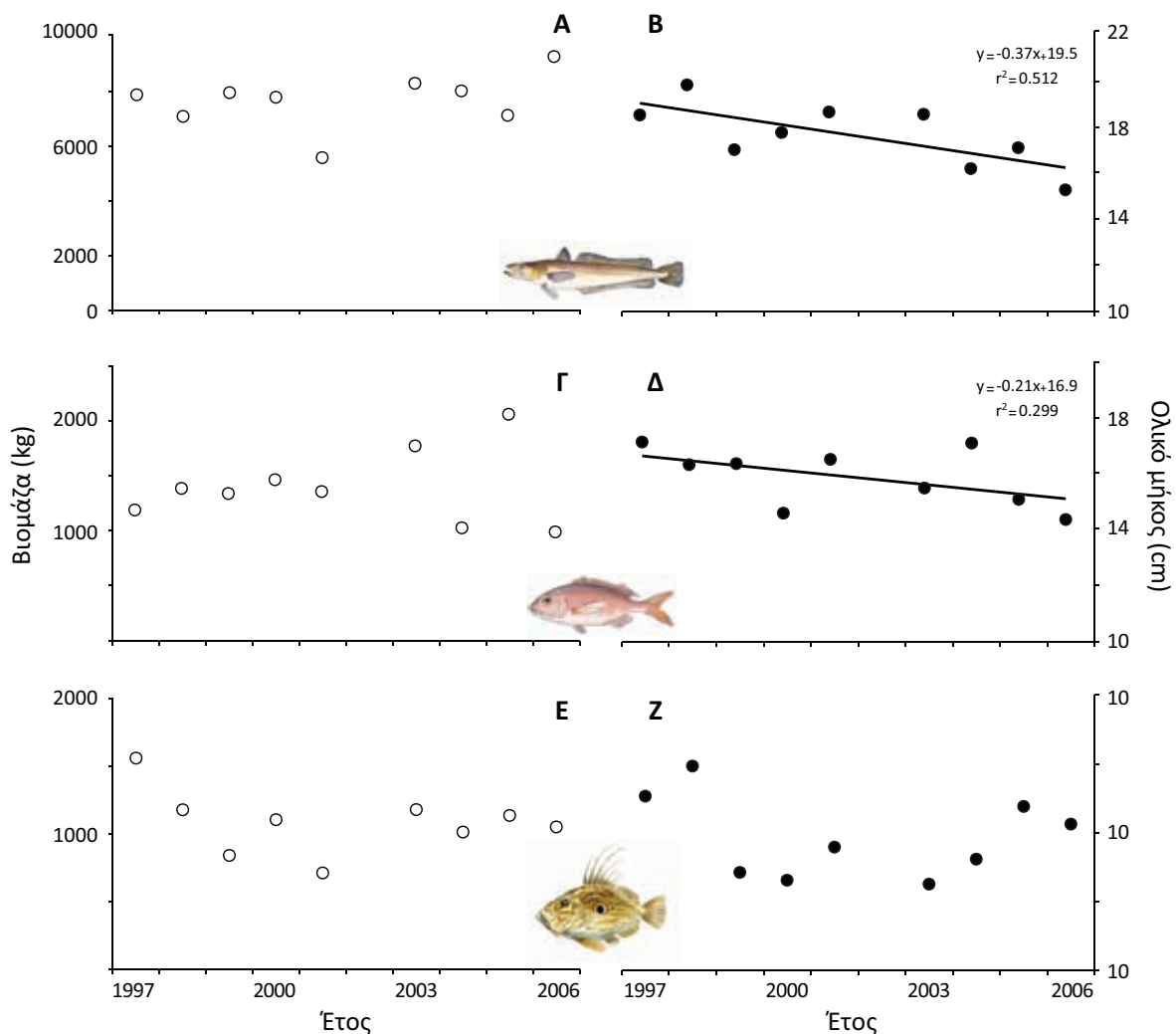
Η επίδραση στο σκληρό υπόστρωμα, το οποίο παρουσιάζει επίσης υψηλή βιοποικιλότητα και περιπλοκότητα, είναι διαφορετική. Το σκληρό υπόστρωμα επηρεάζεται από άλλες κατηγορίες αλιευτικών μεθόδων.

Για την αλιεία της λιθοφάγας (πετροσωλήνας) *Lithophaga lithophaga*, ενός δίθυρου που ζει μέσα στα βράχια, καταστρέφονται ολόκληροι βράχοι με σφυρί και καλέμι από τους αλιείς-δύτες (Frascchetti et al. 1999). Ο σταυρός του Αγίου Ανδρέα (St Andrew Cross), το εργαλείο που χρησιμοποιούταν για την αλιεία του κοραλλιού *Corallium rubrum* στη Μεσόγειο μέχρι το 1994, έχει πλέον απαγορευτεί εξαιτίας της μεγάλης καταστροφής που προκαλούσε στους βραχώδεις βυθούς.

5.4.4. Αλιευτική ταπείνωση

Η αλιεία στοχεύει επιλεκτικά στα μεγάλα σε μέγεθος άτομα και είδη, επειδή αυτά πωλούνται ακριβότερα (Tsikliras & Polymeros 2014, Τσιρος et al. 2013). Έτσι, η αλιεία αφαιρεί από τη θάλασσα πρώτα τα μεγάλα ψάρια (τόσο ενδοειδικά, όσο και διαειδικά) οδηγώντας στη σταδιακή εξάλειψη των κορυφαίων θηρευτών και στη βαθμιαία μείωση του μέσου μήκους των ατόμων στα αποθέματα και στην παραγωγή [διεργασία γνωστή ως «fishing down» (Pauly et al. 1998α), όρος που στα ελληνικά αποδίδεται ως «αλιευτική ταπείνωση» (Στεργίου et al. 2011)].

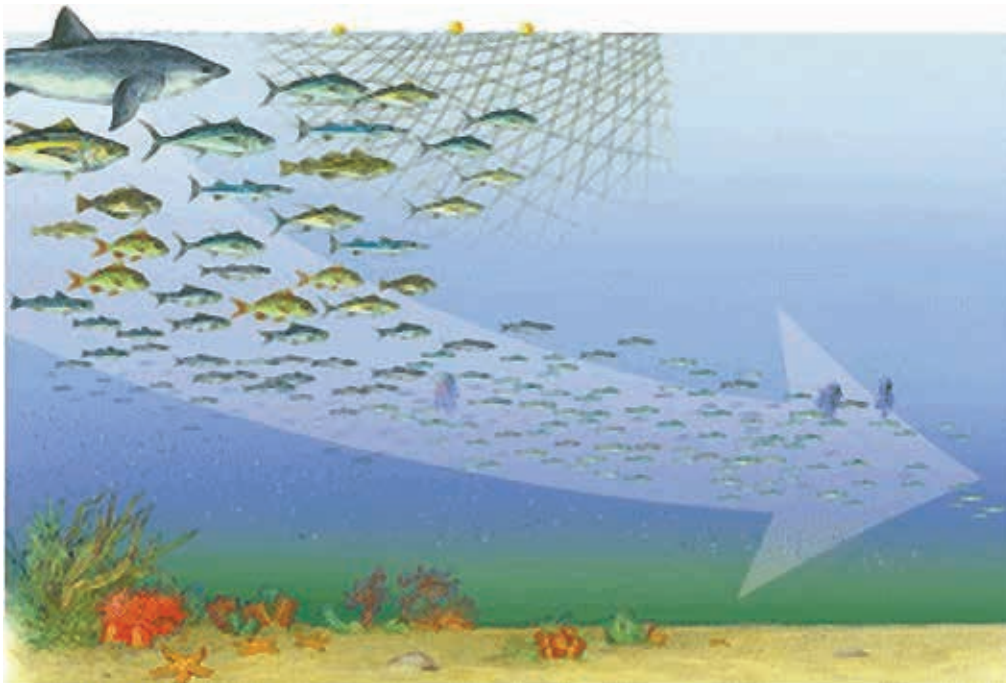
Στις ελληνικές θάλασσες τα πρώτα ίχνη αλιευτικής ταπείνωσης παρατηρήθηκαν ήδη από τις αρχές του 1950 στις πιο έντονα αλιευόμενες περιοχές (π.χ. κόλποι Θερμαϊκού, Καβάλας, Ευβοϊκού και Σαρωνικού), αφού σε αυτές το ποσοστό συμμετοχής των ψαριών πρώτης κατηγορίας (που γενικά ανήκουν σε υψηλό τροφικό επίπεδο) μειώθηκε με ταυτόχρονη αύξηση του ποσοστού των ειδών τρίτης κατηγορίας (Αναπιάδης 1970). Πράγματι, διαχρονικά το μέσο τροφικό επίπεδο της αλιευτικής παραγωγής των υψηλού τροφικού επιπέδου ψαριών (αυτών με τροφικό επίπεδο > 4) στις ελληνικές θάλασσες μειώθηκε την περίοδο 1950-2005 από 4,35 σε 4,15 (Στεργίου 2005). Το ίδιο ισχύει και στην περίπτωση που χρησιμοποιούνται στοιχεία από αλιευτικές έρευνες (Εικόνα 5.7) (Στεργίου & Tsikliras 2011).



Εικόνα 5.7. Βιομάζα (kg) και μέσο ολικό μήκος (cm) για τον μπακαλιάρo *Merluccius merluccius* (A, B), το λυθρίνι *Pagellus erythrinus* (C, Δ) και το χριστόψαρο *Zeus faber* (E, Z) από δεδομένα επιστημονικών ερευνών στο Αιγαίο Πέλαγος για την περίοδο 1997-2006 (τροποποιημένη από Stergiou & Tsikliras 2011).

Ένας από τους λόγους που τα μεγάλα σε μέγεθος ψάρια (δηλαδή αυτά που βρίσκονται στην κορυφή του τροφικού πλέγματος) τείνουν να εκλείψουν από τις εκφορτώσεις είναι η μεγάλη αλιευτική πίεση που δέχθηκαν τα τελευταία 50 χρόνια και συνεχίζουν να δέχονται και σήμερα, με αποτέλεσμα να κινδυνεύουν σημαντικά αποθέματα του πλανήτη (Myers & Worm 2003, Pauly & Maclean 2003, Christensen et al. 2003), με χαρακτηριστικότερο παράδειγμα την κατάρρευση του αποθέματος του Ατλαντικού γάδου *Gadus morhua* το 1991 (Longhurst 1998, Pauly & Maclean 2003, Myers & Worm 2003). Η υπεραλίευση των μεγάλων σε μέγεθος σαρκοφάγων ψαριών διαταράσσει τη δομή και τη λειτουργικότητα του θαλάσσιου οικοσυστήματος, με αποτέλεσμα την επικράτηση των μικρών σε μέγεθος ειδών, τα οποία είναι ευαίσθητα στις περιβαλλοντικές διακυμάνσεις. Έτσι, οι ψαράδες στρέφονται πλέον στα μικρότερα σε μέγεθος ψάρια, όπως τα *Clupeidae*, που βρίσκονται χαμηλότερα στο τροφικό πλέγμα, με ανυπολόγιστες επιπτώσεις στα αποθέματα, αφού τα μικρά σε μέγεθος ψάρια αποτελούν σε πολλές περιπτώσεις την τροφή των μεγάλων πελαγικών ή άλλων ψαριών (Pauly & Maclean 2003).

Το 1998 η επιστημονική ομάδα της οποίας ηγείται ο Daniel Pauly με τη δημοσίευση της εργασίας για την προς τα κάτω συρρίκνωση των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων «Fishing down the marine food webs» (Pauly et al. 1998a) έδειξε ότι, επειδή η θαλάσσια αλιεία αφαιρεί διαδοχικά από το οικοσύστημα τα μεγαλύτερα σε μέγεθος – και τροφικό επίπεδο – ψάρια (Εικόνα 5.8), σε λίγα χρόνια κινδυνεύουν τα θαλάσσια οικοσυστήματα να απομείνουν μόνο με οργανισμούς χαμηλού τροφικού επιπέδου, όπως οι μέδουσες.



Εικόνα 5.8. Γραφική απεικόνιση της αλιευτικής ταπείνωσης.

Η εργασία αυτή δέχθηκε έντονη μεθοδολογική κριτική τόσο αμέσως μετά τη δημοσίευσή της (Caddy et al. 1998), κριτική η οποία απαντήθηκε άμεσα (Pauly et al. 1998b). Υπάρχει, βέβαια, και η άποψη που δέχεται μεν τη μείωση του μέσου τροφικού επιπέδου των αποθεμάτων, αλλά την αποδίδει στην αύξηση των ειδών χαμηλού τροφικού επιπέδου, όχι στη μείωση των ειδών υψηλού τροφικού επιπέδου, τα οποία θεωρεί αμετάβλητα (fishing through the marine food webs: Essington et al. 2006). Τέλος, υπάρχουν και κάποιοι επιστήμονες που θεωρούν ότι τα τροφικά επίπεδα των ειδών διαχρονικά αυξάνουν ως αποτέλεσμα της σωστής διαχειρισής τους (Branch et al. 2010).

Παρά την κριτική, η προσέγγιση της συρρίκνωσης προς τα κάτω εφαρμόστηκε με επιτυχία σε πολλά οικοσυστήματα, μεταξύ των οποίων και οι ελληνικές θάλασσες. Επίσης, αποτέλεσε τη βάση για δημιουργία ενός από τους 8 δείκτες (από την Convention of Biological Diversity) για τη διατήρηση της βιοποικιλότητας, του θαλάσσιου τροφικού δείκτη (Marine Trophic Index, MTI), που αποτελεί πρακτικά το μέσο τροφικό επίπεδο των εκφορτώσεων πάνω από μια τιμή τροφικού επιπέδου, δηλαδή επικεντρώνεται στις μεταβολές της σχετικής αφθονίας των μεγαλόσωμων ειδών υψηλού τροφικού επιπέδου που απειλούνται περισσότερο από την αλιεία (Pauly & Watson 2005, Κεφάλαιο 10). Τα οικοσυστήματα με σταθερή δομή και πληθυσμιακή σταθερότητα των κορυφαίων θηρευτών είναι πιο ελαστικά σε εξωτερικές διαταραχές και αποτελούν τη βάση για βιώσιμη αλιεία.

5.5. Επιλεκτική ή ισορροπημένη εκμετάλλευση;

Τα επιλεκτικά εργαλεία (όπως το γρι-γρι και τα απλά δίχτυα) συλλαμβάνουν λίγα είδη και περιορισμένο εύρος μεγεθών. Αντίθετα, τα μη-επιλεκτικά εργαλεία (όπως η τράτα βυθού) συλλαμβάνουν ανεξαιρέτως όλους τους οργανισμούς και όλα τα μεγέθη (Κεφάλαιο 2).

Η τράτα βυθού θεωρείται το λιγότερο επιλεκτικό εργαλείο, καθώς συλλέγει όλους τους οργανισμούς που διαβιούν πάνω ή κοντά στο βυθό και σχεδόν ολόκληρο το εύρος μεγεθών τους. Για το λόγο αυτό η αλιεία με τράτα βυθού είναι **πολυειδική** (multispecies). Παρά την αυστηρή νομοθεσία ως προς το **άνοιγμα ματιού** του εργαλείου και την απαγόρευση σύρσης σε περιοχές κοντά στην ακτή, η παράνομη αλιεία επηρεάζει τον κύκλο ζωής όλων των παραβενθικών, βενθικών και βενθοπελαγικών αποθεμάτων (Kaiser et al. 1998), αλλά και άλλων οργανισμών.

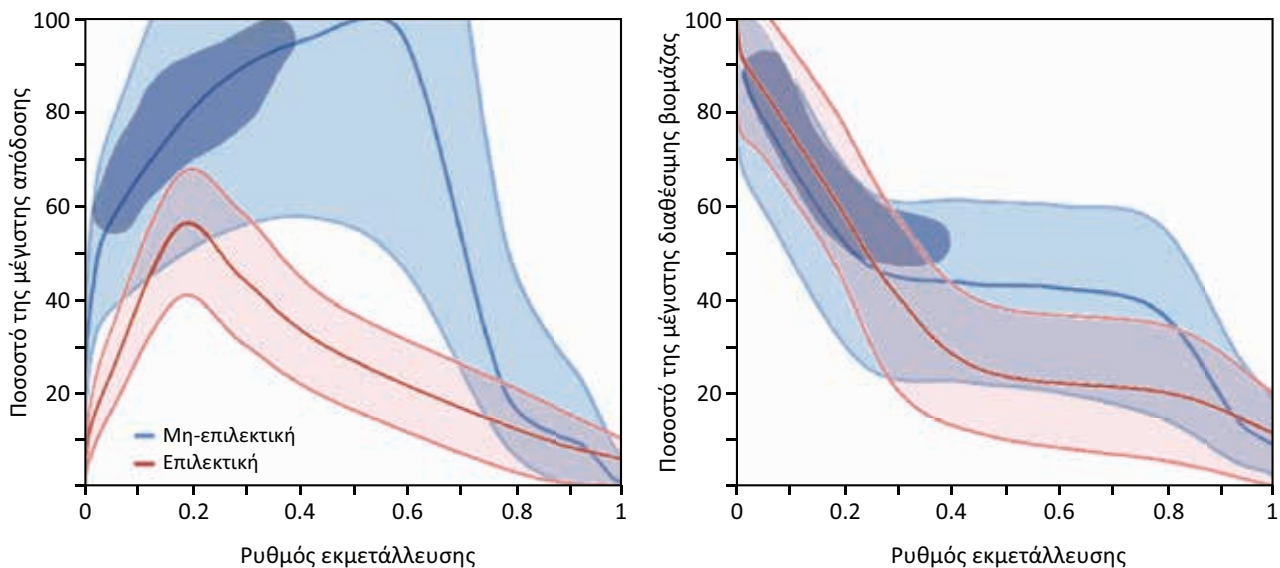
Το πρόβλημα με το μέγεθος των ατόμων που συλλαμβάνονται είναι διττό. Τα νεαρά άτομα πρέπει να προστατεύονται από την αλιευτική δραστηριότητα τουλάχιστον μέχρι το μέγεθος ενηλικίωσής τους (ή μέγεθος πρώτης γεννητικής ωρίμανσης). Για να ανανεωθεί επαρκώς ένα απόθεμα, θα πρέπει κάθε άτομο να προλάβει να αναπαραχθεί τουλάχιστον για μια φορά στη διάρκεια της ζωής του πριν αλιευθεί (Στεργίου et al. 2011). Επιπλέον, τα ενήλικα άτομα πρέπει επίσης να προστατεύονται από την αλιεία, γιατί αποτελούν το μεγαλύτερο τμήμα του αναπαραγωγικού δυναμικού. Επειδή η γονιμότητα (ο αριθμός των ωοκυττάρων στην ωοθήκη ενός θηλυκού πριν την αναπαραγωγή) είναι εκθετική συνάρτηση τους μεγέθους και επειδή τα μεγαλύτερα άτομα παράγουν περισσότερα και καλύτερης ποιότητας ωοκύτταρα, η αφαίρεσή τους από το οικοσύστημα μειώνει τον μελλοντικό αριθμό ατόμων και επηρεάζει αρνητικά τις επόμενες γενεές και παραγωγές (Birkeland & Dayton 2005). Το πρόβλημα με την περιοχή αλιείας σχετίζεται με την προστασία των νεαρών ατόμων, καθώς τα **νηπιακά πεδία** βρίσκονται κυρίως σε παράκτιες περιοχές. Συχνά οι περιοχές αυτές αποτελούν και τα αναπαραγωγικά πεδία πολλών ψαριών, οπότε η έντονη και συχνά παράνομη αλιεία επηρεάζει το αναπαραγωγικό δυναμικό.

Η μείωση της βιομάζας των αποθεμάτων έχει ως αποτέλεσμα την αύξηση της αλιευτικής προσπάθειας (Κεφάλαιο 4) με σκοπό τη μεγιστοποίηση της αλιευτικής παραγωγής ανά σκάφος. Η αλιευτική προσπάθεια στις τράτες βυθού εκφράζεται με αύξηση της διάρκειας των σύρσεων, που με τη σειρά τους μειώνουν την επιλεκτικότητα του εργαλείου, καθώς «τυφλώνει» το άνοιγμα ματιού στις πάντες και μετατρέπεται σε σάκο. Η συνέπεια της μικρότερης επιλεκτικότητας είναι η αύξηση των ανεπιθύμητων και των απορριπτόμενων αλιευμάτων.

Εδώ και πολλά χρόνια η αλιευτική διαχείριση εστιάζεται στην ολοένα πιο επιλεκτική αφαίρεση οργανισμών από το οικοσύστημα με σκοπό να επιτυγχάνεται η μικρότερη δυνατή παράπλευρη απώλεια, αλλά και να αφήνονται ανενόχλητα τα αποθέματα να αναπαραχθούν (Froese et al. 2008). Στοχεύεται, δηλαδή, το μήκος που υπερβαίνει ελαφρώς το 60% του μέγιστου μήκους σώματος - στο 60% ωριμάζουν γεννητικά τα περισσότερα αποθέματα (Tzikliras & Stergiou 2014α)- και αντιστοιχεί στο βέλτιστο μήκος εκμετάλλευσης.

Πρόσφατα αμφισβητήθηκε η **επιλεκτική αλιεία** (selective harvesting) στο βέλτιστο μήκος εκμετάλλευσης και προτάθηκε η **ισορροπημένη αλιεία** (balanced harvesting) ή **μη-επιλεκτική αλιεία** (unselective harvesting) που απαιτεί να αλιεύεται το ευρύτερο δυνατό φάσμα ειδών και μεγεθών σε ένα οικοσύστημα σε αναλογία προς τη φυσική τους παραγωγικότητα, με σκοπό να διατηρηθεί η σχετική αναλογία μεγεθών και η σύσταση των ειδών (Garcia et al. 2012). Σύμφωνα με την αντίληψη αυτή που ποσοτικοποιήθηκε με θεωρητικό μοντέλο, με αυτόν τον τρόπο θα αλιεύονται υψηλότερες ποσότητες με μικρότερη αλιευτική προσπάθεια (Εικόνα 5.9).

Ισορροπημένη αλιεία πρακτικά σημαίνει ότι αλιεύονται όλοι οι οργανισμοί και τα άτομα με μήκος πάνω από 5 cm. Η αφαίρεση όλων των οργανισμών όλων των μεγεθών από το οικοσύστημα θα έχει καταστροφικές συνέπειες στα αποθέματα και τα θαλάσσια οικοσυστήματα (Froese et al. 2015). Η εφαρμογή αυτής της προσέγγισης θα δώσει μεγάλη χαρά στους ψαράδες, γιατί θα αναιρεθούν όλα τα διαχειριστικά μέτρα και οι απαγορεύσεις που σχετίζονται με το μήκος ή την περιοχή αλίευσης, αλλά και στους φαλαινοθήρες (και αυτούς που κυνηγούν δελφίνια, φώκιες, θαλάσσια ερπετά και θαλασσοπούλια), γιατί η ισορροπημένη αλιεία, για να μπορεί να βρεθεί σε ισορροπία, περιλαμβάνει ολόκληρο το θαλάσσιο τροφικό πλέγμα στους στόχους της (Froese et al. 2015).



Εικόνα 5.9. Τα ποσοστά της μέγιστης απόδοσης και μέγιστης διαθέσιμης βιομάζας σε διαφορετικές συνθήκες εκμετάλλευσης όταν η αλιεία είναι επιλεκτική και μη-επιλεκτική (τροποποιημένη από Garcia et al. 2012).

5.6. Αλιεία και υδατοεκτροφές

Αν και θεωρητικά η παραγωγή των υδατοεκτροφών προορίζεται παγκοσμίως να αντισταθμίσει την απώλεια της θαλάσσιας αλιευτικής παραγωγής εξαιτίας της υπεραλίευσης, οι υδατοεκτροφές και η αλιεία είναι μάλλον αντιτιθέμενες παρά συνεργατικές διεργασίες, τουλάχιστον έως σήμερα.

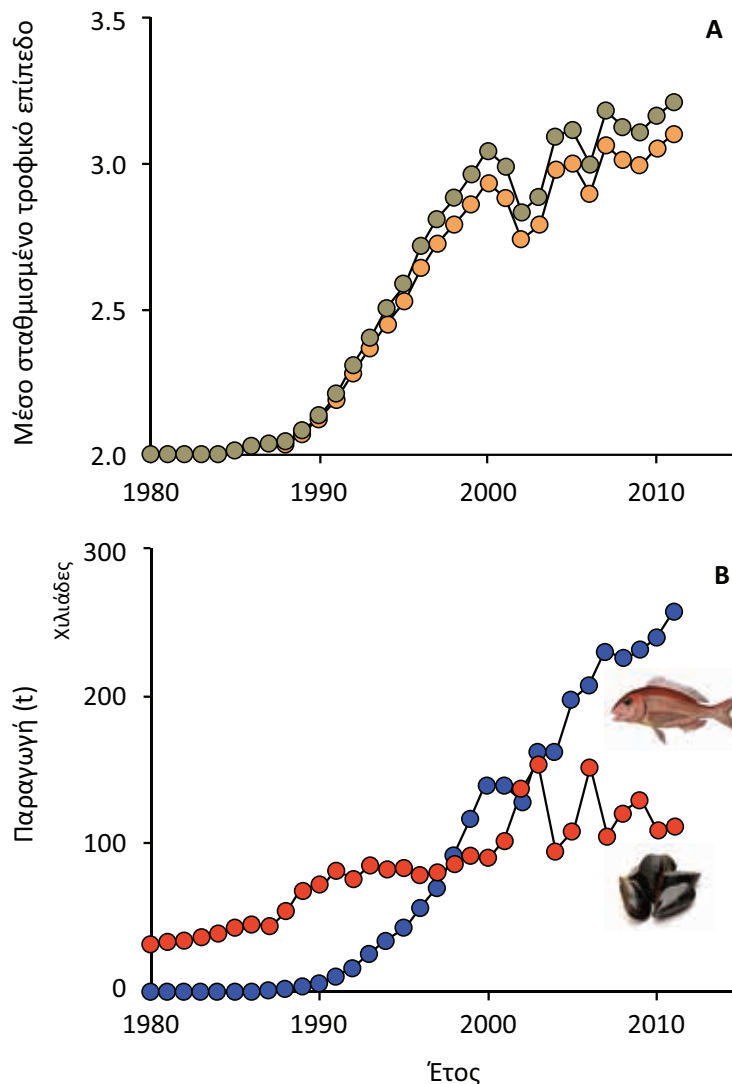
Η επέκταση των υδατοεκτροφών σε είδη υψηλού τροφικού επιπέδου (π.χ. συναγρίδα *Dentex dentex*, φαγγρί *Pagrus pagrus*) και σε πάχυνση τόννου *Thunnus thynnus* δημιουργεί επιπλέον πιέσεις στα ιχθυοαποθέματα, αφού πολλά μικρά πελαγικά είδη (π.χ. σαρδέλα *Sardina pilchardus*, γαύρος *Engraulis encrasicolus*, φρίσσα *Sardinella aurita*) αλιεύονται αποκλειστικά για να χρησιμοποιηθούν ως τροφή των εκτρεφόμενων ψαριών (Stergiou et al. 2009α, Tsikliras et al. 2014).

Το 2004 η **καλλιεργούμενη παραγωγή** (aquaculture production) στη Μεσόγειο αποτελούταν από το Μεσογειακό μύδι *Mytilus galloprovincialis* (38%), την τσιπούρα *Sparus aurata* (29,5%), τα λαβράκια *Dicentrarchus labrax* και *Dicentrarchus punctatus* (27%), και σε μικρότερο βαθμό από τα στρείδια των γενών *Ostrea* και *Crassostrea* (3.5%). Η παραγωγή των ειδών χαμηλού τροφικού επιπέδου (TL=2), όπως τα δίθυρα (μύδια και στρείδια) αυξήθηκε από 2000 t το 1970 και 30.000 t το 1980, σε 112.000 t το 2011. Παράλληλα, η καλλιέργεια ενδιάμεσων (TL=3,1-4,0: π.χ. τσιπούρα *Sparus aurata*, λαβράκι *Dicentrarchus labrax* και *Dicentrarchus punctatus*) και κορυφαίων θηρευτών (TL=4,1-4,5: π.χ. ο ερυθρός τόννος *Thunnus thynnus*, ο κρانيός *Argyrosomus regius*, το μαγιάτικο *Seriola dumerili*) αυξήθηκε από 66 t το 1980 σε 257.000 t το 2011 (Tsikliras et al. 2014). Το ίδιο πρότυπο παρατηρήθηκε και όταν αντί για τα τροφικά επίπεδα που έχουν τα είδη αυτά στο φυσικό τους περιβάλλον (Stergiou et al. 2009α) χρησιμοποιήθηκαν τα πραγματικά τροφικά επίπεδα των ιχθυοτροφών τους (Tsikliras et al. 2014). Μάλιστα το τροφικό επίπεδο με βάση τις ιχθυοτροφές ήταν ακόμη πιο ψηλό (Εικόνα 5.10Α).

Το πρότυπο αυτό οφείλεται στη σταθερότητα της εκτροφής των χαμηλού τροφικού επιπέδου οστράκων τα τελευταία 20 χρόνια σε αντίθεση με τη βαθμιαία αυξανόμενη εκτροφή ψαριών ολοένα υψηλότερου τροφικού επιπέδου (Εικόνα 5.10B). Αυτό είχε ως αποτέλεσμα την αύξηση του μέσου -σταθμισμένου με την παραγωγή- τροφικού επιπέδου στη Μεσόγειο από 2,0 για το διάστημα 1970-1985 σε 3,10 το 2011. Το ίδιο συνέβη και στις χώρες με τις μεγαλύτερες παραγωγές που καλλιεργούν το 90% της συνολικής Μεσογειακής παραγωγής (για το 2004): από 2,0 (1976) σε 3,0-3,1 (1997-2004) στην Ελλάδα, από 2,0 (1970) σε 2,3 (2004) στην Ιταλία, και από 2,0 (1970) σε 2,2 (2004) στη Γαλλία (Tsikliras et al. 2010γ). Οι Pinnegar et al. (2003) αναφέρουν την καλλιέργεια ειδών χαμηλού τροφικού επιπέδου ως έναν από τους λόγους μείωσης του τροφικού επιπέδου που εντόπισαν οι Pauly et al. (1998a) και αναφέρθηκε σε προηγούμενη ενότητα.

Επιπλέον, η καλλιέργεια του ερυθρού τόννου *Thunnus thynnus* (ουσιαστικά πρόκειται για πάχυνση των νεαρών ατόμων που αλιεύονται, κλείνονται σε κλουβιά και μεγαλώνουν πριν πωληθούν) έχει αυξηθεί ραγδαία από το 1995, φτάνοντας τους 23.000 t το 2004 και 30.000 t το 2005 (Kirsch 2006), αν και ο FAO αναφέρει καλλιεργούμενη παραγωγή τόννου 535 t για το 2004. Η καλλιέργεια τόννου έχει δυσμενείς οικολογικές

επιπτώσεις που περιλαμβάνουν την παράνομη (υπερ-)αλιείωση των ήδη απειλούμενων αποθεμάτων του και την υπεραλίευση μικρότερων ψαριών για να καλύψουν τις διατροφικές του ανάγκες (CIESM 2007). Η αύξηση της καλλιέργειας ψαριών υψηλού τροφικού επιπέδου δείχνει ότι η Μεσογειακή βιομηχανία υδατοκαλλιέργειών είναι αμιγής καταναλωτής ψαριών, καθώς τα ψάρια υψηλού τροφικού επιπέδου χρειάζονται μεγάλες ποσότητες τροφής που προέρχονται από την αλιεία των μικρών πελαγικών ψαριών (Stergiou et al. 2009α).



Εικόνα 5.10. (Α) Μέσο -σταθμισμένο με την παραγωγή- τροφικό επίπεδο των εκτρεφόμενων ειδών στη Μεσόγειο υπολογισμένο με βάση το τροφικό τους επίπεδο στο περιβάλλον () και αυτό των ιχθυοτροφών τους () και (Β) παραγωγή εκτρεφόμενων οστράκων () και ψαριών () για την περίοδο 1980-2011 (τροποποιημένη από Tsikliras et al. 2014).

Η πρακτική αυτή θέτει επίσης και σημαντικά ηθικά και κοινωνικο-οικονομικά ζητήματα, αφού τα μικρά αυτά πελαγικά ψάρια που αλιεύονται κυρίως στις ακτές της Αφρικής και της νότιας Αμερικής θα μπορούσαν να αποτελέσουν τροφή για τους πληθυσμούς των φτωχών αυτών περιοχών, ενώ τώρα καταλήγουν στο πιάτο των εύπορων καταναλωτών του βόρειου ημισφαιρίου (Naylor et al. 2000, Stergiou et al. 2009α, Tsikliras et al. 2014). Μία λύση φαίνεται να είναι η επιστροφή στις οικολογικότερες εκτροφές ειδών χαμηλού τροφικού επιπέδου (Tsikliras et al. 2014). Μία άλλη λύση αφορά την αντικατάσταση των ιχθυαλεύρων στις ιχθυοτροφές με φυτικά προϊόντα και υποκατάστατα, που αποτελεί έρευνα αιχμής στον τομέα των ιχθυοεκτροφών.

Οι μονάδες ιχθυοεκτροφών έχουν μια σειρά από δευτερεύουσες επιδράσεις στο περιβάλλον. Σε ολιγοτροφικές περιοχές η συγκέντρωση των μονάδων αυτών οδήγησε σε αύξηση της βιομάζας και της αφθονίας των ψαριών χωρίς να επηρεάσει τη βιοποικιλότητά τους (Machias et al. 2004, 2005), ενώ ταυτόχρονα οδήγησε σε ενίσχυση της αλιείας σε κοντινές περιοχές όπου παρατηρήθηκε αύξηση των συλλήψεων (Machias et al. 2006). Ανάλογα φαινόμενα δεν παρατηρούνται σε μεσοτροφικές περιοχές, όπου η επίδραση της συγκέντρωσης των ιχθυοτροφικών μονάδων φαίνεται να είναι ουδέτερη όσον αφορά την αλιεία και το οικοσύστημα.

5.7. Καλή περιβαλλοντική κατάσταση

Η Οδηγία για τη Θαλάσσια Στρατηγική στοχεύει στην προαγωγή της αειφόρου χρήσης των θαλασσών, τη διατήρηση των θαλάσσιων οικοσυστημάτων και την προστασία των βασικών πόρων από τους οποίους εξαρτώνται οι κοινωνικές και οικονομικές δραστηριότητες που σχετίζονται με τη θάλασσα. Στην οδηγία αναφέρονται 11 χαρακτηριστικά ποιοτικής περιγραφής για τον προσδιορισμό της καλής περιβαλλοντικής κατάστασης των θαλασσών (δείκτες), από τα οποία τα 4 (οι δείκτες 1, 2, 3 και 4 όπως περιγράφηκαν στην προηγούμενη ενότητα) επηρεάζονται άμεσα από την αλιευτική δραστηριότητα και αναλύονται παρακάτω.

Σύμφωνα με τα χαρακτηριστικά ποιοτικής περιγραφής για τον προσδιορισμό της καλής περιβαλλοντικής κατάστασης (Παράρτημα Ι της Οδηγίας για τη Θαλάσσια Στρατηγική 2008/56/ΕΚ):

- ο δείκτης 1 αναφέρει ότι «η βιοποικιλότητα διατηρείται. Η ποιότητα και η συχνότητα των ενδιαιτημάτων και η κατανομή και αφθονία των ειδών είναι σύμφωνες με τις ισχύουσες φυσιογραφικές, γεωγραφικές και κλιματικές συνθήκες»,
- ο δείκτης 2 ότι «η εισαγωγή μη αυτόχθονων ειδών από τις ανθρώπινες δραστηριότητες είναι σε επίπεδα που δεν αλλοιώνουν δυσμενώς τα οικοσυστήματα»,
- ο δείκτης 3 ότι «οι πληθυσμοί όλων των εμπορικά εκμεταλλεύσιμων ιχθύων, των μαλακίων και των οστρακοδέρμων βρίσκονται σε ασφαλή όρια από βιολογική άποψη, παρουσιάζοντας μια κατανομή του πληθυσμού ανά ηλικία και ανά μέγεθος που δείχνει την καλή κατάσταση του αποθέματος», και
- ο δείκτης 4 ότι «όλα τα στοιχεία των δικτύων θαλάσσιας τροφής, στο βαθμό που είναι γνωστά, υπάρχουν σε συνθήκες φυσιολογικής αφθονίας και ποικιλίας και σε επίπεδα ικανά να εξασφαλίσουν τη μακροπρόθεσμη αφθονία των ειδών και τη διατήρηση της πλήρους αναπαραγωγικής ικανότητάς τους».

Γίνεται, συνεπώς, κατανοητό ότι η προτεινόμενη πράξη που περιλαμβάνει την πλήρη και ακριβή καταγραφή όλων των οργανισμών που αλιεύονται και την εκτίμηση των αποθεμάτων και των οικολογικών δεικτών για το σύνολο των ελληνικών θαλασσών θα συμβάλλει καθοριστικά στην αξιολόγηση της καλής περιβαλλοντικής κατάστασης των δεικτών 1 (άμεσα, με τη χρήση δεικτών ποικιλότητας και του θαλάσσιου τροφικού δείκτη), 2 (άμεσα, με την καταγραφή αλλόχθονων ειδών στη σύνθεση των αλιευμάτων όλων των εργαλείων και κατηγοριών αλιείας), 3 (άμεσα, με τον υπολογισμό των αλιευτικών μοντέλων εκτίμησης αποθεμάτων) και 4 (έμμεσα, με τη χρήση οικολογικών μοντέλων) και με αυτόν τον τρόπο θα επιτρέψει την αξιολόγηση της επίδρασης της αλιείας στους οργανισμούς, τη βιοποικιλότητα, τα τροφικά πλέγματα και, συνεπώς, το οικοσύστημα.

Προτεινόμενη βιβλιογραφία κεφαλαίου

Εκτός από τις εκδόσεις του FAO, οι οποίες και σε αυτήν την περίπτωση είναι αρκετές, το σημαντικότερο σύγγραμμα για την επίδραση της αλιείας στα θαλάσσια οικοσυστήματα είναι η εργασία των Jennings & Kaiser (1998). Επίσης, το βιβλίο των Jennings et al. (2001) περιέχει τέσσερα κεφάλαια για την επίδραση της αλιείας στους πληθυσμούς, τις βενθικές βιοκοινωνίες, τα ενδιαιτήματα και την αλληλεπίδραση με θαλασσοπούλια και θαλάσσια θηλαστικά. Τέλος, ο δεύτερος τόμος του δίτομου βιβλίου των Hart & Reynolds (2004) περιέχει δύο κεφάλαια για την οικοσυστημική επίδραση της αλιείας και την αλιεία ως απειλή για τη διατήρηση των ψαριών.

Ασκήσεις

- 1.** Να βρεθεί μια δημοσιευμένη εργασία, σε οποιαδήποτε περιοχή του κόσμου, με αντικείμενο τη διακύμανση του μέσου τροφικού επιπέδου των αλιευμάτων και να περιγραφούν τα αποτελέσματά της σε 10-15 γραμμές. Διαπιστώθηκε ή όχι συρρίκνωση του τροφικού πλέγματος; Να τεκμηριωθεί η απάντηση και γίνει πλήρης βιβλιογραφική αναφορά της εργασίας που χρησιμοποιήθηκε.
- 2.** Αλληλεπίδραση θαλάσσιων θηλαστικών, ερπετών και θαλασσοπουλιών με την αλιεία. Να συζητηθεί μια από τις παραπάνω κατηγορίες σε 300 λέξεις, με τη χρήση τουλάχιστον 5 δημοσιευμένων εργασιών και την παράθεση των αντίστοιχων βιβλιογραφικών αναφορών.
- 3.** Αλιεία και υδατοεκτροφές. Φίλοι ή εχθροί; Να απαντηθεί/συζητηθεί το ερώτημα σε 300 λέξεις, με τη χρήση τουλάχιστον 3 δημοσιευμένων εργασιών και την παράθεση των αντίστοιχων βιβλιογραφικών αναφορών.

6. Ηλικία

Σύνοψη

Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζονται οι τρόποι εκτίμησης της ηλικίας των ψαριών από σκελετικές δομές και κατά μήκος συνδέσεις, η αξιολόγηση της εγκυρότητας της εκτίμησης της ηλικίας, οι σχέσεις ακτίνας σκελετικής δομής και σωματικού μήκους, διάφορες μέθοδοι για τον ανάδρομο υπολογισμό του μήκους ανά ηλικία, οι κλείδες ηλικίας-μήκους και η μακροβιότητα των ψαριών. Οι φοιτητές θα αποκτήσουν δεξιότητες σχετικά με την προσδιορισμό της ηλικίας των ψαριών.

Εισαγωγή

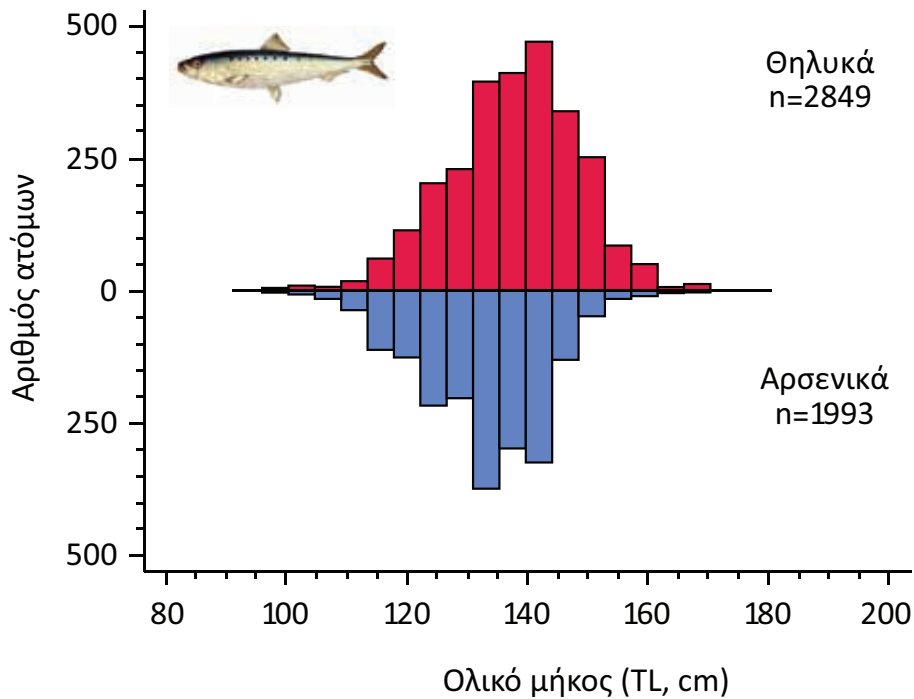
Η γνώση της ηλικίας των ψαριών είναι σημαντικό εργαλείο στην αλιευτική έρευνα, καθώς τα ηλικιακά δεδομένα των εκμεταλλεύσιμων πληθυσμών είναι βασική δημογραφική συνιστώσα για τη μελέτη της πληθυσμιακής δυναμικής τους. Η ηλικιακή σύνθεση των πληθυσμών αποτελεί τη βάση για τον υπολογισμό του ρυθμού αύξησης, της θνησιμότητας και της παραγωγικότητας, γεγονός που την καθιστά ίσως τη σημαντικότερη βιολογική παράμετρο (Campana 2001). Η ηλικιακή σύνθεση ενός αποθέματος δείχνει και το βαθμό στον οποίο η αλιεία επηρεάζει κάθε ηλικιακή κλάση και επιτρέπει την εξαγωγή συμπερασμάτων για τη διαχείριση των αποθεμάτων και την επιβολή περιοριστικών μέτρων στην αλιευτική δραστηριότητα. Η ηλικιακή σύνθεση (μαζί με την κατά μήκος σύνθεση) των αποθεμάτων αποτελεί δείκτη περιγραφής της καλής περιβαλλοντικής κατάστασης της θάλασσας στην Οδηγία για τη Θαλάσσια Στρατηγική (Κεφάλαιο 5). Στον δείκτη αυτόν δίνεται έμφαση στην παρουσία ατόμων μεγάλης ηλικίας (και μήκους) στο απόθεμα.

6.1. Προσδιορισμός ηλικίας

Για τον προσδιορισμό της ηλικίας στους θαλάσσιους οργανισμούς χρησιμοποιούνται κατά κύριο λόγο η ανάλυση συχνοτήτων μηκών ή αλλιώς η κατά μήκος πληθυσμιακή σύνθεση ενός πληθυσμού (Pauly 1987, De Vries & Frie 1996) και η αποτύπωση της περιοδικότητας της αύξησης σε σκελετικές δομές όπως οι ωτόλιθοι, οι σπόνδυλοι, οι άκανθες, οι ακτίνες και τα λέπια στα ψάρια και το κέλυφος στα δίθυρα (Bagenal 1974, Casselman 1987, Campana 2001).

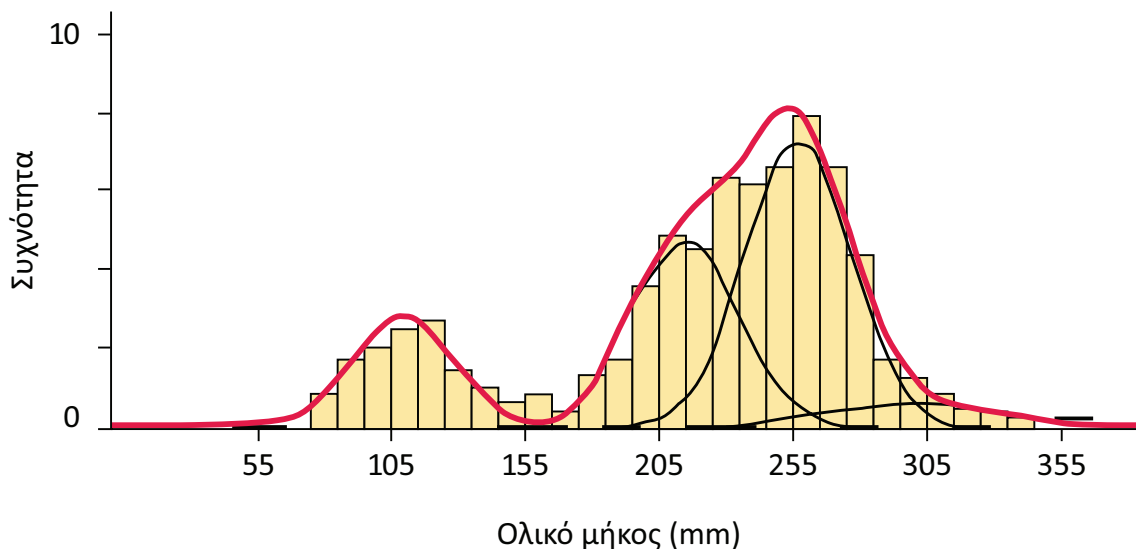
6.1.1. Κατά μήκος πληθυσμιακή σύνθεση

Για τον προσδιορισμό της ηλικίας με τη χρήση συχνοτήτων μηκών της κατά μήκος πληθυσμιακής σύνθεσης (Εικόνα 6.1) συλλέγονται μεγάλα δείγματα (>5000 άτομα) αντιπροσωπευτικά ολόκληρου του εύρους μηκών του πληθυσμού, τα οποία σε γενικές γραμμές δείχνουν κατανομές με πολλά μέγιστα (Sparre et al. 1989).



Εικόνα 6.1. Κατά μήκος σύνθεση των θηλυκών και αρσενικών ατόμων σαρδέλας *Sardina pilchardus* στον Κόλπο Καβάλας την περίοδο 2000-2002 (τροποποιημένη από Tsikliras & Koutrakis 2013).

Προκειμένου να διασφαλιστεί η αντιπροσωπευτικότητα του δείγματος συλλέγονται πολλά τυχαία υπό-δείγματα τα οποία σταθμίζονται με την ποσότητα που αντιπροσωπεύουν (π.χ. μέγεθος – βάρος αλιεύματος). Η εκτίμηση της ηλικίας βασίζεται στην υπόθεση ότι κάθε ένα από τα μέγιστα αποτελείται από τα κυρίαρχα μήκη κάθε ηλικιακής κλάσης (Casselman 1987). Αυτή η μέθοδος (Εικόνα 6.2), που συχνά ονομάζεται Petersen από τον πρώτο που την χρησιμοποίησε (Petersen 1891), είναι χρήσιμη για είδη που ζουν λίγα χρόνια ή για τα πρώτα χρόνια της ζωής ειδών που ζουν πολλά χρόνια. Έχει δε περιορισμένη εφαρμογή σε είδη με μικρή αύξηση που ζουν περισσότερο από δέκα χρόνια (Bond 1996). Επίσης, χρησιμοποιείται για οργανισμούς στους οποίους δεν μπορεί να εφαρμοστεί άλλος τρόπος εκτίμησης ηλικίας (π.χ. δεκάποδα καρκινοειδή).



Εικόνα 6.2. Ανάλυση της συνολικής κατά μήκος σύνθεσης ενός υποθετικού αποθέματος στις επιμέρους κανονικές κατανομές μηκών, κάθε μια από τις οποίες θεωρείται ότι αποτελεί μια ηλικιακή κλάση.

Η αποτελεσματικότητα της μεθόδου αυτής επηρεάζεται αρνητικά από παράγοντες που αυξάνουν τη διασπορά της αύξησης μεταξύ των ατόμων (Casselman 1987), και για τον λόγο αυτόν δεν πρέπει να χρησιμοποιείται σε πληθυσμούς που δεν παρουσιάζουν ομοιόμορφη αύξηση μεταξύ των ατόμων τους. Η

ανομοιόμορφη αύξηση μεταξύ των ατόμων μιας γενεάς ή ενός πληθυσμού είναι φυσιολογική αλλά ενισχύεται από την εκτεταμένη αναπαραγωγική περίοδο που παρατηρείται σε πολλά είδη (Tsikliras et al. 2010). Όταν εμφανίζεται ισχυρή αλληλοεπικάλυψη μεταξύ των ηλικιακών κλάσεων, είναι αναγκαίες πρόσθετες πληροφορίες σχετικές με τη βιολογία του οργανισμού ή επιπλέον δειγματοληψίες (Macdonald 1987).

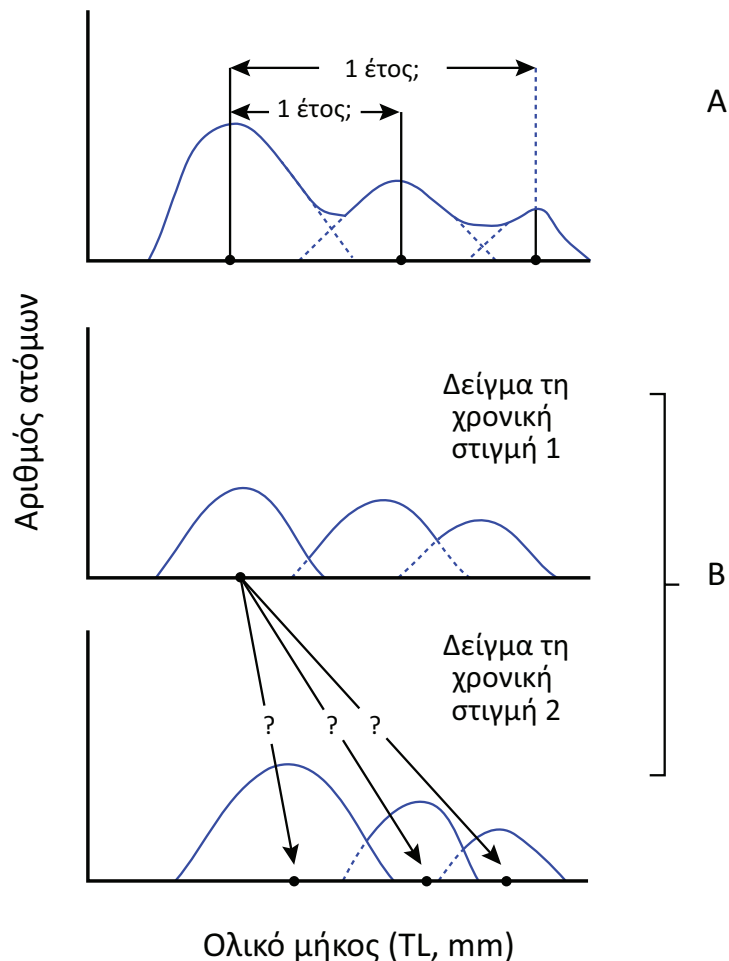
Προϋπόθεση για τη χρήση της μεθόδου ανάλυσης συχνοτήτων μηκών είναι η στενή αναπαραγωγική περίοδος, η περιορισμένη χρονικά είσοδος των νεαρών ατόμων στον αλιεύσιμο πληθυσμό και η μη-επιλεκτική δειγματοληψία (Casselman 1987). Οι παραπάνω προϋποθέσεις απαιτούνται για να ελαχιστοποιηθεί η αλληλοεπικάλυψη μεταξύ των ηλικιακών κλάσεων (Macdonald 1987). Αν και η μέθοδος αυτή δεν απαιτεί την ανάγνωση ηλικίας από σκελετικές δομές, εντούτοις η ερμηνεία των αποτελεσμάτων της είναι πολύ πιο αξιόπιστη αν διασταυρωθεί με ηλικιακά δεδομένα από ανάγνωση σκελετικών δομών (Sparre et al. 1989). Πρόκειται για μια ανεξάρτητη μέθοδο εκτίμησης της ηλικίας που μπορεί να χρησιμοποιηθεί για να επιβεβαιώσει την εκτίμηση της ηλικίας από τις σκελετικές δομές. Χρειάζεται όμως ιδιαίτερη προσοχή, γιατί ενδεχόμενη λάθος εκτίμηση ενός μέγιστου μπορεί να οδηγήσει σε λανθασμένο προσδιορισμό όλων των ηλικιακών κλάσεων.

Όπως αναφέρθηκε στην εισαγωγή (Κεφάλαιο 1), η αλιευτική επιστήμη θεμελιώθηκε στις αρχές του προηγούμενου αιώνα και οι μελέτες των αποθεμάτων του Ατλαντικού γάδου *Gadus morhua* και της ρέγκας *Clupea harengus* στη Βόρεια Θάλασσα θεωρήθηκαν υποδειγματικές για την εξέλιξή της (Gulland 1983, Pauly 1987). Η ανάπτυξη και η εξάπλωση της αλιευτικής επιστήμης στις αναπτυσσόμενες χώρες άρχισε μετά τον 2^ο Παγκόσμιο Πόλεμο. Όμως, πολλές από τις μεθόδους που εφαρμόστηκαν σε είδη των εύκρατων και υποαρκτικών οικοσυστημάτων δεν μπορούσαν να εφαρμοστούν σε είδη των τροπικών και υποτροπικών οικοσυστημάτων, γιατί οι ετήσιοι δακτύλιοι στις σκελετικές δομές των ψαριών στα οικοσυστήματα αυτά δεν είναι ευκρινείς, καθώς οι εποχικές αλλαγές της θερμοκρασίας δεν είναι τόσο έντονες στις τροπικές και υποτροπικές περιοχές (Qasim 1973, Longhurst & Pauly 1987). Έτσι, πριν από την ανακάλυψη των ημερήσιων δακτυλίων στις σκελετικές δομές των τροπικών και υποτροπικών ψαριών (Pannella 1971, 1980), η αλιευτική έρευνα στις περιοχές αυτές στηριζόταν αποκλειστικά στην ανάλυση στοιχείων μήκους. Η ανάλυση της κατά μήκος σύνθεσης παραμένει ακόμα και σήμερα η πλέον διαδεδομένη μέθοδος για τον προσδιορισμό της ηλικίας των τροπικών ψαριών, όταν δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί η μέθοδος των σκελετικών δομών, είτε για οικονομικούς λόγους, είτε λόγω της περιορισμένης εποχικότητας της αύξησης (Tesch 1971, Sparre et al. 1989, Wootton 1998). Σημαντικό πλεονέκτημα της μεθόδου της κατά μήκος πληθυσμιακής σύνθεσης είναι ότι δεν είναι απαραίτητο να θανατωθεί, ούτε να παραμορφωθεί ο οργανισμός για την εφαρμογή της. Αρκεί η αναισθητοποίησή του και η μέτρηση του μήκους του, μετά την οποία ο οργανισμός μπορεί να απελευθερωθεί στο περιβάλλον.

Μέθοδος Petersen

Όπως αναφέρθηκε παραπάνω, από την κατά μήκος σύνθεση ενός ιχθυοπληθυσμού σε μια συγκεκριμένη χρονική στιγμή είναι δυνατή η αναγνώριση των κορυφών ή των μέσων μηκών που αντιστοιχούν σε σχετικές ηλικίες. Το γεγονός αυτό επιτρέπει την εκτίμηση της κάθε ηλικίας και του μέσου μήκους σε κάθε ηλικία.

Η μέθοδος Petersen (Petersen 1891) βρήκε μεγάλη εφαρμογή στην αρχή του προηγούμενου αιώνα στον βόρειο Ατλαντικό (βλέπε ανασκόπηση από Thompson 1942). Ο Thompson (1942) ήταν τόσο σίγουρος για την αποτελεσματικότητα και υπεροχή της μεθόδου αυτής, ώστε δεν αποδεχόταν τα αποτελέσματα του Lea (1911, 1913) που αφορούσαν τη βιολογία της ρέγκας *Clupea harengus* στη Βόρεια Θάλασσα και είχαν προκύψει από την ανάγνωση της ηλικίας στα λέπια (Pauly 1987). Σύμφωνα με τον Pauly (1987), η διαμάχη ανάμεσα στους Thompson και Lea καθυστέρησε την ανάπτυξη της αλιευτικής επιστήμης στην Ευρώπη για δέκα τουλάχιστον χρόνια και συνέβαλε σημαντικά στην επιφυλακτικότητα των ερευνητών σχετικά με τη μεθοδολογία που στηρίζεται αποκλειστικά σε μήκη. Παρ' όλα αυτά σήμερα, με την ανάπτυξη των ηλεκτρονικών υπολογιστών, οι μέθοδοι εκτίμησης παραμέτρων της δυναμικής των ιχθυοαποθεμάτων αποκλειστικά από στοιχεία μήκους έχουν αναπτυχθεί σημαντικά και χρησιμοποιούνται από πολλούς ερευνητές στις παρακάτω κύριες περιπτώσεις (Pauly & Morgan 1987, Sparre et al. 1989): (α) όταν δεν υπάρχουν άλλες πληροφορίες για τη βιολογία ενός είδους και (β) για την επαλήθευση των εκτιμήσεων που προκύπτουν από την ανάγνωση των σκελετικών κατασκευών, επειδή αυτή συνοδεύεται συνήθως από αβεβαιότητα ως προς την ορθή εκτίμηση της ηλικίας και συνεπώς της αύξησης και (γ) για υδρόβιους οργανισμούς χωρίς σκελετικές δομές στις οποίες θα μπορούσε να είχε αποτυπωθεί η αύξηση. Η μέθοδος Petersen παρουσιάζεται γραφικά στην Εικόνα 6.3, όπου φαίνεται ότι όταν η αντιστοίχιση κορυφών σε σχετικές ηλικίες, που είναι υποκειμενική, δεν είναι σωστή, τότε τα μέσα μήκη ανά ηλικία δεν θα ανταποκρίνονται στην πραγματικότητα.



Εικόνα 6.3. Βασικές αρχές των μεθόδων ανάλυσης κατά μήκος συνθέσεων. (A) Εφαρμογή της μεθόδου Petersen σε μια κατά μήκος σύνθεση, όπου είναι φανερό ότι κάποιος πρέπει να υποθέσει το χρονικό διάστημα ανάμεσα στις διαδοχικές κορυφές μηκών που αντιστοιχούν σε διαδοχικές ηλικίες. (B) Εφαρμογή της ανάλυσης των προοδευτικών κορυφών σε κατά μήκος συνθέσεις που αντιστοιχούν σε δυο διαδοχικά χρονικά διαστήματα. Στην περίπτωση αυτή το πρόβλημα είναι η αναγνώριση των κορυφών που σχετίζονται μεταξύ τους.

Πρέπει να τονιστεί ότι στη βιβλιογραφία υπάρχει μεγάλη σύγχυση σχετικά με την ορολογία που αφορά τις μεθόδους ανάλυσης των κατά μήκος συνθέσεων. Έτσι ο όρος “μέθοδος Petersen” αφορά την ανάλυση της κατά μήκος σύνθεσης των ατόμων ενός δείγματος σε μια συγκεκριμένη χρονική στιγμή. Η ανάλυση μιας κατά μήκος σύνθεσης μπορεί να γίνει με το μάτι, όπως ακριβώς εφαρμόστηκε από τον Petersen, αλλά και με πιο σύγχρονες μαθηματικές μεθόδους (π.χ. Harding 1949, Gassie 1954, Bhattacharya 1967, Abramson 1970, Schnute & Fournier 1980, για ανασκόπηση της βιβλιογραφίας βλέπε Pauly & Morgan 1987) μεγαλύτερης ακρίβειας και αξιοπιστίας. Η πιο διαδεδομένη μέθοδος είναι η Bhattacharya (Bhattacharya 1967).

Μέθοδος Bhattacharya

Σύμφωνα με την παραμετρική μέθοδο Bhattacharya (Bhattacharya 1967), η κατά μήκος σύνθεση των ατόμων ενός δείγματος μιας συγκεκριμένης χρονικής στιγμής αναλύεται σε επιμέρους κανονικές κατανομές που αντιστοιχούν σε διαδοχικές ηλικίες (με την προϋπόθεση ότι η κατανομή των μηκών σε κάθε ηλικία είναι κανονική). Ο διαχωρισμός μιας κατά μήκος σύνθεσης σε επιμέρους κανονικές κατανομές επιτυγχάνεται με το γράφημα της σχέσης των λογαρίθμων των συχνοτήτων των διαδοχικών κλάσεων μήκους (Εικόνα 6.4). Σε μαθηματικούς όρους, αν $f(x)$ είναι ο αριθμός των παρατηρήσεων (συνήθως αναφέρεται ως συχνότητα) της κλάσης μήκους με μέσο μήκος x , τότε σύμφωνα με τη μέθοδο αυτή υπολογίζεται το $b_i(x)$:

$$b_i(x) = \ln \frac{f(x+1)}{f(x)}$$

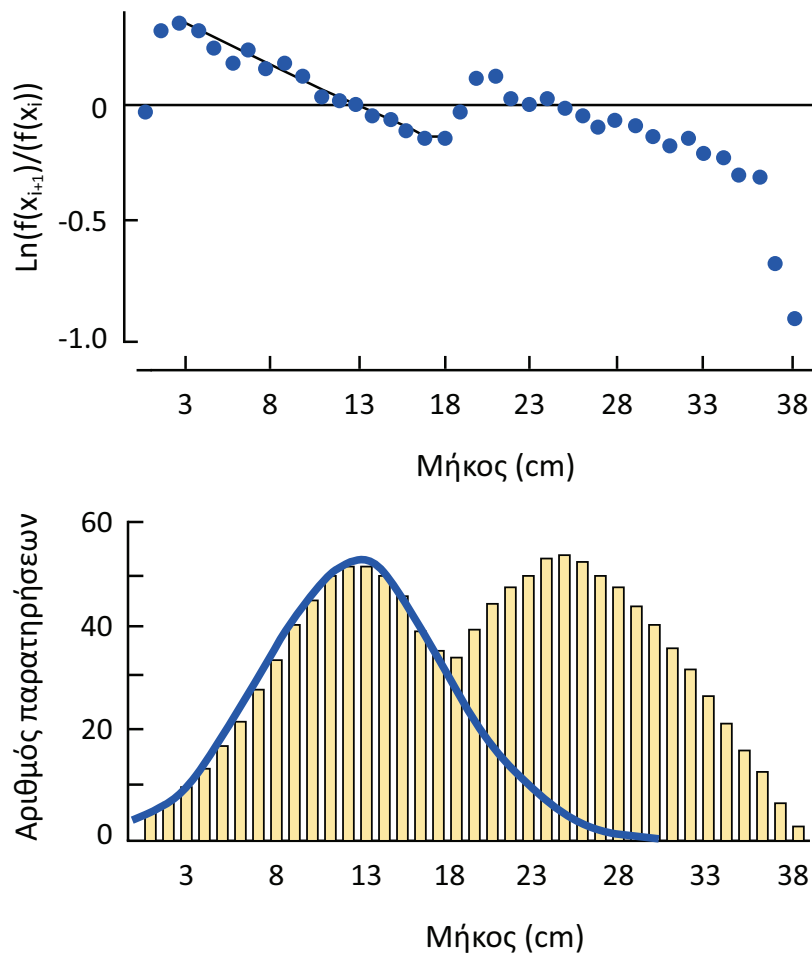
6.1

και στη συνέχεια γίνεται το γράφημα του $b_i(x)$ με το μέσο μήκος της κλάσης x . Μια κανονική κατανομή

εμφανίζεται ως μια σειρά τιμών που σχηματίζουν ευθεία με αρνητική κλίση (Εικόνα 6.4) στις οποίες προσαρμόζεται η γραμμική εξίσωση:

$$b_i(x) = a + bx$$

6.2

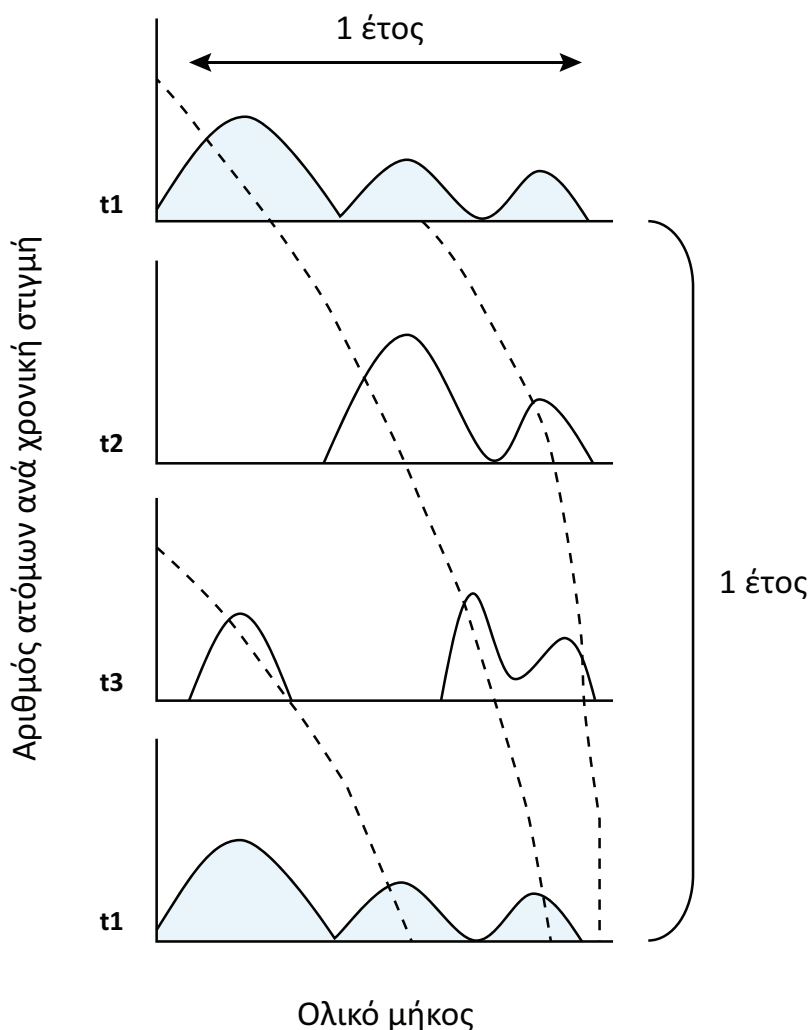


Εικόνα 6.4. Διαχωρισμός μιας υποθετικής κατά μήκος σύνθεσης σε συνισταμένες κανονικές κατανομές με τη μέθοδο Bhattacharya.

Το πρόγραμμα στατιστικό αλιευτικό λογισμικό FISAT περιλαμβάνει ένα πρόγραμμα για την εφαρμογή της μεθόδου Bhattacharya. Ο χρήστης επιλέγει τα διαδοχικά σημεία τα οποία θεωρεί ότι αποτελούν μια κανονική κατανομή και το πρόγραμμα παρέχει τις εκτιμήσεις του μέσου μήκους και της τυπικής απόκλισης της κατανομής. Στη συνέχεια, από τα ζευγάρια τιμών των μέσων μηκών και της υποθετικής ηλικίας υπολογίζονται οι παράμετροι αύξησης με μια από τις μεθόδους που περιγράφονται στο Κεφάλαιο 7.

Ανάλυση προοδευτικών κορυφών

Η μέθοδος της **ανάλυσης προοδευτικών κορυφών** (Modal Progression Analysis) χρησιμοποιείται για την ανάλυση πολλών κατά μήκος συνθέσεων που αντιστοιχούν σε διαφορετικές χρονικές στιγμές (Εικόνα 6.5). Σύμφωνα με τη μέθοδο αυτή, η μελέτη της αύξησης στηρίζεται στη μετατόπιση των κορυφών της κατά μήκος σύνθεσης στη διάρκεια του χρόνου (Longhurst & Pauly 1987, Gayanilo et al. 2005). Συγκεκριμένα, αναγνωρίζονται οι κορυφές που αντιστοιχούν σε σχετικές ηλικίες για όλες τις χρονικές στιγμές. Η αναγνώριση αυτή γίνεται με τη μέθοδο Petersen ή κάποια παραλλαγή της. Στη συνέχεια, αναγνωρίζονται οι κορυφές που αντιστοιχούν στην ίδια γενεά. Έτσι επιτρέπεται η παρακολούθηση της καμπύλης αύξησης ή της αύξησης σε μήκος ανάμεσα στις δύο κορυφές τη συγκεκριμένη χρονική περίοδο. Οι παράμετροι αύξησης υπολογίζονται, στη συνέχεια, σύμφωνα με κάποια από τις γνωστές μεθόδους που αναφέρθηκαν παραπάνω. Για τη μέθοδο αυτή το κρίσιμο σημείο δεν είναι η αντιστοίχιση των σχετικών ηλικιών σε διάφορες κορυφές μηκών, όπως συμβαίνει με τη μέθοδο Petersen, αλλά το πώς συνδέονται στο χρόνο οι κορυφές που αντιστοιχούν στην ίδια γενεά (Εικόνα 6.5).

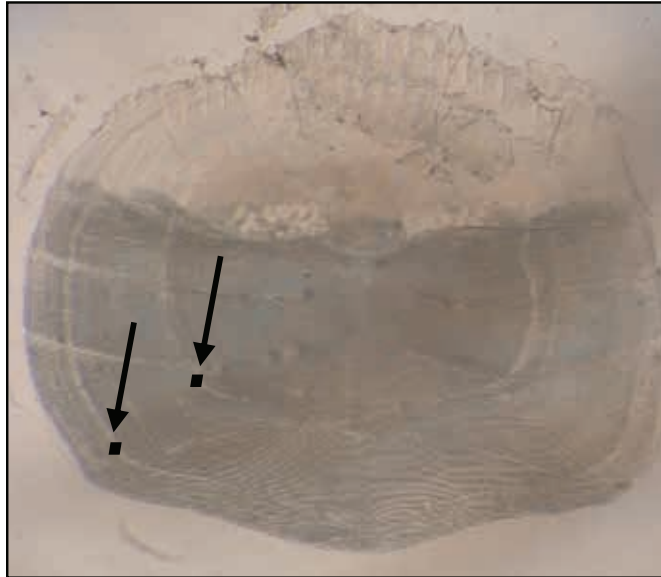


Εικόνα 6.5. Εφαρμογή της ολοκληρωμένης μεθόδου σε υποθετικές κατά μήκος συνθέσεις. Η αντιστοίχιση σχετικών ηλικιών στην τρίτη κορυφή του δείγματος της χρονικής στιγμής t_1 επιβεβαιώνεται από την ανάλυση προοδευτικών κορυφών, που δείχνει μια καμπύλη αύξησης να περνά από τις κύριες κορυφές τις χρονικές στιγμές t_1 , t_2 και t_3 και από την τρίτη κορυφή τη χρονική στιγμή t_1 μετά από ένα χρόνο.

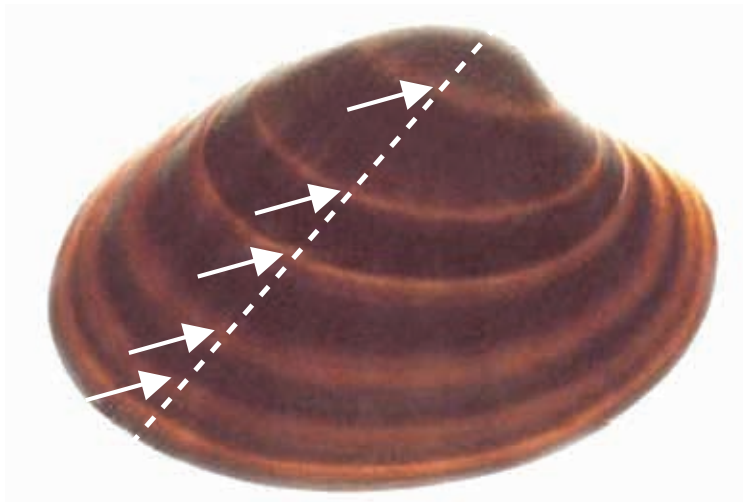
6.1.2. Σκελετικές δομές

Ένα χαρακτηριστικό γνώρισμα της αύξησης πολλών θαλάσσιων οργανισμών είναι η περιοδικότητά της, που αποτυπώνεται κατά τη διάρκεια του χρόνου στις σκελετικές δομές με τη μορφή δακτυλίων ή ζωνών (Bagenal 1974, Summerfelt & Hall 1987). Συνήθως, η αύξηση είναι γρηγορότερη τη θερμή περίοδο και πιο αργή την ψυχρή περίοδο. Αυτό αποτυπώνεται στις σκελετικές δομές με μια ξεχωριστή ζώνη που ονομάζεται δακτύλιος (De Vries & Frie 1996). Έτσι, κάθε σκελετική δομή που παρουσιάζει δακτυλίους με γνωστή περιοδικότητα μπορεί να χρησιμοποιηθεί για τον υπολογισμό της ηλικίας.

Στα ψάρια χρησιμοποιούνται συχνότερα τα λέπια (Εικόνα 6.6) και οι ωτόλιθοι (Πλαίσιο 6.1), ενώ άλλες σκελετικές δομές, όπως οι ακτίνες των πτερυγίων (Rien & Beamesderfer 1994), οι άκανθες (McFarlane & Beamish 1987), οι σπόνδυλοι (Martin & Cailliet 1988), τα νευρικά τόξα (McFarlane et al. 2002), τα δόντια και διάφορα άλλα οστά (Sharma & Borgström 2007) χρησιμοποιούνται περιστασιακά (De Vries & Frie 1996). Ανάλογες σκελετικές δομές (κέλυφος) χρησιμοποιούνται και στα δίθυρα (Leontarakis & Richardson 2004) που σχηματίζουν ετήσιους δακτυλίους (Εικόνα 6.7). Η ερμηνεία της ηλικίας βασίζεται στην υπόθεση ότι οι ετήσιοι δακτύλιοι σχηματίζονται σε σταθερή συχνότητα και ότι η απόσταση μεταξύ τους είναι ανάλογη της αύξησης (Campana & Neilson 1985). Οι ηλικιακές κλάσεις καθορίζονται με βάση τον αριθμό των δακτυλίων αφού έχει πρώτα επιβεβαιωθεί ο σχηματισμός ενός δακτύλιου κάθε έτος, όταν δηλαδή οι δακτύλιοι είναι ετήσιοι.



Εικόνα 6.6. Λέπι φρίσσας *Sardinella aurita* με δύο ετήσιους δακτύλιους (βέλη). Το δείγμα αλιεύτηκε στο βόρειο Αιγαίο το 2000.



Εικόνα 6.7. Κέλυφος γυαλιστερής *Callista chione* με έξι δακτύλιους (βέλη). Το δείγμα αλιεύτηκε στο βόρειο Αιγαίο.

Στο βόρειο ημισφαίριο έχει επικρατήσει η χρήση της 1^{ης} Ιανουαρίου ως ημερομηνία γέννησης των ψαριών, ενώ στο νότιο η αντίστοιχη ημερομηνία είναι η 1^η Ιουνίου (Williams & Bedford 1974). Στην αλιευτική βιολογία δεν είναι απαραίτητη η σύμπτωση της πραγματικής και της καθορισμένης (για τις ανάγκες της ανάγνωσης) ημερομηνίας γέννησης και η παραπάνω παραδοχή συνήθως γίνεται για να είναι ευκολότερη η σύγκριση των αποτελεσμάτων μεταξύ των ερευνητών. Ωστόσο, είναι αναγκαίος ο καθορισμός μιας κοινής και συγκεκριμένης ημερομηνίας γέννησης για όλα τα άτομα ενός πληθυσμού στον οποίο γίνεται εκτίμηση της ηλικίας (Williams & Bedford 1974).

Ωτόλιθοι–λέπια: πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα

Οι **ωτόλιθοι** (otoliths) αποτελούνται από τρία ζεύγη μικρών οστών (sagittae, lapilli και asterisci) που βρίσκονται στον λαβύρινθο του εσωτερικού αυτιού του ψαριού και του δίνουν την ικανότητα να λαμβάνει ήχους, να αντιλαμβάνεται την βαρύτητα και την επιτάχυνση και να προσανατολίζεται (Bond 1996). Το μεγαλύτερο ζεύγος οστών (sagittae) είναι αυτό που συνήθως χρησιμοποιείται στον προσδιορισμό της ηλικίας, ενώ σε ελάχιστες περιπτώσεις χρησιμοποιείται κάποιο από τα άλλα δύο ζεύγη οστών (Campana & Neilson 1985). Πλήρως σχηματισμένοι ωτόλιθοι υπάρχουν στο ιχθυονυμφικό στάδιο αλλά μάλλον αρχίζουν να σχηματίζονται ήδη κατά την εμβρυακή φάση του ψαριού, καθώς είναι απαραίτητοι για τον προσανατολισμό των ιχθυονυμφών, μετά την εκκόλαψη (Williams & Bedford 1974).

Τα **λέπια** (scales) που χρησιμοποιούνται για τον προσδιορισμό της ηλικίας στα ψάρια από το 1898

(Carlander 1987), είναι κερατινοειδείς προεξοχές του δέρματος που καλύπτουν και προστατεύουν το σώμα των περισσότερων ψαριών (Bond 1996). Συχνά, χρησιμοποιούνται στη συστηματική ταξινόμηση και τη μελέτη της φυσικής ιστορίας τους. Σχηματίζονται μετά τη μεταμόρφωση από αποθέσεις ιόντων ανόργανων στοιχείων, κυρίως ασβεστίου και μαγνησίου.

Τα λέπια πλεονεκτούν ως προς την ευκολότερη αφαίρεση και επεξεργασία τους, χωρίς επιπλέον να χρειάζεται να θυσιαστεί το ψάρι, ενώ μειονεκτούν ως προς τη δυσκολία ανάγνωσης μεγάλων ηλικιών (Jennings et al. 2001). Αντίθετα, το πλεονέκτημα των ωτόλιθων είναι η παρουσία ευδιάκριτων ημερησίων δακτυλίων (Pannella 1971) οι οποίοι, αν και υπάρχουν και στα λέπια, εντούτοις διακρίνονται δυσκολότερα λόγω του μικρού πάχους του λεπιού (Pannella 1974). Η χρήση των ωτόλιθων είναι προτιμότερη και εγκυρότερη σε είδη που ζουν πολλά χρόνια καθώς τα λέπια συνήθως υποτιμούν την ηλικία ειδών (και ατόμων) με μικρό ρυθμό αύξησης (Casselmann 1987). Επίσης, τα λέπια αναγεννιούνται αν καταστραφούν ή χαθούν, με αποτέλεσμα η ανάγνωση της ηλικίας που βασίζεται σε αναγεννημένα λέπια να περιέχει σφάλμα (De Vries & Frie 1996). Οι ωτόλιθοι σχηματίζονται νωρίτερα από τα λέπια στη ζωή του ψαριού και παρέχουν αντιπροσωπευτικότερη καταγραφή της αύξησης λόγω της σταθερότερης αποτύπωσης των δακτυλίων σε αυτούς από ότι στα λέπια (Campana & Neilson 1985).

Το μειονέκτημα των ωτόλιθων είναι η αλλομετρική τους αύξηση που προκαλεί συνωστισμό δακτυλίων στην άκρη τους, με αποτέλεσμα να δυσχεραίνεται η ανάγνωσή τους (Beamish & McFarlane 1987). Αξίζει να σημειωθεί ότι οι ωτόλιθοι αποτελούν συχνά το μοναδικό υπόλειμμα στο στομαχικό περιεχόμενο διάφορων οργανισμών, αλλά και σε απολιθώματα αρχαιολογικών χώρων (Fitch 1972), γεγονός που καθιστά δυνατή την αναγνώριση του είδους του απολιθωμένου ατόμου αλλά και τον προσδιορισμό της ηλικίας του από τις κλείδες μήκους σώματος-ακτίνας ωτόλιθου και τις κλείδες ηλικίας-μήκους που είναι διαθέσιμες για τα περισσότερα είδη (Echeverria 1987a).

6.2. Εγκυρότητα μεθόδων προσδιορισμού ηλικίας

Σε κάθε έρευνα στην οποία υπολογίζεται η ηλικία ενός οργανισμού είναι απαραίτητη η αξιολόγηση της εγκυρότητας της μεθόδου που χρησιμοποιείται για τον συγκεκριμένο πληθυσμό, τη συγκεκριμένη χρονική στιγμή. Έγκυρη μέθοδος είναι αυτή που είναι ακριβής και η επιτυχής αξιολόγηση της εγκυρότητας πρέπει να περιλαμβάνει όλες τις ηλικίες που υπάρχουν στο δείγμα (Beamish & McFarlane 1983). Υπάρχουν πολλές μέθοδοι για να επιβεβαιωθεί η εγκυρότητα των αποτελεσμάτων της ανάγνωσης της ηλικίας, όπως η παρακολούθηση των πληθυσμών σε ενυδρεία ή δεξαμενές, η χρήση μαρκαρισμένων ψαριών, η παρακολούθηση του ίδιου πληθυσμού για πολλά χρόνια, η σύλληψη ατόμου με γνωστή ηλικία και η συλλογή μηνιαίων δειγμάτων για τον προσδιορισμό του ακριβούς χρόνου σχηματισμού των δακτυλίων (Campana 2001, Leonardos & Tsikliras 2011).

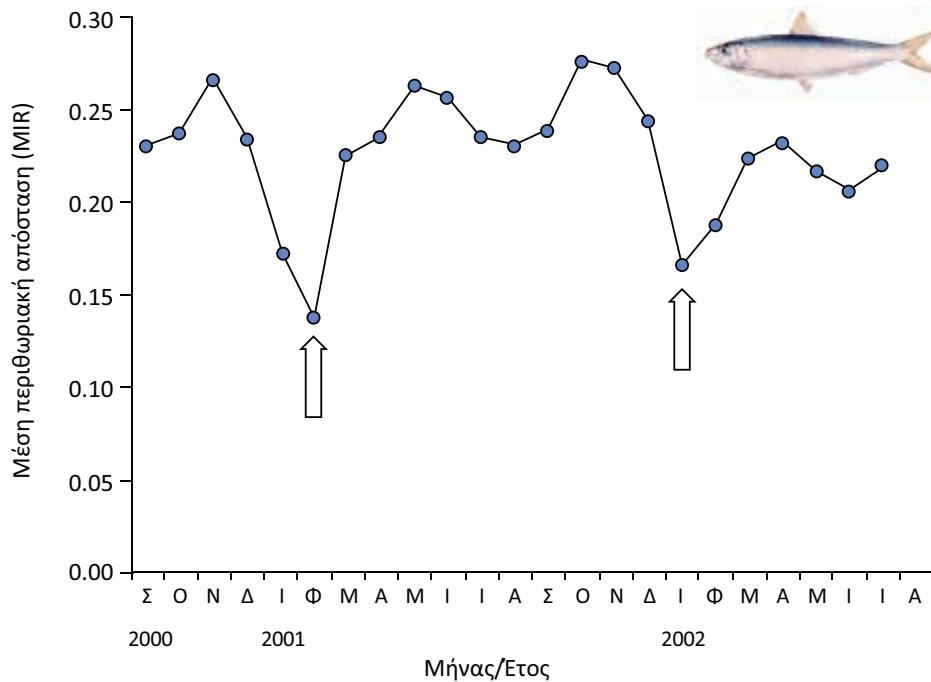
Μια από τις πιο αξιόπιστες μεθόδους είναι το χημικό μαρκάρισμα άγριων ατόμων (Beamish & McFarlane 1983) ή ατόμων σε αιχμαλωσία (Folkvord et al. 2004) με ουσίες (συνήθως αζαρίνη ή τετρακυκλίνη) που αφήνουν μόνιμο σημάδι στις σκελετικές δομές και φθορίζουν στις υπεριώδεις ακτίνες. Όταν το ψάρι επανασυλλαμβάνεται (ή ξαναμαρκάρεται αν είναι σε αιχμαλωσία), ελέγχεται ο αριθμός των δακτυλίων σε σχέση με το χρόνο που μεσολάβησε μεταξύ των δυο συλλήψεων (ή μαρκαρισμάτων). Από τις άλλες μεθόδους, η ραδιοχρονολόγηση είναι κατάλληλη για είδη που ζουν πολλά χρόνια και βασίζεται στη ραδιενεργή αποσύνθεση των ισοτόπων που έχουν ενσωματωθεί στον πυρήνα κατά τη διάρκεια της αύξησής του (Kastelle & Kimura 2006). Η μέθοδος της διασταύρωσης συνταιριάζει πρότυπα αύξησης από διάφορα δείγματα για να καθορίσει το ημερολογιακό έτος που αντιστοιχεί σε κάθε δακτύλιο και βασίζεται στην αλληλεπίδραση της αύξησης με το φυσικό περιβάλλον και τις κλιματικές μεταβολές (Black et al. 2005).

Για λόγους ευκολία και για να περιοριστεί το κόστος που είναι υψηλό στις υπόλοιπες μεθόδους, συνήθως χρησιμοποιείται η συλλογή μηνιαίων δειγμάτων για τον προσδιορισμό του ακριβούς χρόνου σχηματισμού των δακτυλίων και της περιοδικότητάς τους με τη μέθοδο της περιθωριακής απόστασης, που είναι ακατάλληλη για άτομα με μεγάλη ηλικία γιατί ο ρυθμός αύξησης είναι πολύ αργός, δηλαδή η αύξηση δεν διαφοροποιείται με το χρόνο (Κεφάλαιο 7).

Για τον υπολογισμό του χρόνου και της περιοδικότητας σχηματισμού των δακτυλίων υπολογίζεται η **περιθωριακή απόσταση** (marginal increment ratio, MIR) δηλαδή η απόσταση του τελευταίου δακτυλίου από την άκρη του λεπιού ή του ωτολίθου (Beamish & McFarlane 1983):

$$MIR = \frac{R - R_n}{R}$$

όπου R είναι η συνολική ακτίνα της σκελετικής δομής και R_n η ακτίνα του πιο πρόσφατου δακτυλίου. Η ελάχιστη τιμή της περιθωριακής απόστασης δείχνει ότι ο δακτύλιος έχει μόλις σχηματιστεί (Εικόνα 6.8).



Εικόνα 6.8. Διακύμανση της μέσης περιθωριακής απόστασης (MIR) σε τρεις ηλικιακές κλάσεις της φρίσσας *Sardinella aurita* για διάστημα δύο ολόκληρων ετών (Σεπτέμβριος 2000 - Αύγουστος 2002). Με τα βέλη διακρίνεται η ελάχιστη MIR, δηλαδή η εποχή σχηματισμού του ετήσιου δακτυλίου (τροποποιημένη από Tzikliras et al. 2005a).

6.3. Ανάδρομος υπολογισμός

Ο **ανάδρομος υπολογισμός** (back-calculation) είναι μια μέθοδος που χρησιμοποιεί το μήκος του οργανισμού και τις μετρήσεις στις σκελετικές δομές τη στιγμή της σύλληψής του με σκοπό τον υπολογισμό των μηκών της κάθε ηλικιακής κλάσης του δείγματος στις προηγούμενες διαδοχικές ηλικίες που εμφανίζονται στις σκελετικές δομές (Francis 1990, Ricker 1992). Η θεωρία του ανάδρομου υπολογισμού είναι ανεξάρτητη του μεγέθους (ολικό, μεσουραίο ή σταθερό μήκος) και της σκελετικής δομής (λέπια, ωτόλιθοι κ.λπ.) που χρησιμοποιείται για την ανάγνωση της ηλικίας (Francis 1990). Προϋπόθεση για την εφαρμογή του ανάδρομου υπολογισμού είναι η ύπαρξη μαθηματικής συνάρτησης μεταξύ του μήκους του οργανισμού και της ακτίνας της σκελετικής δομής που έχει χρησιμοποιηθεί, καθώς και η γνώση της περιοδικότητας σχηματισμού των δακτυλίων (π.χ. ετήσιοι, ημερήσιοι).

Για τη μαθηματική σχέση που συνδέει το μήκος σώματος (L) με την ακτίνα (R) της σκελετικής δομής έχουν προταθεί διάφορες μορφές. Μια από αυτές είναι η γραμμική εξίσωση (Lea 1910):

$$L=a+bR \tag{6.4}$$

στην οποία ο συντελεστής a είναι η τομή της καμπύλης με τον άξονα του σωματικού μήκους και αντιπροσωπεύει το μήκος του ψαριού τη στιγμή που αρχίζουν να δημιουργούνται τα λέπια (ή άλλες σκελετικές δομές) και ο συντελεστής b είναι η κλίση της καμπύλης. Η γραμμική εξίσωση 6.4 εφαρμόζεται σε ζευγάρια τιμών μήκους και ακτίνας και κάθε ζευγάρι τιμών αντιστοιχεί σε ένα ψάρι του δείγματος.

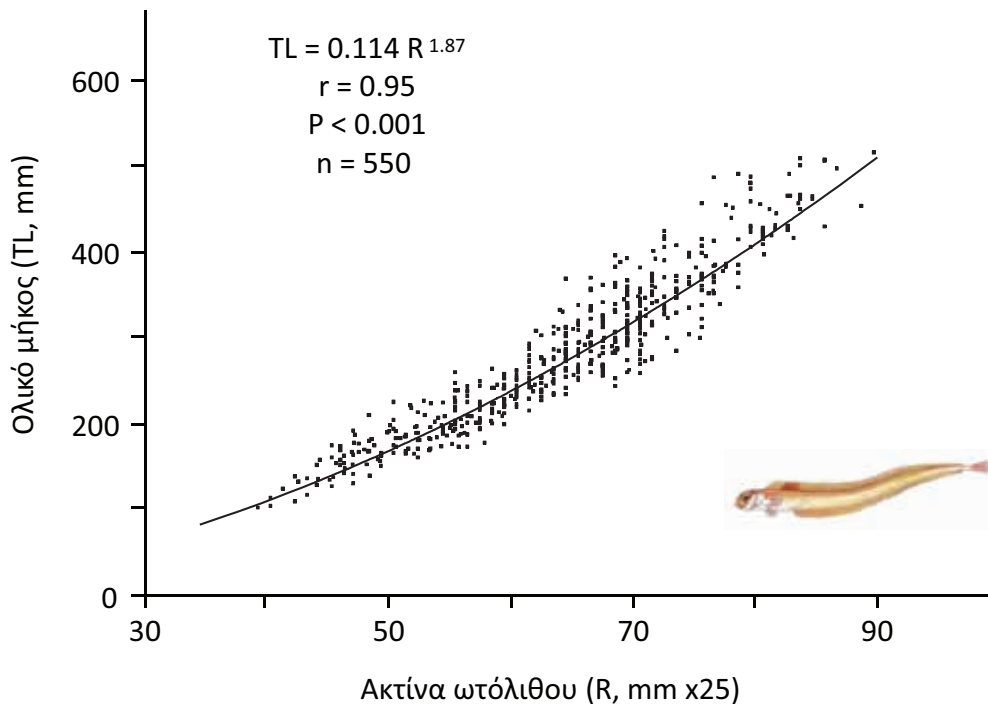
Μια άλλη σχέση που έχει χρησιμοποιηθεί από διάφορους ερευνητές είναι η εκθετική εξίσωση (Monastyrsky 1926), σύμφωνα με την οποία η σχέση είναι αλλομετρική (Εικόνα 6.9):

$$L=aR^b \tag{6.5}$$

Η εξίσωση 6.5 παίρνει, μετά από λογαριθμικό μετασχηματισμό (με χρήση φυσικού λογάριθμου, ln) τη γραμμική μορφή:

$$\ln L=\ln a+b \times \ln R \tag{6.6}$$

στην οποία ο συντελεστής a είναι η τομή της καμπύλης στον άξονα του σωματικού μήκους και αντιπροσωπεύει το μήκος του ψαριού τη στιγμή που αρχίζουν να δημιουργούνται τα λέπια (ή άλλες σκελετικές δομές) και ο συντελεστής b είναι η κλίση της καμπύλης.



Εικόνα. 6.9. Σχέση ανάμεσα στο ολικό μήκος (TL, mm) και την ακτίνα ωτόλιθου (R, mm) για τα θηλυκά άτομα της κορδέλας *Cepola macrophthalmia* στον Ευβοϊκό κόλπο (τροποποιημένη από Stergiou et al. 1992).

Ως **ανάδρομο μήκος ανά ηλικία** (back-calculated length) ορίζεται το μήκος που είχε ένα άτομο τη στιγμή που συμπληρώθηκε στη σκελετική δομή του ο ετήσιος δακτύλιος κάθε ηλικίας. Το μήκος ενός ατόμου τη στιγμή της αλίευσης είναι γνωστό ως **παρατηρούμενο μήκος** (observed length). Η σχέση που συνδέει τα δυο αυτά μήκη εξαρτάται από τον χρόνο αλίευσης του ατόμου και τον χρόνο σχηματισμού του δακτυλίου στη σκελετική δομή. Έτσι, τα ανάδρομα μήκη είναι μικρότερα από τα παρατηρούμενα μήκη σε κάθε ηλικία στην περίπτωση που το μεγαλύτερο μέρος των ατόμων του δείγματος, που χρησιμοποιείται για τον υπολογισμό των ανάδρομων μηκών έχει πιαστεί πριν τη χρονική περίοδο που σχηματίζονται οι ετήσιοι δακτύλιοι. Αντίθετα, τα ανάδρομα μήκη είναι μεγαλύτερα από τα παρατηρούμενα μήκη σε κάθε ηλικία στις περιπτώσεις που το μεγαλύτερο μέρος των ατόμων του δείγματος που χρησιμοποιείται για τον υπολογισμό των ανάδρομων μηκών έχει πιαστεί μετά τη χρονική περίοδο που σχηματίζονται οι δακτύλιοι (Tsikliras et al. 2005α).

Τα ανάδρομα μήκη υπολογίζονται από την εξίσωση που συνδέει το μήκος σώματος με την ακτίνα της σκελετικής δομής που χρησιμοποιήθηκε για την εκτίμηση της ηλικίας. Ο Lea (1910) διαπίστωσε την ύπαρξη απλής αναλογίας ανάμεσα στο μήκος σώματος και την ακτίνα της σκελετικής κατασκευής και έτσι υπολόγισε τα ανάδρομα μήκη με την εξίσωση:

$$L_n = L \times \frac{R_n}{R}$$

6.7

όπου L_n είναι το ανάδρομο μήκος σώματος του ψαριού κατά τη συμπλήρωση του n δακτυλίου, L είναι το παρατηρούμενο μήκος σώματος του ψαριού, R_n είναι η ακτίνα του δακτυλίου n και R είναι η ακτίνα της σκελετικής δομής. Η διαδικασία αυτή εφαρμόζεται για όλους τους παρατηρούμενους δακτυλίους της σκελετικής δομής και για όλα τα άτομα του δείγματος και μετά υπολογίζονται οι μέσες τιμές.

Ο Fraser (1916) και ο Lee (1920) θεώρησαν ότι τα λέπια δεν εμφανίζονται τη στιγμή της εκκόλαψης του ψαριού. Έτσι, οι δύο αυτοί ερευνητές τροποποίησαν ξεχωριστά και σχεδόν ταυτόχρονα την εξίσωση του Lea (1910) ως εξής:

$$L_n = c + [(1-c) \times L \times \left(\frac{R_n}{R}\right)]$$

6.8

όπου c είναι η σταθερά της εξίσωσης μήκους σώματος-ακτίνας λεπιού (ή άλλης σκελετικής δομής), αντι-

στοιχεί δηλαδή στην παράμετρο a της εξίσωσης 6.4. Η σταθερά c αντιπροσωπεύει το μήκος του ψαριού τη στιγμή που αρχίζουν να δημιουργούνται τα λέπια (ή οι άλλες σκελετικές δομές). Η εξίσωση 6.8 έχει βρει μεγάλη εφαρμογή στην αλιευτική βιολογία και έχει χρησιμοποιηθεί σε διάφορες παραλλαγές που περιλαμβάνουν την αντικατάσταση του μήκους ή/και της ακτίνας της σκελετικής δομής από το φυσικό λογάριθμο των μεταβλητών αυτών (Duncan 1980).

Τέλος, ο Monastyrsky (1926) υπολόγισε τα ανάδρομα μήκη απευθείας από την εκθετική εξίσωση 6.5, ενώ οι Schindowski & Tesch (1957) από την απλή γραμμική εξίσωση 6.4. Παρ' όλα αυτά, καμία από τις παραπάνω εξισώσεις δεν βρίσκει εφαρμογή σε όλα τα είδη ψαριών και κάθε φορά που πραγματοποιείται προσδιορισμός της ηλικίας σε ένα είδος θα πρέπει οι παράμετροι των εξισώσεων αυτών να υπολογίζονται από την αρχή.

6.4. Κλείδα ηλικίας-μήκους

Όταν είναι γνωστή η ηλικιακή σύνθεση ενός πληθυσμού, μπορεί να κατασκευαστεί η **κλείδα ηλικίας-μήκους** (age-length key, ALK) του είδους, στην οποία φαίνεται το ποσοστό των ατόμων κάθε κλάσης μήκους που αντιστοιχεί σε κάθε κλάση ηλικίας (Fridriksson 1934). Προϋπόθεση για την κατασκευή κλείδας ηλικίας-μήκους είναι να έχει προηγηθεί ο προσδιορισμός της ηλικίας από ένα δείγμα ατόμων του πληθυσμού στα οποία έχει αναγνωστεί η ηλικία από τις σκελετικές δομές, δηλαδή είναι γνωστός ο αριθμός και συνεπώς το ποσοστό ατόμων σε κάθε ηλικία και κάθε κλάση μήκους (Tsikliras et al. 2005α).

Οι κλείδες ηλικίας-μήκους ενός πληθυσμού μπορούν να κατασκευαστούν είτε ανά έτος είτε ως μέση εκτίμηση για μια σειρά ετών, αλλά και ανά φύλο, εποχή και περιοχή για ένα συγκεκριμένο έτος (Πίνακας 6.1). Η χρησιμότητα της κλείδας ηλικίας-μήκους είναι μεγάλη γιατί από αυτήν μπορεί να υπολογιστεί με σχετική ακρίβεια η ηλικιακή σύνθεση του πληθυσμού, με την προϋπόθεση ότι υπάρχει μια αντιπροσωπευτική κατά μήκος σύνθεση. Θα πρέπει να σημειωθεί ότι η απόκτηση μιας αντιπροσωπευτικής κατά μήκος σύνθεσης του πληθυσμού είναι σχετικά εύκολη με χαμηλό κόστος (π.χ. μέτρηση του μήκους των αλιευμάτων επί των σκαφών, χωρίς να είναι αναγκαία η αγορά των ψαριών). Αντίθετα ο προσδιορισμός της ηλικίας όχι μόνο έχει υψηλό χρηματικό κόστος για την αγορά δείγματος, αλλά απαιτεί και σχετικά μεγάλο χρόνο εργαστηριακής απασχόλησης. Θα πρέπει επίσης να υπογραμμιστεί ότι, για την κατασκευή μίας κλείδας ηλικίας-μήκους, δεν εξετάζεται τυχαίο δείγμα από τον πληθυσμό, αλλά ένας ικανός αριθμός ατόμων από κάθε ηλικιακή κλάση, ακόμα και από αυτές που είναι σπάνιες μέσα στον πληθυσμό, δεδομένου ότι στόχος της κλείδας είναι η μετατροπή της κατά μήκος σύνθεσης σε ηλικιακή σύνθεση (Πίνακας 6.1).

Πίνακας 6.1. Κλείδα ηλικίας-μήκους των μικρών ατόμων της κορδέλας *Cepola macrophthalmia* στις ελληνικές θάλασσες.

Κλάση μήκους (mm)	Ηλικία (έτη)			Αριθμός ατόμων
	0	1	2	
120	100,0			3
140	33,3	66,7		7
160	28,6	71,4		21
180	72,7	27,3		45
200	80,0	20,0		60
220	37,5	62,5		62
240	10,0	90,0		98
260		91,7	8,3	90
280		83,3	16,7	116
300		50,0	50,0	109

6.5. Μακροβιότητα

Ως **δυναμική μακροβιότητα** (potential lifespan) ορίζεται η διάρκεια ζωής που έχει επιτευχθεί από ένα μοναδικό άτομο ενός είδους, ενώ ως **πραγματική μακροβιότητα** (mean lifespan) ορίζεται η μέση διάρκεια ζωής των ατόμων ενός είδους που ζουν σε πραγματικές περιβαλλοντικές συνθήκες. Τα ψάρια χαρακτηρίζονται από μεγάλη ποικιλομορφία στην ηλικία και τη **διάρκεια ζωής** (lifespan). Η διάρκεια ζωής τους ποικίλλει από μερικούς μήνες έως περισσότερο από 200 χρόνια και πολλά είδη ψαριών ανήκουν στα μακροβιότερα σπονδυλωτά, αυτά δηλαδή που ζουν περισσότερο από 100 έτη, με τα περισσότερα να ανήκουν στα γένη *Sebastes* (βραχόψαρα) και *Acipenser* (οξύρρυγχοι) (Στεργίου et al. 2011). Η τάση των ψαριών για μακροβιότητα δείχνει ότι τα ψάρια γερνούν με αργότερο ρυθμό από τα υπόλοιπα σπονδυλωτά. Εξελικτικά οι παράγοντες που σχετίζονται με τη γήρανση είναι οι ασθένειες και η θήρευση, δηλαδή η φυσική θνησιμότητα (Κεφάλαιο 8).

Το πλεονέκτημα των ψαριών απέναντι στη γήρανση είναι ότι έχουν απεριόριστη (ασυμπτωτική) αύξηση, δηλαδή η αύξησή τους δεν σταματάει με τη γεννητική τους ωρίμαση, αντίθετα συνεχίζεται σχεδόν μέχρι το τέλος της ζωής τους αλλά με αργότερο ρυθμό (Κεφάλαιο 7). Η απεριόριστη αύξηση έχει ως αποτέλεσμα τη συνεχή αύξηση της γονιμότητας (του αριθμού των ωοκυττάρων που παράγει ένα θηλυκό) με την ηλικία γιατί η γονιμότητα είναι εκθετική συνάρτηση του σωματικού μήκους του ψαριού (Κεφάλαιο 9) και αντιστρόφως ανάλογη του ρυθμού αύξησης (Tsikliras et al. 2007b). Έτσι τα ψάρια σπάνια αντιμετωπίζουν τις συνέπειες της γήρανσης όπως η μειωμένη αναπαραγωγική αξία. Είναι, επίσης, πολύ πιθανό τα ψάρια να μην προλαβαίνουν να γεράσουν εξαιτίας της έντονης αλιευτικής πίεσης που δέχονται (Στεργίου et al. 2011).

Εκτός από την ποικίλη διάρκεια ζωής, η ποικιλομορφία των ψαριών ως προς το μέγεθος είναι επίσης ευρύτερη από ό,τι στα υπόλοιπα σπονδυλωτά (Στεργίου et al. 2011). Το μέγιστο μήκος (L_{max}) των ψαριών κυμαίνεται από 0,8-1,0 cm για τον θαλάσσιο γωβιό *Trimmatom nanus*, που ζει στον δυτικό Ινδικό Ωκεανό και στον κεντρικό Ειρηνικό, το είδος *Paedocypris progenetica*, που ζει στην Ινδονησία, και τον πυγμαίο γωβιό *Pandaka pygmaea*, που ζει στα γλυκά νερά των Φιλιππίνων, έως τα 11 m για τον βασιλιά των ρεγκών *Regalecus glesne*, που ζει σε όλους τους ωκεανούς, και τα 20 m για τον φαλινοκαρχαρία *Rhincodon typus*, ένα είδος που εξαπλώνεται στα τροπικά και ζεστά εύκρατα θαλασσινά νερά.

Το 50% των ειδών των ψαριών έχουν μήκος μεταξύ 9 και 33 cm και το 90% των ψαριών μεταξύ 4 και 96 cm (Froese 2006). Αντίστοιχα, το μέγιστο βάρος (W_{max}) κυμαίνεται από 1,5 g για τη λεμονότετρα *Hyphessobrycon pulchripinnis*, που ζει στα εσωτερικά νερά των τροπικών περιοχών, έως 34 t για τον φαλινοκαρχαρία *Rhincodon typus* (Στεργίου et al. 2011).

Στις ελληνικές θάλασσες ζουν μερικά από τα μακροβιότερα είδη ψαριών, ενώ στις ελληνικές λίμνες και ποτάμια μερικά από τα μεγαλύτερα σε μέγεθος είδη (Πίνακας 6.2).

Πίνακας 6.2. Μερικά από τα μακροβιότερα και μεγαλύτερα σε μήκος είδη ψαριών των ελληνικών θαλασσών, λιμνών και ποταμών (δεδομένα από τη FishBase).

Είδος	Ηλικία (έτη)	Μήκος (cm)
ΘΑΛΑΣΣΑ		
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	125	20
<i>Acipenser sturio</i>	100	600
<i>Acipenser stellatus</i>	27	220
<i>Cetorhinus maximus</i>	50	980
<i>Carcharodon carcharias</i>	36	594
<i>Xiphias gladius</i>	16	455
<i>Thunnus thynnus</i>	50	458
ΛΙΜΝΕΣ ΚΑΙ ΠΟΤΑΜΙΑ		
<i>Acipenser fulvescens</i>	152	274
<i>Silurus glanis</i>	80	500

Προτεινόμενη βιβλιογραφία κεφαλαίου

Υπάρχουν πολλά συγγράμματα και εγχειρίδια που αφορούν την ηλικία και την εκτίμησή της, τα πιο σημαντικά από τα οποία είναι τα εξειδικευμένα, και κλασικά πλέον, συγγράμματα των Bagenal (1974), Summerfelt & Hall (1987), Wetherley & Gill (1987), Murphy & Willis (1996). Η ηλικία των ψαριών αναφέρεται και σε γενικότερα συγγράμματα βιολογίας ιχθύων, όπως σε αυτά του Wootton (1990, 1998) και του King (2007), ανάμεσα σε άλλα.

Ασκήσεις

1. Δίνεται ένα αρχείο EXCEL με δύο φύλλα εργασίας, που το καθένα περιέχει τα ολικά μήκη δυο ειδών ψαριών, της κουτσομούρας *Mullus barbatus* και του μπακαλιάρου *Merluccius merluccius*. Να προσδιοριστούν οι ηλικιακές κλάσεις και το μέσο μήκος (\pm SD) ανά ηλικιακή κλάση για τα δύο είδη με τη μέθοδο της ανάλυσης προοδευτικών κορυφών στο πρόγραμμα FISAT και να γίνουν τα αντίστοιχα διαγράμματα. Συμφωνούν τα αποτελέσματα με τη διάρκεια ζωής των ειδών με βάση τη *FishBase*; Αν όχι, που μπορεί να οφείλεται αυτό;
2. Οι αριθμοί των ατόμων που πιάστηκαν για κάθε μία από τις 10 κλάσεις μήκους του είδους που παρουσιάζεται στον Πίνακα 6.1 είναι 100, 700, 1200, 2000, 1500, 1100, 2500, 2900, 3000, 1100. Να γίνει το γράφημα της κατά μήκος και κατά ηλικία σύνθεσης του πληθυσμού.
3. Οι μετρήσεις της ακτίνας των ωτολίθων και του μήκους σώματος οκτώ ατόμων ενός υποθετικού είδους είναι:

Ακτίνα (mm)	Μήκος σώματος (cm)
0,031	20
0,043	25
0,053	32
0,060	40
0,066	50
0,072	60
0,075	70
0,079	80

- α. Να υπολογιστεί η σχέση ανάμεσα στην ακτίνα και το μήκος σώματος του είδους.
- β. Πόσο θα είναι το μήκος σώματος ενός ατόμου του οποίου η ακτίνα της σκελετικής δομής είναι 0,70 mm;

7. Αύξηση

Σύνοψη

Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζονται η αύξηση σε μήκος και βάρος και η σχέση μήκους-βάρους, η ευρωστία, τα κύρια μοντέλα αύξησης και οι μέθοδοι εκτίμησης των παραμέτρων αύξησης των ψαριών (που έχουν όμως εφαρμογή και σε άλλους υδρόβιους οργανισμούς, όπως δίθυρα, καρκινοειδή και κεφαλόποδα). Οι φοιτητές θα αποκτήσουν δεξιότητες σχετικά με τα διάφορα εργαλεία εκτίμησης και αξιολόγησης της αύξησης και των παραμέτρων της στα ψάρια.

Εισαγωγή

Όταν η ποσότητα της διαθέσιμης τροφής είναι επαρκής, τότε ένα ψάρι μπορεί να χρησιμοποιήσει το πλεόνασμα της ενέργειας που προσλαμβάνει από την τροφή για να αυξήσει τη μάζα του σώματός του και για την παραγωγή γαμετών που θα απελευθερωθούν στη διάρκεια της αναπαραγωγής (Κεφάλαιο 9). Η σωματική αύξηση αποτελεί το απαραίτητο πλαίσιο για την παραγωγή και προστασία των γαμετών ως τη στιγμή της απελευθέρωσής τους. Η φυσική επιλογή οδηγεί στην εξέλιξη εκείνων των στρατηγικών αύξησης που μεγιστοποιούν τον αριθμό των παραγόμενων απογόνων στη διάρκεια της ζωής ενός ατόμου. Έτσι, η αύξηση και η αναπαραγωγή είναι διεργασίες συμπληρωματικές και εξαρτώνται αμφότερες από την ενέργεια που είναι διαθέσιμη από την πρόσληψη της τροφής (Wootton 1990).

7.1. Σχέση μήκους-βάρους

Η αύξηση σε μήκος δηλώνει την αξονική σωματική αύξηση, ενώ η αύξηση σε βάρος δηλώνει την αύξηση του σώματος ενός ψαριού σε όγκο. Οι δύο αυτές μορφές αύξησης σχετίζονται πολύ στενά (Le Cren 1951). Παρ' όλα αυτά, το βάρος ενός ψαριού μπορεί να αλλάξει χωρίς η αλλαγή αυτή να συνοδεύεται και από αντίστοιχη αλλαγή του μήκους του (Ursin 1979).

Η γνώση της σχέσης που συνδέει το σωματικό μήκος με το βάρος ενός είδους είναι πολύ σημαντική γιατί: (α) δίνει απαραίτητες πληροφορίες για τη φυσική κατάσταση του ψαριού, (β) επιτρέπει τη δυνατότητα σύγκρισης των στρατηγικών ζωής ενός είδους σε διαφορετικές γεωγραφικές περιοχές, (γ) δίνει τη δυνατότητα μετατροπής των εξισώσεων που περιγράφουν την αύξηση σε μήκος σε εξισώσεις που περιγράφουν την αύξηση σε βάρος και (δ) δίνει τη δυνατότητα να εκτιμηθεί η βιομάζα ενός είδους στις περιπτώσεις που είναι διαθέσιμος μόνο ο συνολικός αριθμός των ατόμων και το μήκος τους (Binochlan & Pauly 1998, Froese et al. 2011).

Η σχέση που συνδέει το σωματικό μήκος και βάρος των ατόμων ενός ιχθυοποθέματος μπορεί να προκύψει από μετρήσεις του μήκους και του βάρους ενός συγκεκριμένου ατόμου σε διαφορετικές χρονικές στιγμές της ζωής του ή από μετρήσεις του σωματικού μήκους και βάρους των ατόμων ενός αντιπροσωπευτικού δείγματος του αποθέματος σε μια συγκεκριμένη χρονική στιγμή (Froese 2006).

Η σχέση **μήκους-βάρους** (length-weight relationship) θα πρέπει να βασίζεται σε ικανοποιητικό αριθμό ατόμων (>100) και να καλύπτει ολόκληρο το εύρος μηκών ενός πληθυσμού (από τα νεαρά άτομα μέχρι αυτά που έχουν πλησιάσει το ασυμπτωτικό μήκος τους), ενώ η περίοδος δειγματοληψίας θα πρέπει ιδανικά να καλύπτει όλες τις εποχές του έτους (Froese et al. 2011). Όταν γίνεται σύγκριση σχέσεων μήκους-βάρους (π.χ. μεταξύ φύλων ή περιοχών) θα πρέπει να συγκρίνονται και οι δύο συντελεστές της εξίσωσης, ενώ σε κάθε περίπτωση θα πρέπει να μετατρέπεται το μήκος σε cm και το βάρος σε g και να αναφέρονται τα ελάχιστα και μέγιστα μήκη και βάρη που χρησιμοποιήθηκαν, τα όρια εμπιστοσύνης, καθώς και το μέγεθος του δείγματος (Froese et al. 2011). Οποιαδήποτε σχέση παλινδρόμησης μήκους-βάρους έχει ορθή πρόβλεψη μόνο μέσα στα όρια των τιμών που χρησιμοποιήθηκαν για τον υπολογισμό της.

Στα ψάρια, η σχέση του μήκους L (ολικό, σταθερό, μεσουραίο: Εικόνα 7.1α) με το βάρος W (ολικό ή καθαρό) περιγράφεται από την εξίσωση (Le Cren 1951, Εικόνα 7.1β):

$$W=a \times L^b$$

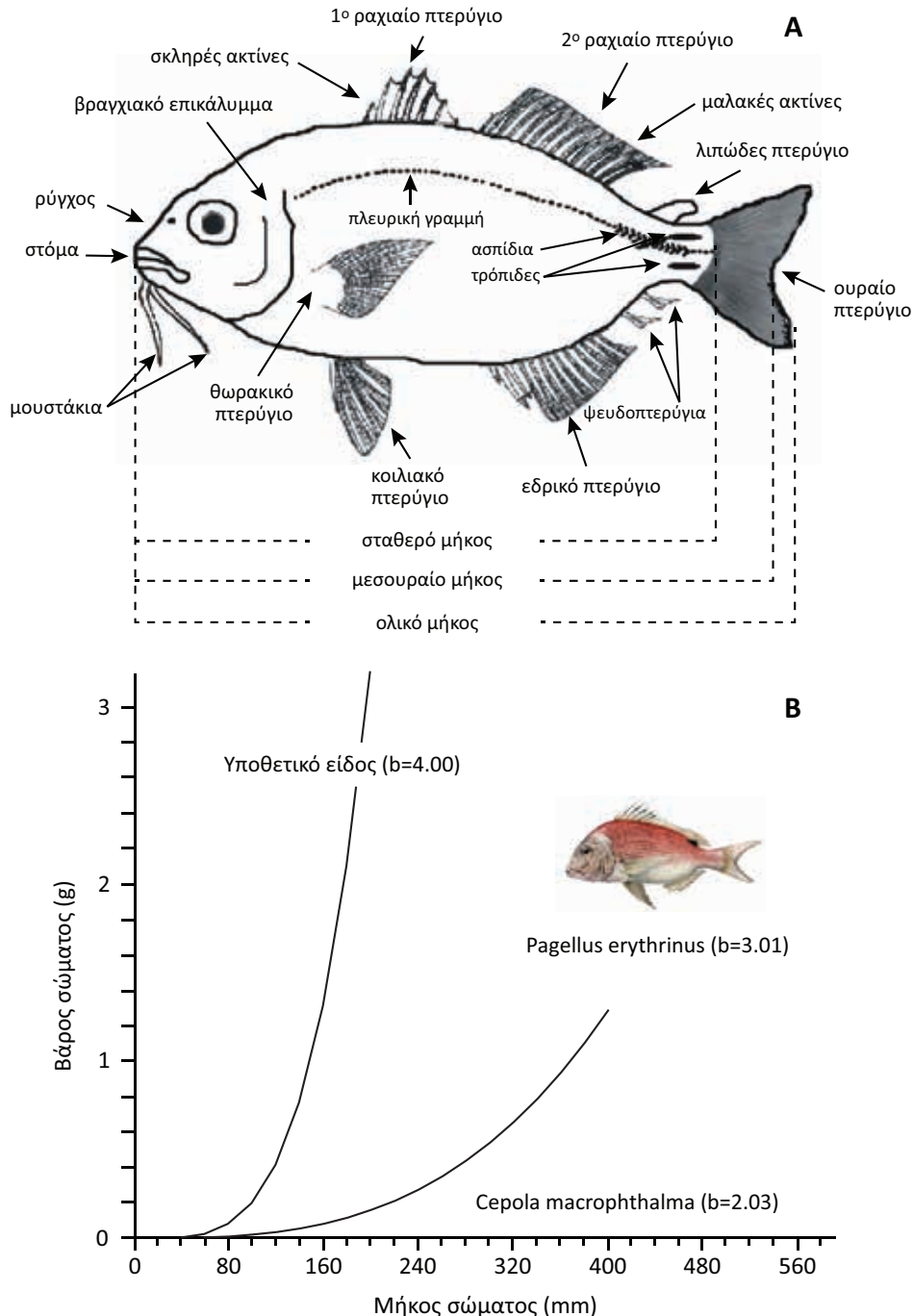
7.1

η οποία, μετά από λογαριθμικό μετασχηματισμό, παίρνει τη γραμμική μορφή:

$$\log W = \log a + b \times \log L$$

7.2

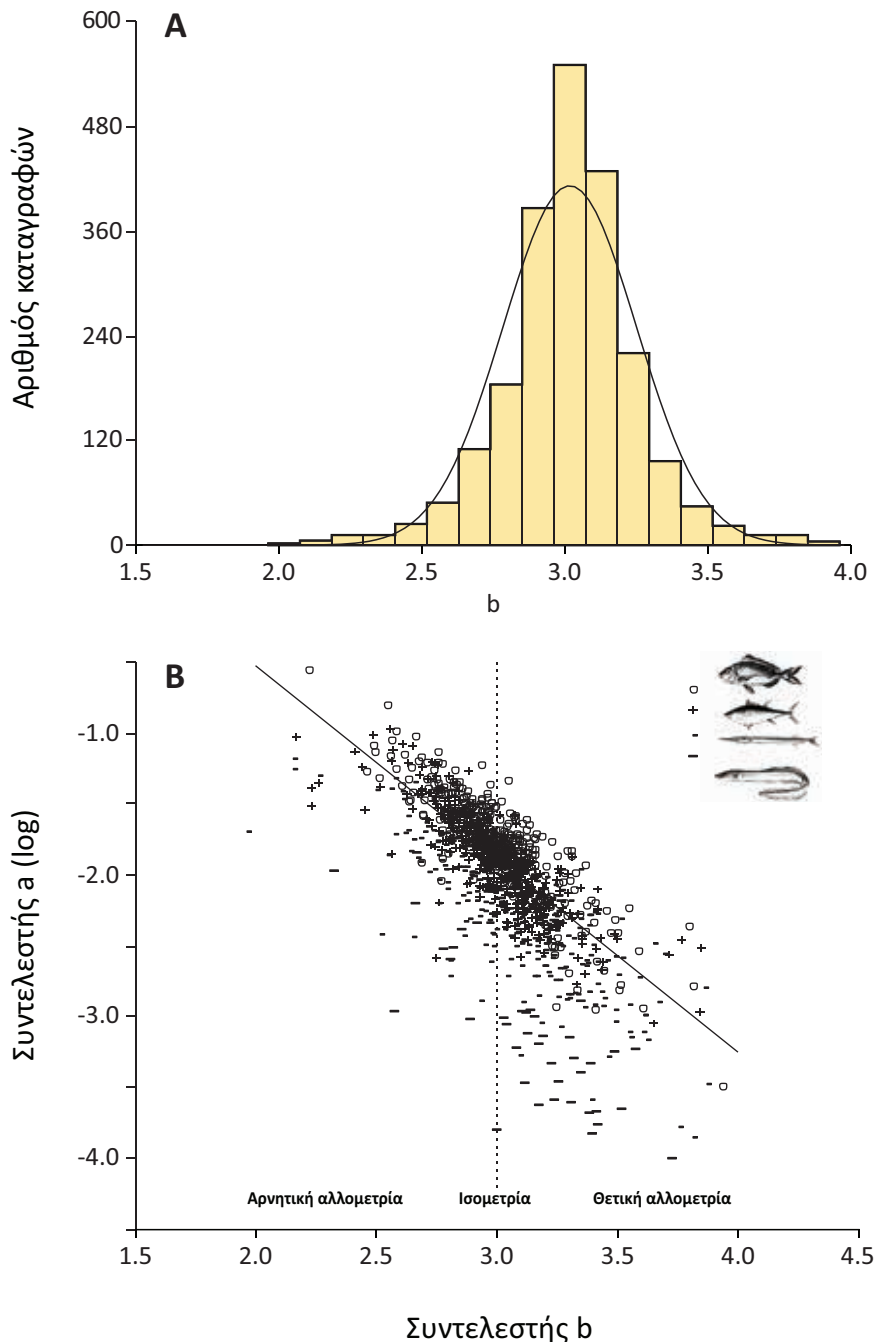
όπου a είναι η τομή της καμπύλης στον άξονα του βάρους και b είναι η κλίση της γραμμής στη γραμμική μορφή της εξίσωσης. Ο συντελεστής b (εκθέτης της εξίσωσης 7.1 ή κλίση της εξίσωσης 7.2) λαμβάνει συνήθως τιμές από 2 ως 4 (Εικόνα 7.2A) και σχετίζεται αρνητικά με την παράμετρο $\log_{10} a$, τόσο διαειδικά (Εικόνα 7.2B), όσο και ενδοειδικά, όταν υπάρχουν καταγραφές που αφορούν διαφορετικές περιοχές, εποχές και έτη. Όταν ο συντελεστής b είναι ίσος με 3, τότε το ψάρι αυξάνει ισομετρικά (**ισομετρία** ή ισομετρική αύξηση), δηλαδή ομοιόμορφα προς τις τρεις σωματικές του διαστάσεις, περίπτωση σχετικά σπάνια στη φύση (Tesch 1968, Froese et al. 2011).



Εικόνα 7.1. (A) Εξωτερική μορφολογία ενός ακτινοπτερυγίου, με τα κύρια χαρακτηριστικά των ψαριών όπου φαίνονται και οι τρεις τύποι μηκών (από Stergiou et al. 2011). (B) Σχέση μήκους-βάρους για το λυθρίνι *Pagellus erythrinus* στον νότιο Ευβοϊκό κόλπο (με βάση στοιχεία από Petrakis & Stergiou 1995), την κορδέλα *Cepola macrophthalmia* στον Ευβοϊκό Κόλπο (με βάση στοιχεία από Stergiou et al. 1992), και ένα υποθετικό ψάρι, για το οποίο η τιμή του εκθέτη b είναι ίση με 4. Στις σχέσεις μήκους-βάρους το μήκος μπορεί να αναφέρεται στο ολικό, στο σταθερό ή στο μεσουραίο μήκος.

Τιμές του συντελεστή b μεγαλύτερες ή μικρότερες από 3 δηλώνουν ότι το ψάρι αυξάνει αλλομετρικά δηλαδή ανομοιόμορφα προς τις τρεις σωματικές του διαστάσεις (Εικόνα 7.2B). Μια τιμή b μικρότερη από 3

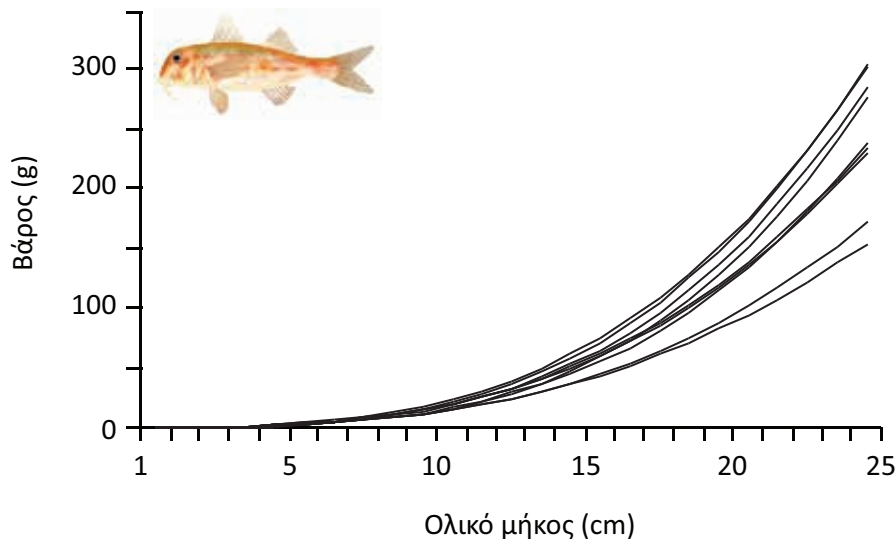
δηλώνει ότι το ψάρι γίνεται ελαφρύτερο για το μήκος του, όσο το μήκος του αυξάνει (**υποαλλομετρία** ή αρνητική αλλομετρική αύξηση), όπως για παράδειγμα ισχύει για την κορδέλα *Cerola macrophthalmia* στον Ευβοϊκό Κόλπο, η οποία χαρακτηρίζεται από τιμή του b ίση με 2,03 (Εικόνα 7.1B). Αντίθετα, μια τιμή μεγαλύτερη από 3 δηλώνει ότι το ψάρι γίνεται βαρύτερο για το μήκος του όσο αυξάνει σε μήκος (**υπεραλλομετρία** ή θετική αλλομετρική αύξηση). Έτσι, η κορδέλα με μήκος 200 mm έχει βάρος περίπου 7 g, το λυθρίνι *Pagellus erythrinus* στο ίδιο μήκος έχει βάρος 160 g, ενώ το υποθετικό είδος στο ίδιο μήκος θα είχε βάρος 3,2 kg.



Εικόνα 7.2. (α) Κατανομή του μέσου (ανά είδος) b για 5079 αποθέματα 2054 ειδών, όπου παρουσιάζεται επίσης και η προσαρμογή μιας κανονικής κατανομής και (β) σχέση ανάμεσα στις παραμέτρους $\log a$ και b της σχέσης μήκους-βάρους για όλα τα αποθέματα 1232 ειδών, για τα οποία υπάρχουν στοιχεία στη FishBase σε σχέση με το σχήμα σώματος, με ένδειξη των τιμών που αντιστοιχούν σε αρνητική και θετική αλλομετρία και σε ισομετρία (από Froese 2006).

Από έρευνες που έγιναν σε 33 είδη ψαριών του νότιου Ευβοϊκού Κόλπου, προέκυψε ότι η τιμή του εκθέτη b για τα συγκεκριμένα είδη κυμαίνεται από 2,3 ως 3,5, με διάμεση τιμή 2,99, δηλαδή σχεδόν 3, ενώ το 50% των ειδών χαρακτηρίζονται από τιμές b που κυμαίνονται από 2,84 ως 3,14 (Petrakis & Stergiou 1995). Στο βόρειο Αιγαίο, η τιμή του εκθέτη b σε 43 είδη κυμαίνεται από 2,54 ως 3,85, με διάμεση τιμή 3,03, με το 50% των ειδών να χαρακτηρίζονται από τιμές b που κυμαίνονται από 2,95 ως 3,19 (Koutrakis & Tsikliras

2003). Επιπλέον, η ανάλυση 649 σχέσεων μήκους-βάρους που συλλέχθηκαν από τη βιβλιογραφία και αφορούν 83 είδη ψαριών των ελληνικών θαλασσών που ανήκουν σε 34 οικογένειες έδειξε ότι η τιμή του εκθέτη b κυμαίνεται από περίπου 1,67, για την κορδέλα *Cepola macrophthalma* στον Ευβοϊκό Κόλπο, ως 3,71 για την κουτσομούρα *Mullus barbatus*, στον Πατραϊκό Κόλπο (τιμή που προσεγγίζει την τιμή 4: Εικόνα 7.1α), με διάμεση τιμή 3,06, δηλαδή σχεδόν 3, ενώ το 50% των 649 σχέσεων μήκους-βάρους χαρακτηρίζονται από τιμές b που κυμαίνονται από 2,90 ως 3,19 (Stergiou & Moutopoulos 2001). Οι μικρότερες τιμές του εκθέτη b αφορούν στην πλειονότητα την κορδέλα *Cepola macrophthalma*, η οποία, όπως φαίνεται και στην εικόνα 7.1β, εξαιτίας του ταινιόμορφου σχήματός της αυξάνει κυρίως σε δυο διαστάσεις. Τέλος, η ανάλυση 94 σχέσεων μήκους-βάρους που αφορούν 27 είδη ψαριών των ελληνικών λιμνοποτάμιων οικοσυστημάτων έδειξε ότι η τιμή του εκθέτη b κυμαίνεται από 2,14 ως 3,70, με διάμεση τιμή 3,19, ενώ το 50% των σχέσεων αυτών χαρακτηρίζονται από τιμές b που κυμαίνονται από 2,95 έως 3,33 (Kleanthidis et al. 1999).



Εικόνα 7.3. Σχέσεις μήκους-βάρους της κουτσομούρας *Mullus barbatus* σε διάφορες περιοχές των ελληνικών θαλασσών (στοιχεία από Stergiou & Moutopoulos 2001).

Ο συντελεστής a σχετίζεται με το σχήμα του σώματος των ψαριών, με τις μικρότερες τιμές να αντιστοιχούν στα μακρόστενα είδη και τις μεγαλύτερες τιμές στα ατρακτόμορφα και στρογγυλόμορφα είδη (Εικόνα 7.2β). Επίσης, οι σχέσεις μήκους-βάρους ενός είδους διαφέρουν από περιοχή σε περιοχή, όπως επίσης είναι πολύ πιθανό να διαφέρουν από εποχή σε εποχή και από έτος σε έτος (Εικόνα 7.3). Για να είναι έγκυρες τέτοιες συγκρίσεις θα πρέπει όλοι οι υπόλοιποι παράγοντες που επηρεάζουν τη σχέση μήκους-βάρους να είναι σταθεροί, συμπεριλαμβανομένων των βιοτικών και αβιοτικών αλλά και της δειγματοληπτικής μεθοδολογίας (Froese et al. 2011).

7.2. Ευρωστία

Η σχέση ανάμεσα στο μήκος και το βάρος του σώματος μπορεί να εκφραστεί και με τον **δείκτη ευρωστίας** (condition factor), ο οποίος περιγράφει τη φυσική κατάσταση (ή ευρωστία) ενός ψαριού (Le Cren 1951), και έχει βρει μεγάλη εφαρμογή στην αλιευτική βιολογία (Cone 1989). Με βάση τον δείκτη ευρωστίας, όσο βαρύτερο είναι ένα είδος σε ένα συγκεκριμένο μήκος, τόσο καλύτερη είναι η φυσική του κατάσταση (Bagenal & Tesch 1978). Η σωματική αύξηση και η ευρωστία σχετίζονται σε μεγάλο βαθμό. Η ευρωστία θεωρείται δείκτης της προσαρμογής ενός ιχθυοπληθυσμού, ενώ η σωματική αύξηση, που είναι συνδυασμός της αύξησης σε μήκος και βάρος, της ευρωστίας και της ενέργειας που δεσμεύεται στους ιστούς, αντιπροσωπεύει την τελική έκφραση της προσαρμογής του ιχθυοπληθυσμού (Booth & Keast 1986). Για τον προσδιορισμό της φυσικής κατάστασης των ατόμων ενός πληθυσμού χρησιμοποιούνται οι δείκτες ευρωστίας που είναι κατάλληλοι για τον υπολογισμό εποχικών αλλαγών στη φυσική κατάσταση του οργανισμού, σε σχέση με την ηλικία και το φύλο, αλλά και για τον εντοπισμό διαφορών στη φυσική κατάσταση του ίδιου είδους σε διαφορετικά περιβάλλοντα (Nikolskii 1963, Ricker 1975). Οι δείκτες ευρωστίας έχουν χρησιμοποιηθεί επίσης στον προσδιορισμό της εποχής αναπαραγωγής και της διάρκειας ωρίμασης των γονάδων (Bolger & Connolly 1989) καθώς και ως δείκτες παραγωγικότητας (Nikolskii 1963).

Από τους διάφορους δείκτες ευρωστίας που έχουν κατά καιρούς χρησιμοποιηθεί αυτοί που απλοποιούν τη σχέση μήκους-βάρους σε μια παράμετρο είναι οι λιγότερο χρονοβόροι στην εφαρμογή τους και οι πιο διαδεδομένοι όσον αφορά τη χρήση τους (Cone 1989, Bolger & Connolly 1989). Οι σημαντικότεροι δείκτες ευρωστίας που βρίσκουν ευρεία εφαρμογή αναλύονται παρακάτω.

Ο δείκτης ευρωστίας Fulton (K_C) υπολογίζεται ως ο λόγος του ολικού ή καθαρού βάρους προς τον κύβο του ολικού σωματικού μήκους (Ricker 1975, Wootton 1990):

$$K_C = 10^n \times \left(\frac{W}{L^3} \right)$$

7.3

όπου W είναι το ολικό ή καθαρό βάρος, L είναι το ολικό μήκος σώματος του ατόμου και n είναι ένας ακέραιος αριθμός τέτοιος, ώστε η αριθμητική τιμή του δείκτη να είναι κοντά στο 1. Ο δείκτης αυτός στηρίζεται στην παραδοχή της ισομετρικής αύξησης των ψαριών, δηλαδή ο συντελεστής b στη σχέση μήκους-βάρους θεωρείται ίσος με 3 (Εξίσωση 7.1), και μπορεί να χρησιμοποιηθεί για άτομα που έχουν περίπου το ίδιο μήκος.

Επειδή όμως η αύξηση των οργανισμών διαφοροποιείται ανάλογα με το είδος, το φύλο, την εποχή και την περιοχή, προτάθηκε η αντικατάσταση του δείκτη ευρωστίας Fulton με το σχετικό δείκτη ευρωστίας (K_R), ο οποίος χρησιμοποιεί τους πραγματικούς συντελεστές της σχέσης μήκους-βάρους του συγκεκριμένου πληθυσμού και όχι τη θεωρητική τιμή 3 (Le Cren 1951, Wootton 1990):

$$K_R = 10^n \times \left(\frac{W}{a \times L^b} \right)$$

7.4

όπου W είναι το ολικό ή καθαρό βάρος, L είναι το ολικό μήκος σώματος του ατόμου, a και b οι συντελεστές της σχέσης μήκους-βάρους της εξίσωσης 7.1 και n είναι ένας ακέραιος αριθμός τέτοιος, ώστε η αριθμητική τιμή του δείκτη να είναι κοντά στο 1. Ο δείκτης αυτός δεν στηρίζεται στην παραδοχή της ισομετρικής αύξησης, αφού χρησιμοποιεί τον εκθέτη b του συγκεκριμένου είδους και όχι τη θεωρητική τιμή 3, αλλά και το συντελεστή a της σχέσης μήκους-βάρους.

Στη βιβλιογραφία, η τιμή του εκθέτη n συνήθως ισούται με 2 ή 3, αρκεί το αποτέλεσμα της αριθμητικής τιμής του δείκτη να είναι κοντά στο 1. Η διαφορά μεταξύ του σχετικού δείκτη (K_R) και του δείκτη Fulton (K_C) είναι ότι ο πρώτος δείκτης μετράει την απόκλιση ενός ατόμου από το μέσο όρο του βάρους για συγκεκριμένο μήκος, ενώ ο δεύτερος μετράει την απόκλιση από ένα υποθετικό ιδανικό ψάρι (Le Cren 1951).

Ο αλλομετρικός δείκτης ευρωστίας (K_A) περιλαμβάνει μόνο τον συντελεστή b της σχέσης μήκους-βάρους που παίρνει τιμές ανάλογα με τις συνθήκες που επικρατούν για κάθε είδος (Wootton 1990):

$$K_A = 10^n \times \left(\frac{W}{L^b} \right)$$

7.5

όπου W είναι το ολικό ή καθαρό βάρος, L είναι το ολικό μήκος σώματος του ατόμου, b ο συντελεστής της σχέσης μήκους-βάρους (εξίσωση 7.1) και n είναι ακέραιος αριθμός, τέτοιος ώστε η τιμή του K_A να είναι κοντά στο 1.

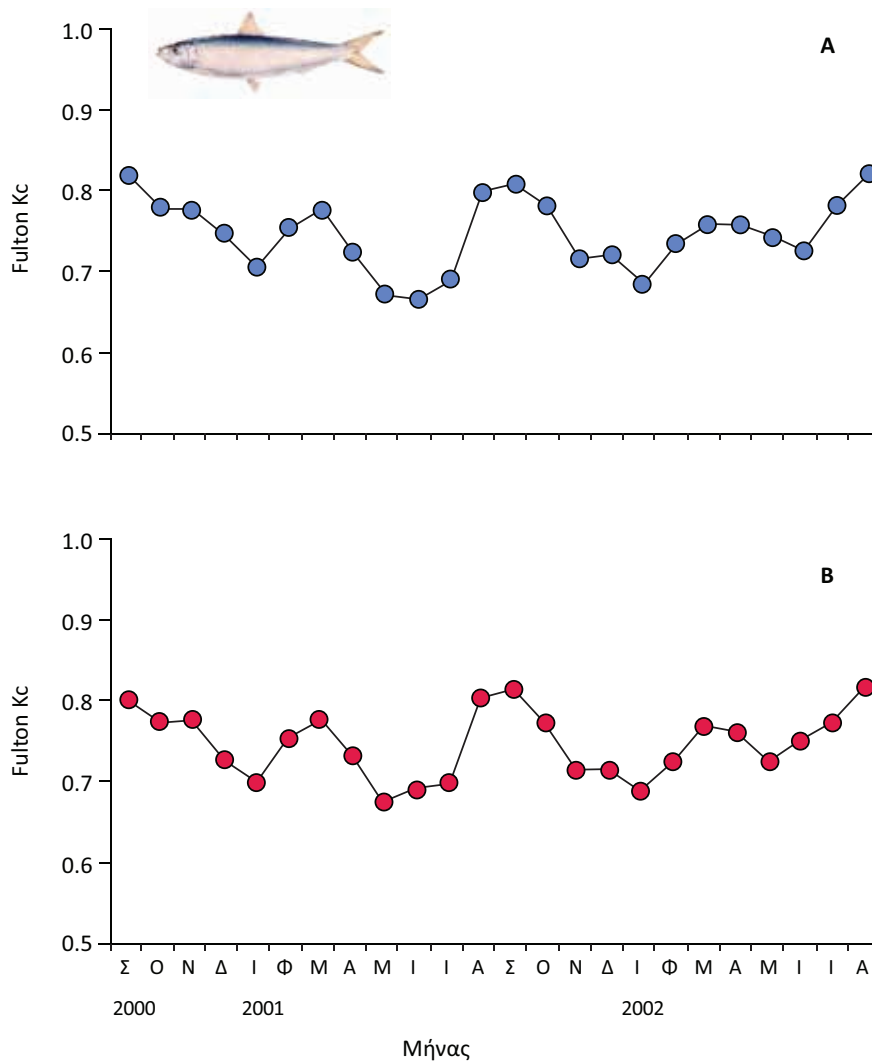
Τέλος, οι Wege & Anderson (1978) πρότειναν το σχετικό βάρος (RW), ως μια καλύτερη μορφή έκφρασης του σχετικού δείκτη ευρωστίας. Το RW υπολογίζεται από την εξίσωση:

$$RW = 100 \times \left(\frac{W}{W_s} \right)$$

7.6

όπου W είναι το πραγματικό βάρος ενός ψαριού και W_s είναι το θεωρητικό βάρος που αντιστοιχεί στο μήκος του ψαριού και υπολογίζεται από την εξίσωση 7.1.

Οι παραπάνω δείκτες υπολογίζονται ξεχωριστά για κάθε άτομο ενός πληθυσμού, αν και τελικά χρησιμοποιείται η μέση τιμή (μηνιαία, ανά ηλικία, περιοχή, εποχή) (Εικόνα 7.4). Η μηνιαία διακύμανση του δείκτη ευρωστίας μπορεί να δώσει χρήσιμες πληροφορίες για έναν οργανισμό που σχετίζονται με την ενέργεια, την αναπαραγωγή, τη διατροφή και τις περιβαλλοντικές συνθήκες που επηρεάζουν έναν πληθυσμό (Tsikliras et al. 2005α).



Εικόνα 7.4. Μηνιαία διακύμανση του δείκτη ευρωστίας Fulton για τα αρσενικά (A) και θηλυκά (B) άτομα φρίσσας *Sardinella aurita* στο βόρειο Αιγαίο (τροποποιημένη από Tsikliras et al. 2005α).

Παρόλο που στη βιβλιογραφία υπάρχει μεγάλη διαφοροποίηση απόψεων σχετικά με το ποιος από τους παραπάνω δείκτες είναι ο καλύτερος (Cone 1989, Bolger & Connolly 1989), δεν υπάρχει αμφιβολία ότι οι συντελεστές της εξίσωσης μήκους-βάρους παίζουν καθοριστικό ρόλο τόσο στην εκτίμηση του βάρους για ένα συγκεκριμένο μήκος, όσο και στην εκτίμηση της ευρωστίας. Αυτό έχει οδηγήσει πολλούς ερευνητές στη χρήση των συντελεστών της σχέσης μήκους-βάρους για την εκτίμηση της ευρωστίας των ψαριών (π.χ. Treasurer 1976, Nyhomen & Horpkins 1988, Cone 1989). Ο δείκτης Fulton είναι περισσότερο διαδεδομένος, γιατί είναι ανξάρτητος της σχέσης μήκους-βάρους. Αντίθετα, οι δείκτες που χρησιμοποιούν το συντελεστή b μπορεί να εμπεριέχουν σημαντικό λάθος που προέρχεται από τον υπολογισμό του από τη σχέση μήκους-βάρους η οποία με τη σειρά της είναι ευαίσθητη σε δειγματοληπτικό σφάλμα (Ricker 1975). Έτσι, Ο συντελεστής b εξαρτάται από όλους τους παράγοντες που επηρεάζουν τη σχέση μήκους-βάρους και τυχόν σφάλματα στη δειγματοληψία ως προς το εύρος μηκών που συλλαμβάνονται (π.χ. πολλά μεγάλα ή πολλά μικρά άτομα) μπορεί να δώσει αλλόκοτα αποτελέσματα που δεν έχουν βιολογική εξήγηση.

Αρχικά είχε προτιμηθεί η χρήση του καθαρού αντί του ολικού βάρους για τον υπολογισμό του δείκτη ευρωστίας, επειδή το βάρος των γονάδων και των εσωτερικών οργάνων μπορεί να μεταβάλλει την τιμή και να επηρεάσει τη δυναμική του. Από την άλλη, όμως, αφαιρώντας το εσωτερικά όργανα και τις γονάδες, αφαιρείται και το λίπος που είναι άρρηκτα συνδεδεμένο με τον δείκτη ευρωστίας και απαραίτητο για τον υπολογισμό του (Nikolskii 1963). Έτσι, για τον υπολογισμό της ευρωστίας συνήθως χρησιμοποιείται τόσο το ολικό όσο και το καθαρό βάρος των ατόμων ενός πληθυσμού. Η φυσική κατάσταση των ατόμων ενός πληθυσμού εξαρτάται από τη διατροφή, την ωρίμαση των γονάδων, το φύλο, την ηλικία, την εποχή, τον μεταβολισμό, τις ασθένειες και τον παρασιτισμό (Le Cren 1951) και μερικές φορές από όλους τους παράγοντες που επηρεάζουν τη σχέση μήκους-βάρους (Tesch 1971). Εκτός από τους δείκτες ευρωστίας, για την εκτίμηση της φυσικής κατάστασης των οργανισμών έχουν χρησιμοποιηθεί ο ηπατοσωματικός δείκτης και ο δείκτης

μεσεντερικού λίπους (Bolger & Connolly 1989), αλλά και οι επιμέρους δείκτες λίπους και πρωτεΐνης, που είναι ανεξάρτητοι από το μέγεθος του οργανισμού (Iles 1984).

Σήμερα, με την ανάπτυξη των ηλεκτρονικών υπολογιστών, υπάρχει μία τάση εγκατάλειψης των παραδοσιακών δεικτών ευρωστίας και η πλέον πρόσφορη μέθοδος για την σύγκριση της ευρωστίας δύο πληθυσμών θεωρείται η σύγκριση των σχέσεων μήκους - βάρους (Vila Gispert & Moreno-Amich 2001). Ωστόσο, η ευρωστία παραμένει μια από τις σημαντικότερες βιολογικές παραμέτρους (Lloret et al. 2014), που μπορεί να έχει ευρεία χρήση στην αλιευτική βιολογία και διαχείριση των αποθεμάτων (Tsikliras & Stergiou 2014γ).

7.3. Τι είναι αύξηση

Ως **αύξηση** (growth) ορίζεται η μεταβολή στο σωματικό μήκος (ή το βάρος) ενός ψαριού στη διάρκεια της ζωής του. Η μελέτη της αύξησης σε μήκος (ή βάρος) στηρίζεται στον προσδιορισμό της σχέσης που υπάρχει ανάμεσα στο μήκος (και το βάρος) του σώματος ενός ψαριού και την ηλικία του. Τα ψάρια διαφέρουν από άλλα ζώα, όπως για παράδειγμα από τα θηλαστικά και τα πουλιά, που αποκτούν το ενήλικο μέγεθός τους σχετικά νωρίς στη διάρκεια της ζωής τους και παραμένουν στο μέγεθος αυτό. Αντίθετα, τα ψάρια, ως ποικιλόθερμοι οργανισμοί, αυξάνουν καθόλη τη διάρκεια της ζωής τους, με ρυθμό που μειώνεται δραστικά με την ηλικία (Wootton 1990). Η εκτίμηση και η πρόβλεψη του ρυθμού και των παραμέτρων της αύξησης είναι πολύ σημαντική για τη διαχείριση των ιχθυοαποθεμάτων και των μονάδων υδατοεκτροφών.

Η αύξηση αναφέρεται σε ένα συγκεκριμένο χρονικό διάστημα, για παράδειγμα το χρονικό διάστημα που ορίζεται ανάμεσα στις χρονικές στιγμές t_1 και t_2 , δηλαδή υποδηλώνει ρυθμό. Ο **απόλυτος ρυθμός αύξησης** (absolute growth rate) σε βάρος (dW) ανάμεσα σε αυτές τις δυο χρονικές στιγμές ορίζεται ως (Wootton 1990):

$$dW = \frac{(W_2 - W_1)}{(t_2 - t_1)} \quad 7.7$$

όπου W_1 και W_2 είναι το βάρος τις χρονικές στιγμές t_1 και t_2 αντίστοιχα.

Το μειονέκτημα του απόλυτου ρυθμού αύξησης είναι ότι εξαρτάται από το μέγεθος του ψαριού (Wootton 1990). Για παράδειγμα, ένα ψάρι που αυξάνει από 1000 σε 1001 g σε χρονικό διάστημα μιας εβδομάδας έχει τον ίδιο απόλυτο ρυθμό αύξησης με ένα ψάρι που αυξάνει από 1 σε 2 g σε μια εβδομάδα, παρόλο που το δεύτερο ψάρι έχει διπλασιάσει το βάρος του την περίοδο αυτή, ενώ το πρώτο έχει αυξήσει το βάρος του μόνο κατά 1/1000. Αντίθετα, ο **ειδικός ρυθμός αύξησης** (specific growth rate) σε βάρος (g_w) δεν εξαρτάται από το μέγεθος του ψαριού και ορίζεται ως (Wootton 1990):

$$g_w = \frac{(\ln W_2 - \ln W_1)}{(t_2 - t_1)} \quad 7.8$$

όπου W_1 και W_2 είναι το βάρος τις χρονικές στιγμές t_1 και t_2 αντίστοιχα. Πολλές φορές εκφράζεται και ως ποσοστό επί τοις εκατό (Wootton 1990):

$$G_w = 100 \times g_w \quad 7.9$$

Το βάρος τη χρονική στιγμή t_2 μπορεί να υπολογιστεί από την εξίσωση (Wootton 1990):

$$W_2 = W_1 \times e^{[g_w \times (t_2 - t_1)]} \quad 7.10$$

Αντίστοιχα, ο **ειδικός ρυθμός αύξησης** σε μήκος ορίζεται ως (Wootton 1990):

$$g_L = \frac{(\ln L_2 - \ln L_1)}{(t_2 - t_1)} \quad 7.11$$

όπου L_1 και L_2 είναι το μήκος τις χρονικές στιγμές t_1 και t_2 αντίστοιχα και επίσης εκφράζεται και ως ποσοστό επί τοις εκατό:

$$G_L = 100 \times g_L \quad 7.12$$

Το μήκος τη χρονική στιγμή t_2 μπορεί να υπολογιστεί από την εξίσωση (Wootton 1990):

$$L_2 = L_1 \times e^{[g_L \times (t_2 - t_1)]} \quad 7.13$$

7.4. Μοντέλα αύξησης

Για την περιγραφή της σωματικής αύξησης των ψαριών χρησιμοποιούνται δυο βασικές κατηγορίες μοντέλων: (α) αυτά που στηρίζονται στο ενεργειακό ισοζύγιο των ψαριών και είναι γνωστά ως μοντέλα ενεργειακών ισοζυγίων και (β) αυτά που στηρίζονται στο μέγεθος σώματος και τη σχέση του με την ηλικία ενός ψαριού (Wootton 1990).

7.4.1 Μοντέλα ενεργειακών ισοζυγίων

Τα μοντέλα ενεργειακών ισοζυγίων στηρίζονται στο ενεργειακό ισοζύγιο των ψαριών, σύμφωνα με το οποίο η ενέργεια που προσλαμβάνει ένα ψάρι από την τροφή του επιμερίζεται σε συγκεκριμένες σωματικές διεργασίες ή αποβάλλεται (Wootton 1990):

$$C=F+U+R+P_S+P_R \quad 7.14$$

όπου C είναι η ενέργεια που προσλαμβάνει ένα ψάρι από την τροφή, F και U είναι η ενέργεια που αποβάλλεται με τα περιττώματα και τις εκκρίσεις αντίστοιχα, R είναι η ενέργεια που απαιτείται για το μεταβολισμό, P_S είναι η ενέργεια που απαιτείται για τη σωματική αύξηση και P_R είναι η ενέργεια που απαιτείται για τη γαμετογένεση (Wootton 1990).

Από την εξίσωση 7.14, και αγνοώντας προσωρινά τον όρο P_R , προκύπτει ότι:

$$P_S=C-F-U-R \quad 7.15$$

Όλες οι παράμετροι του δεξιού σκέλους της εξίσωσης 7.15 μπορούν να εκφραστούν ως συνάρτηση του σωματικού βάρους (W_t), της θερμοκρασίας και άλλων παραγόντων. Έτσι, οι αριθμητικές τιμές των C, F, U και R είναι υπολογίσιμες, και η αύξηση σε βάρος ανάμεσα σε δύο χρονικά διαστήματα t_1 και t_2 μπορεί να υπολογιστεί από τη σχέση:

$$W_{t_2}-W_{t_1}=P_S \times E \quad 7.16$$

όπου E είναι μια παράμετρος που χρειάζεται για τη μετατροπή της αύξησης σε ενέργεια (P_S) σε αύξηση κατά βάρος (Wootton 1990). Ο χρόνος t αντιστοιχεί συνήθως σε χρονικό διάστημα μιας μέρας και έτσι τα μοντέλα αυτά παρέχουν εκτίμηση της ημερήσιας αύξησης σε βάρος.

Ο υπολογισμός της ποσότητας της τροφής που προσλαμβάνει ένα ψάρι στο φυσικό περιβάλλον είναι πολύ δύσκολος. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα τα μοντέλα αυτά να χρησιμοποιούνται κυρίως για την εκτίμηση αυτής ακριβώς της παραμέτρου, παρά για την εκτίμηση του ρυθμού αύξησης. Η ανάπτυξη των μοντέλων των ενεργειακών ισοζυγίων απαιτεί την καλύτερη κατανόηση των σχέσεων ανάμεσα στο μέγεθος του σώματος, τις περιβαλλοντικές συνθήκες, το ρυθμό κατανάλωσης τροφής, τις εκκρίσεις και το μεταβολισμό. Τα μοντέλα αυτά εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από εμπειρικές σχέσεις ανάμεσα στους παραπάνω παράγοντες.

7.4.2. Μοντέλα που στηρίζονται στο μέγεθος σώματος

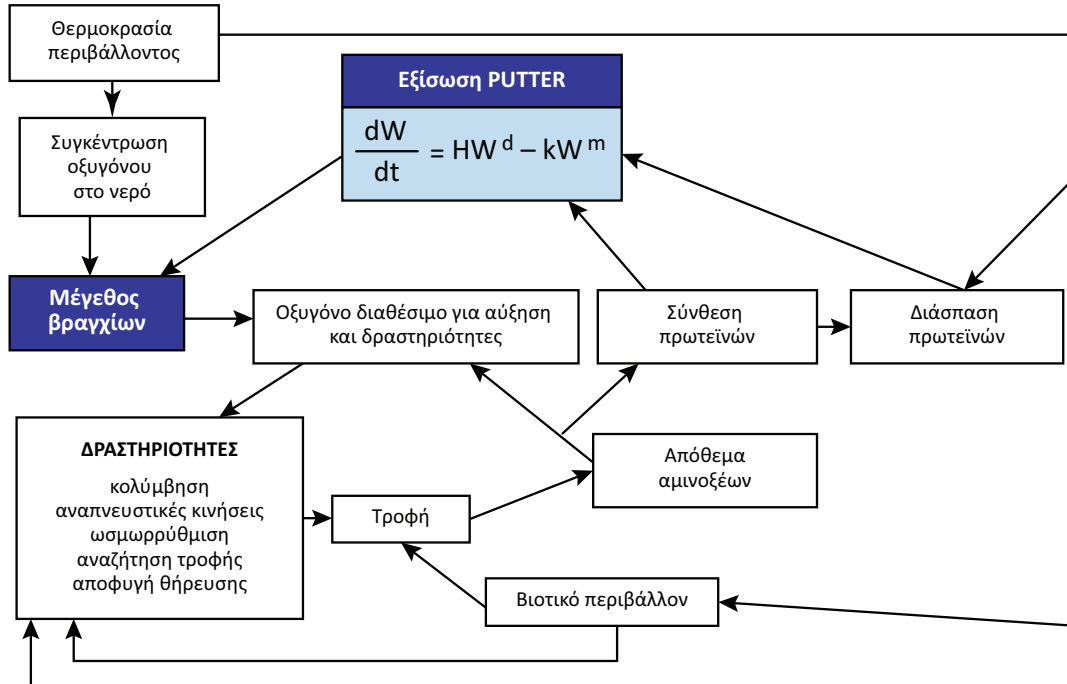
Εξίσωση von Bertalanffy για αύξηση σε μήκος και παράμετροι αύξησης

Διάφορες εξισώσεις έχουν χρησιμοποιηθεί κατά καιρούς για την περιγραφή της σχέσης ανάμεσα στο μήκος (ή βάρος) του σώματος και την ηλικία των ψαριών, από τις οποίες η εξίσωση von Bertalanffy (von Bertalanffy 1934, 1938, 1957), που από εδώ και πέρα θα συμβολίζεται ως VBGF, περιγράφει ικανοποιητικά την αύξηση σε πάρα πολλά είδη ψαριών, δίθυρων, καρκινοειδών και κεφαλοπόδων (Jones 1976, Cushing 1981, Pauly & Munro 1984). Η εξίσωση VBGF πρωτοχρησιμοποιήθηκε στην αλιευτική επιστήμη από τους Beverton & Holt (1957) και από τότε, μολονότι έχει επικριθεί (Roff 1992), έχει ευρύτατη χρήση. Η εξίσωση VBGF στηρίζεται στις αρχές των ενεργειακών ισοζυγίων.

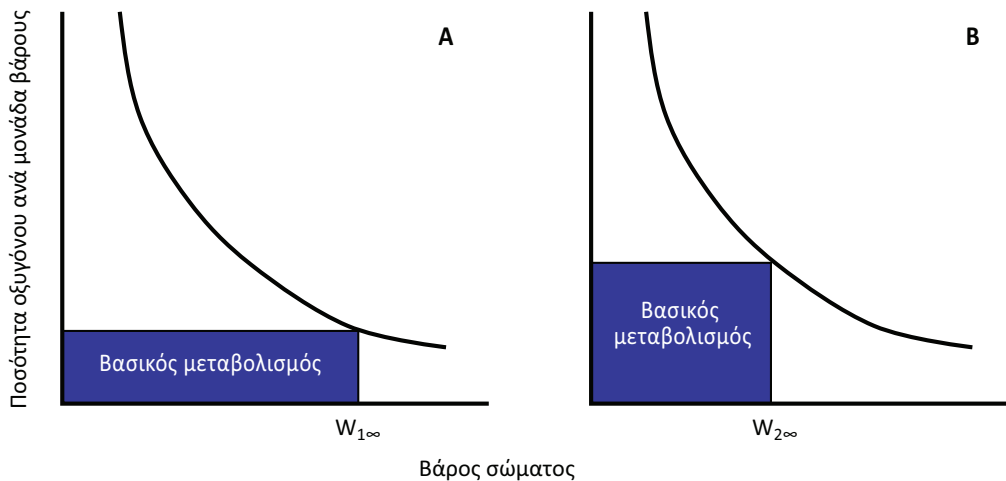
Ο Pauly (1984a) και οι Longhurst & Pauly (1987) έχουν παρουσιάσει ένα απλό μοντέλο σωματικής αύξησης (Εικόνα 7.5), το οποίο μπορεί να εφαρμοστεί σε όλα τα είδη ψαριών και από το οποίο προκύπτει η VBGF. Το μοντέλο αυτό στηρίζεται στις παρακάτω βασικές αρχές:

- Τα ψάρια είναι αερόβιοι, ετερότροφοι οργανισμοί που χρησιμοποιούν το οξυγόνο για την εκπλήρωση των ενεργειακών απαιτήσεων διάφορων δραστηριοτήτων και για αύξηση.
- Το οξυγόνο αποθηκεύεται στα ψάρια σε πολύ μικρές ποσότητες.

- Το οξυγόνο εισέρχεται στο σώμα των ψαριών από τα βράγχια ή από τα βράγχια και την επιφάνεια του σώματος. Και οι δυο αυτές επιφάνειες αυξάνουν γεωμετρικά με ρυθμό χαμηλότερο από αυτόν της αύξησης του όγκου (και βάρους) του σώματος και, συνεπώς, από το ρυθμό αύξησης των απαιτήσεων σε οξυγόνο.
- Μετά τη γεννητική ωρίμαση ένα μέρος της διαθέσιμης ενέργειας επιμερίζεται στην αναπαραγωγή περιορίζοντας εκόμη περισσότερο την αύξηση του οργανισμού.



Εικόνα 7.5. Γραφική αναπαράσταση ενός μοντέλου αύξησης για τα ψάρια με έμφαση στον περιοριστικό ρόλο της διαθεσιμότητας του οξυγόνου για σύνθεση πρωτεϊνών. Η εξίσωση του Putter (1920) αναλύεται στο κείμενο.



Εικόνα 7.6. Σχέση ανάμεσα στη διαθέσιμη ποσότητα οξυγόνου ανά μονάδα σωματικού βάρους (δηλαδή επιφάνεια βραγχίων ανά μονάδα βάρους σώματος) και στο βάρος σώματος στα ψάρια. Στην Α περίπτωση η αύξηση σε βάρος σταματά (ασυμπτωτικό βάρος $W_{\infty 1}$) όταν η διαθέσιμη ποσότητα οξυγόνου είναι ίση με αυτήν που απαιτείται για το βασικό μεταβολισμό. Στη Β περίπτωση φαίνεται ότι κάθε παράγοντας που αυξάνει το βασικό μεταβολισμό οδηγεί σε μείωση του βάρους εκείνου, για το οποίο η διαθέσιμη ποσότητα οξυγόνου αποτελεί περιοριστικό παράγοντα για την αύξηση, και έτσι οδηγεί σε μείωση του $W_{\infty 2}$.

Από τις παραπάνω βασικές αρχές προκύπτει ότι παράγοντες που οδηγούν σε αύξηση του βασικού μεταβολισμού, όπως για παράδειγμα η αύξηση της θερμοκρασίας και η καταπόνηση, προκαλούν μείωση της ποσότητας του οξυγόνου ανά μονάδα βάρους που είναι διαθέσιμη για αύξηση (Εικόνα 7.6). Αυτοί οι παράγοντες οδηγούν τελικά, μέσα στο πλαίσιο των ανατομικών περιορισμών κάθε είδους, στη μείωση του μέγιστου μεγέθους που μπορούν να αποκτήσουν τα γηραιότερα άτομα ενός πληθυσμού (Εικόνα 7.6).

Η VBGF προκύπτει από τη γενική σχέση που συνδέει την ποσότητα του οξυγόνου που είναι διαθέσιμη για

αύξηση με την ποσότητα του οξυγόνου που προσλαμβάνεται από τα βράγχια και από άλλες σωματικές επιφάνειες και την ποσότητα του οξυγόνου που απαιτείται για τη διατήρηση του οργανισμού και για διάφορες άλλες βιολογικές δραστηριότητες (Pauly 1984a, Longhurst & Pauly 1987):

οξυγόνο διαθέσιμο για αύξηση	=	οξυγόνο που προσλαμβάνεται από τα βράγχια και άλλες σωματικές επιφάνειες	-	οξυγόνο που απαιτείται για διατήρηση και άλλες δραστηριότητες
------------------------------------	---	--	---	---

7.17

Η εξίσωση 7.17 οδηγεί στη γνωστή εξίσωση του Putter (1920):

$$\frac{dW}{dt} = HW^d - kW^m$$

7.18

όπου dW/dt είναι ο ρυθμός αύξησης σε βάρος, H είναι ο ρυθμός σύνθεσης σωματικού υλικού, W είναι το βάρος του σώματος, k είναι μια σταθερά που σχετίζεται με τις απαιτήσεις σε οξυγόνο, και d και m είναι οι εκθέτες του βάρους για τις αναβολικές και καταβολικές διεργασίες αντίστοιχα (von Bertalanffy 1938, Beverton & Holt 1957, Taylor 1958, 1962). Ο όρος HW^d αντιπροσωπεύει τις αναβολικές διεργασίες, ενώ ο όρος kW^m τις καταβολικές διεργασίες. Στην περίπτωση που το $HW^d > kW^m$, τότε υπάρχει ενεργειακό πλεόνασμα που είναι διαθέσιμο για σωματική αύξηση.

Ο von Bertalanffy (1957) υποστήριξε ότι όταν η ποσότητα της διαθέσιμης τροφής δεν είναι περιοριστική, ο ρυθμός αναβολισμού είναι απευθείας ανάλογος της επιφάνειας του σώματος (S) διαμέσου της οποίας γίνεται η πρόσληψη του οξυγόνου και ότι η σχέση ανάμεσα στην επιφάνεια S και το βάρος W είναι εκθετική με τιμή εκθέτη ίση με $2/3$ (Longhurst & Pauly 1987):

$$S = W^{2/3}$$

7.19

Αντίθετα, ο ρυθμός καταβολισμού είναι απευθείας ανάλογος του σωματικού βάρους W (δηλαδή ο εκθέτης m στην εξίσωση 7.18 είναι ίσος με 1). Με βάση τα παραπάνω, η εξίσωση 7.19 παίρνει τη μορφή:

$$\frac{dW}{dt} = HW^{2/3} - kW$$

7.20

Από την εξίσωση 7.20 και θεωρώντας ότι το βάρος σώματος W σχετίζεται με το μήκος L σύμφωνα με την εξίσωση $W = aL^3$ (εξίσωση 7.1), προκύπτει η εξίσωση (Longhurst & Pauly 1987):

$$\frac{dL}{dt} = \left[\frac{(Ha^{1/3})}{3} \right] - \left[\frac{(kL)}{3} \right] = E - KL$$

7.21

όπου $E = \left[\frac{(Ha^{-1/3})}{3} \right]$ και $K = \frac{k}{3}$

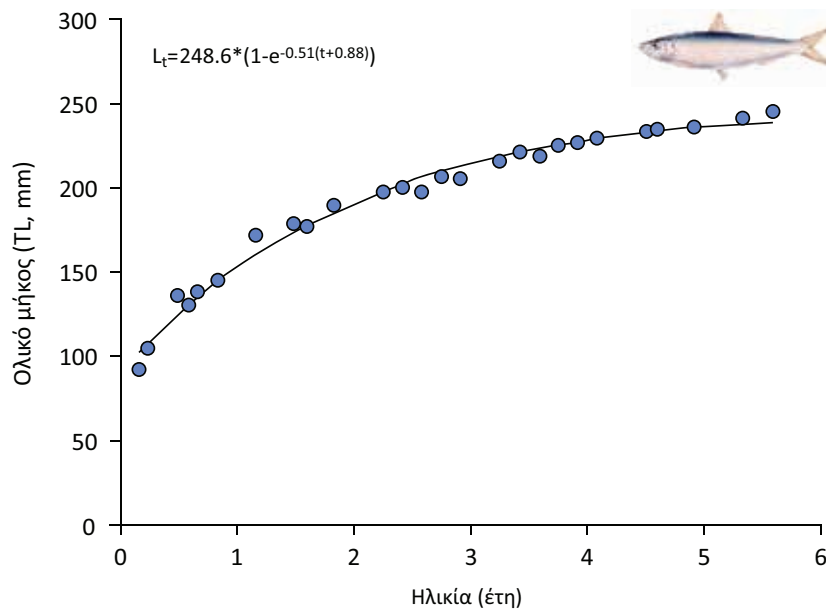
Από την εξίσωση 7.21, και θεωρώντας ότι $L_{\infty} = \frac{E}{K}$, προκύπτει η VBGF:

$$L_t = L_{\infty} \times (1 - e^{-K \times (t - t_0)})$$

7.22

όπου L_t είναι το μήκος σώματος τη χρονική στιγμή t , L_{∞} είναι το ασυμπτωτικό μήκος σώματος, δηλαδή το μήκος που θα αποκτούσε ένα ψάρι αν ζούσε απεριόριστα και η αύξησή του ήταν σύμφωνη με την VBGF, η παράμετρος K (σε μονάδες έτη⁻¹) είναι ο μέσος ρυθμός με τον οποίο το ψάρι πλησιάζει το L_{∞} του πληθυσμού από το μήκος «γέννησης» (συχνά ερμηνεύεται εσφαλμένα ως ρυθμός αύξησης), t είναι η ηλικία σε έτη και t_0 είναι η υποθετική ηλικία στην οποία το ψάρι έχει μηδενικό μήκος (συνήθως είναι ένας μικρός αρνητικός ή θετικός αριθμός, ο οποίος για να θεωρηθεί αξιόπιστος πρέπει να κυμαίνεται από -1,5 έως 1,5). Βιολογικά το t_0 δεν έχει νόημα, γιατί η αύξηση αρχίζει αμέσως μετά την εκκόλαψη των αβγών, οπότε η ιχθυονύμφη έχει ήδη ένα μήκος που είναι γνωστό ως L_0 . Το μήκος αυτό αντιστοιχεί στην ηλικία 0 και ισούται με $L_0 = L_{\infty}$.

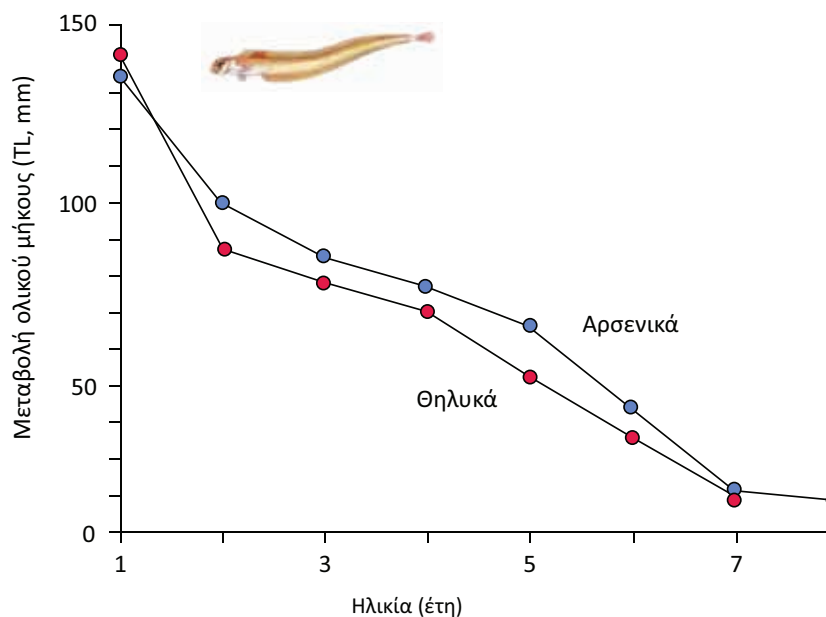
$(1-e^{-k(t_0)})$. Όμως το L_0 δεν αποτελεί καλή εκτίμηση του μήκους τη στιγμή της γέννησης, γιατί οι ιχθυονύμφες δεν αυξάνουν πάντα σύμφωνα με τη VBGF.



Εικόνα 7.7. Εφαρμογή της καμπύλης αύξησης στα μέσα μήκη ανά ηλικία (κύκλοι) της φρίσσας *Sardinella aurita* στο βόρειο Αιγαίο (τροποποιημένη από Tsikliras et al. 2005α).

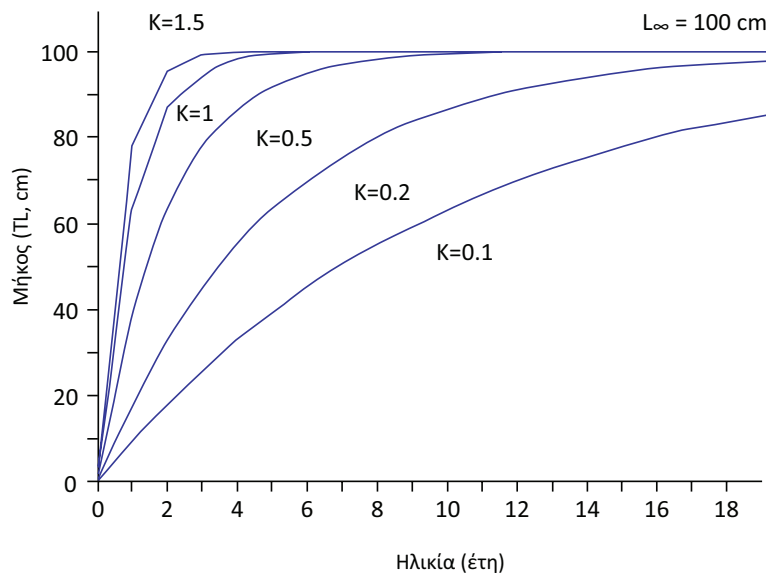
Σύμφωνα με την εξίσωση VBGF, το μήκος σώματος των ψαριών και των περισσότερων οργανισμών που συνεχίζουν να μεγαλώνουν σε μέγεθος και μετά την γεννητική τους ωρίμαση αυξάνει με την ηλικία και τείνει να αποκτήσει ασυμπτωτικά μια μέγιστη τιμή. Εξαιρεση ίσως αποτελούν τα αρχικά στάδια της ζωής τους, γιατί, όπως αναφέρθηκε παραπάνω, οι ιχθυονύμφες δεν αυξάνουν πάντα σύμφωνα με την εξίσωση αυτή (von Bertalanffy 1938, Beverton & Holt 1957, Sparre et al. 1989).

Έτσι, το γράφημα του μήκους σώματος ενός ψαριού σε σχέση με την ηλικία του σχηματίζει καμπύλη, η κλίση της οποίας πλησιάζει ασυμπτωτικά μια ευθεία παράλληλη με τον άξονα της ηλικίας (Εικόνα 7.7). Αυτό σημαίνει ότι η σωματική αύξηση σε μήκος δεν σταματά ποτέ, αλλά τείνει πάντα προς το ασυμπτωτικό μήκος. Ο ρυθμός αύξησης σε κάθε ηλικία μπορεί να εκτιμηθεί από την κλίση της καμπύλης αύξησης στην ηλικία αυτή και είναι υψηλότερος στις μικρές ηλικίες, ενώ μειώνεται προοδευτικά με την αύξηση της ηλικίας (Εικόνα 7.8).



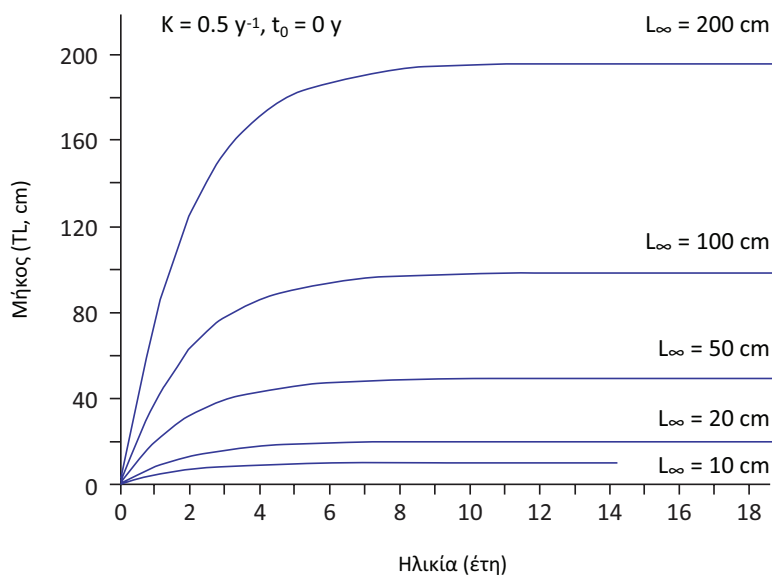
Εικόνα 7.8. Αύξηση σε μήκος ανά ηλικία της κορδέλας *Cerpolia macrophthalmia* στον Ευβοϊκό Κόλπο (από Στεργίου 1991).

Στην εικόνα 7.9 παρουσιάζονται πέντε υποθετικές καμπύλες αύξησης με διαφορετικές τιμές της παραμέτρου K , αλλά με τις ίδιες τιμές των παραμέτρων L_{∞} και t_0 ($L_{\infty}=100$ cm και $t_0=0$ έτη). Είναι φανερό ότι όσο μεγαλύτερη είναι η τιμή του K , τόσο πιο γρήγορα ένα είδος πλησιάζει το L_{∞} . Για παράδειγμα, το υποθετικό είδος που χαρακτηρίζεται από $K=1,5$ έτη⁻¹ αποκτά μήκος πολύ κοντά στο L_{∞} σε 2 περίπου χρόνια, ενώ το υποθετικό είδος που χαρακτηρίζεται από $K=0,2$ έτη⁻¹ πλησιάζει το L_{∞} σε 20 χρόνια περίπου.



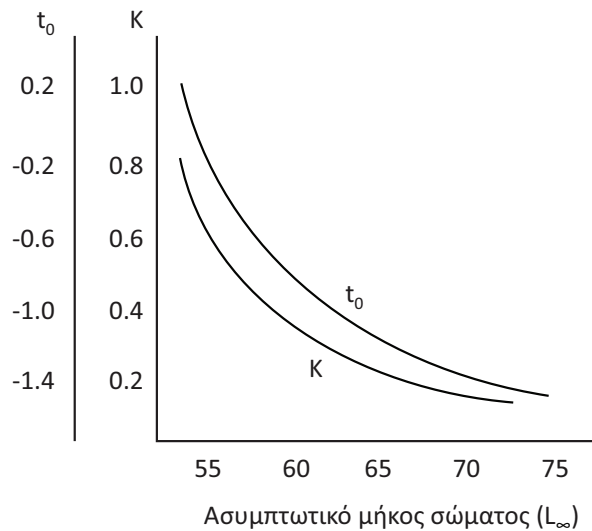
Εικόνα 7.9. Επίδραση του K στην καμπύλη αύξησης VBGF.

Στην εικόνα 7.10 παρουσιάζονται πέντε καμπύλες αύξησης οι οποίες χαρακτηρίζονται από τις ίδιες τιμές των παραμέτρων K και t_0 ($K=0,5$ έτη⁻¹ και $t_0=0$ έτη), αλλά διαφέρουν στις τιμές του L_{∞} . Από την εικόνα αυτή είναι εμφανές ότι η παράμετρος K δεν δηλώνει τον ετήσιο ρυθμό αύξησης των υποθετικών ειδών αλλά ότι όλα τα υποθετικά είδη αποκτούν το L_{∞} με τον ίδιο ρυθμό (περίπου σε 5-6 έτη). Όμως, η ετήσια αύξηση σε μήκος είναι μεγαλύτερη όσο μεγαλύτερο είναι το μέγεθος του υποθετικού είδους.



Εικόνα 7.10. Επίδραση του L_{∞} στην VBGF καμπύλη αύξησης.

Τέλος, στην εικόνα 7.11 παρουσιάζεται η σχέση που συνδέει τις τιμές των K και t_0 με τις τιμές του L_{∞} για όλες τις δυνατές καμπύλες αύξησης που εκπληρώνουν τις συνθήκες $L_1=25,5$ cm και $L_5 = 50,8$ cm. Από την εικόνα αυτή είναι εμφανές ότι οι τιμές του K και του t_0 μειώνονται εκθετικά με το L_{∞} , γεγονός που δείχνει ότι οι εκτιμήσεις του K και του t_0 εξαρτώνται από την εκτίμηση του L_{∞} , η οποία με τη σειρά της εξαρτάται από το αν αντιπροσωπεύονται τα μεγάλα σε μέγεθος και ηλικία άτομα στο δείγμα που χρησιμοποιήθηκε για τη μελέτη της αύξησης. Έτσι, οι εκτιμήσεις των παραμέτρων αύξησης αντανακλούν τη βιολογία του ψαριού, μόνο όταν το δείγμα είναι αντιπροσωπευτικό (Sparre et al. 1989).



Εικόνα 7.11. Σχέση ανάμεσα στις τιμές των K και t_0 με τις τιμές του L_∞ για όλες τις δυνατές καμπύλες αύξησης που εκπληρώνουν τις συνθήκες $L_1 = 25,5 \text{ cm}$ και $L_5 = 50,8 \text{ cm}$ (από Sparre et al. 1989).

Εξίσωση von Bertalanffy για αύξηση σε βάρος

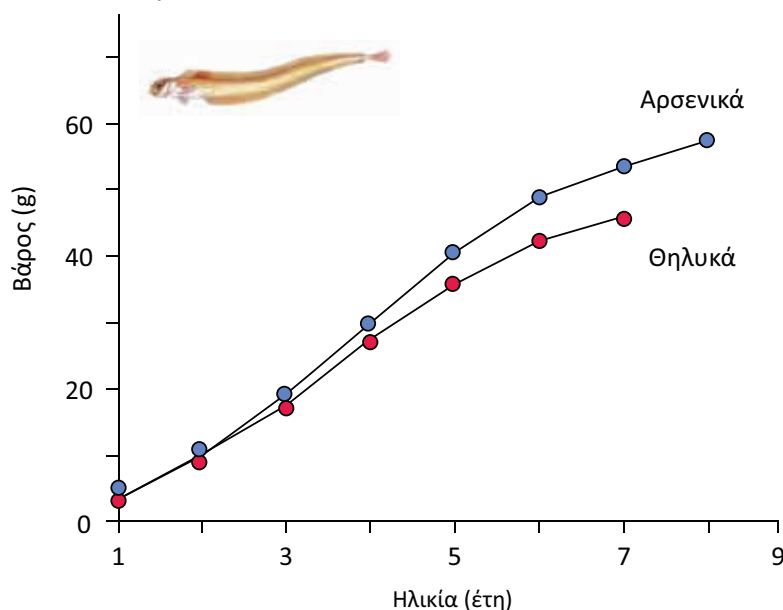
Η αντίστοιχη της εξίσωσης 7.22 εξίσωση αύξησης που συνδέει το βάρος με την ηλικία είναι η (Sparre et al. 1989):

$$W_t = W_\infty \times (1 - e^{-K \times (t - t_0)})^3$$

7.23

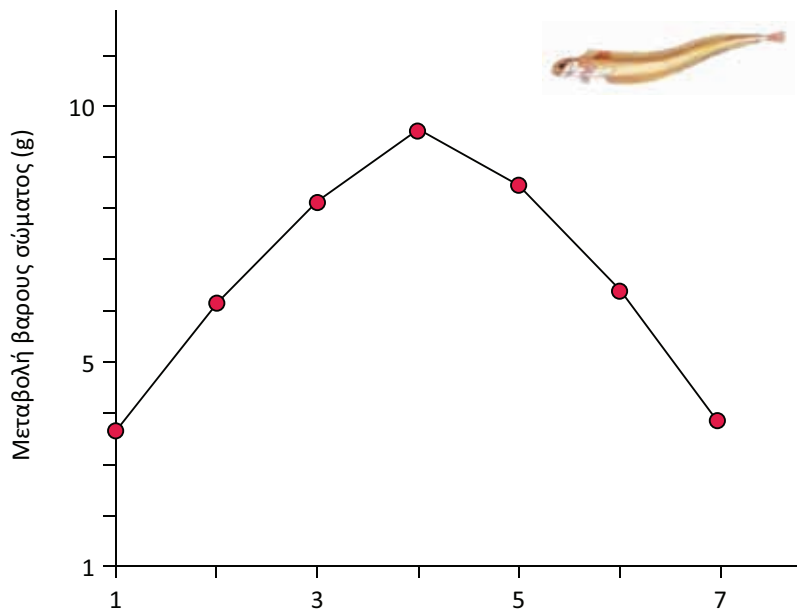
όπου W_t είναι το βάρος σώματος τη χρονική στιγμή t και W_∞ είναι το ασυμπτωτικό βάρος σώματος, δηλαδή το βάρος που θα αποκτούσε ένα ψάρι αν ζούσε απεριόριστα και η αύξησή του ήταν σύμφωνη με τη VBGF. Όλες οι υπόλοιπες παράμετροι ορίζονται όπως στην εξίσωση 7.22.

Το γράφημα του βάρους σώματος ενός ψαριού σε σχέση με την ηλικία του σχηματίζει επίσης καμπύλη, η κλίση της οποίας πλησιάζει ασυμπτωτικά μια ευθεία παράλληλη με τον άξονα της ηλικίας (Εικόνα 7.12). Το γράφημα αυτό, όμως, διαφέρει από το αντίστοιχο γράφημα του μήκους (Εικόνα 7.7), ως προς το ότι υπάρχει ένα σημείο A, στο οποίο παρατηρείται αλλαγή της κλίσης της καμπύλης αύξησης (Εικόνα 7.12). Για όλες τις ηλικίες που είναι μικρότερες από την ηλικία που αντιστοιχεί στο σημείο A -στην περίπτωση του παραδείγματος της εικόνας 7.11 είναι η ηλικία 4 έτη- ο ρυθμός αύξησης σε βάρος, δηλαδή η μεταβολή του βάρους ανάμεσα σε δυο ηλικίες, αυξάνει με την ηλικία.



Εικόνα 7.12. Η καμπύλη της κατά βάρος αύξησης της κορδέλας *Cepola macrophthalmia* στον Ευβοϊκό Κόλπο (από Στεργίου 1991).

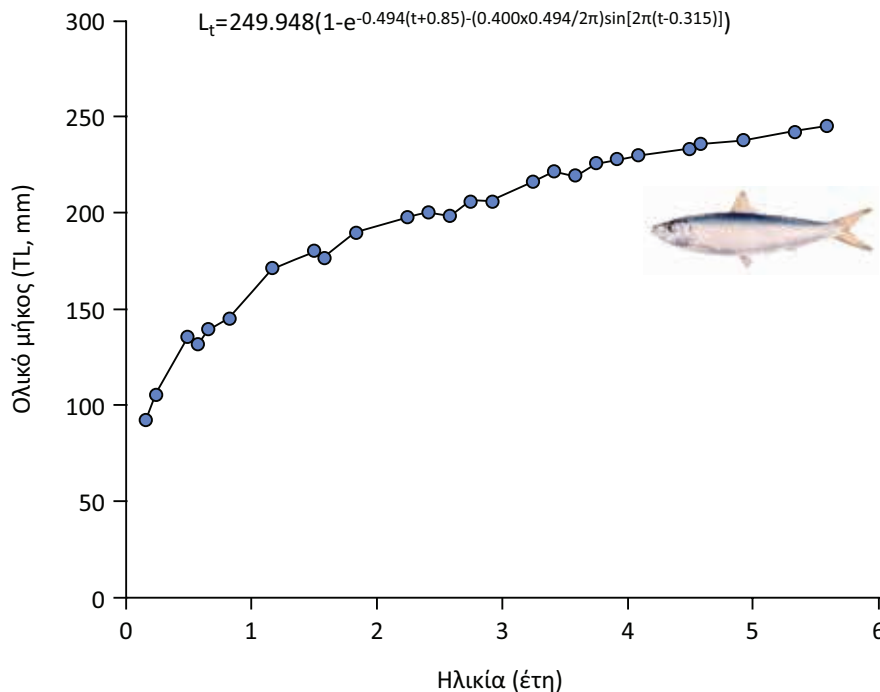
Αντίθετα, μετά την ηλικία που αντιστοιχεί στο σημείο A, ο ρυθμός αύξησης σε βάρος μειώνεται σταδιακά με την ηλικία (Εικόνα 7.13). Μια τέτοια αλλαγή στην κλίση της καμπύλης μήκους-ηλικίας παρατηρείται μόνο στα αρχικά στάδια της ιχθυονομφικής ζωής των ψαριών.



Εικόνα 7.13. Αύξηση του βάρους ανά ηλικία των θηλυκών ατόμων της κορδέλας *Cerola macrophthalmia* στον Ευβοϊκό Κόλπο (από Στεργίου 1991).

Εποχική εξίσωση von Bertalanffy

Στα ψάρια η αύξηση δεν είναι ομοιόμορφη καθόλη τη διάρκεια του έτους, αλλά παρουσιάζει εποχικές αυξομειώσεις, με την μεγαλύτερη αύξηση να παρατηρείται την άνοιξη και το καλοκαίρι και τη μικρότερη το φθινόπωρο και τον χειμώνα (Εικόνα 7.14). Αυτό το εποχικό πρότυπο αύξησης ισχύει για τα περισσότερα είδη.



Εικόνα 7.14. Εφαρμογή της εποχικής καμπύλης αύξησης στα μέσα μήκη ανά ηλικία (κύκλοι) της φρίσσας *Sardinella aurita* στο βόρειο Αιγαίο (τροποποιημένη από Tsikliras et al. 2005α).

Η παρακάτω παραλλαγή της εξίσωσης von Bertalanffy είναι γνωστή ως εποχική εξίσωση von Bertalanffy (Beverton & Holt 1957, Pauly & Gaschutz 1979, Sparre et al. 1989):

$$L_t = L_{\infty} \times \left[1 - e^{(-K \times (t - t_0) - \left(\frac{C \times K}{2\pi}\right) \times \sin(2\pi \times (t - t_s)))} \right]$$

7.24

Η εξίσωση 7.24 είναι η κανονική εξίσωση von Bertalanffy (βλέπε εξίσωση 7.6) με την προσθήκη ενός επιπλέον όρου που δίνεται παρακάτω:

$$- (C \times K / 2\pi) \times \sin(2\pi \times (t - t_s))$$

Ο όρος αυτός αντιπροσωπεύει την εποχική ταλάντωση της αύξησης. Η παράμετρος t_s είναι γνωστή ως θερινό σημείο και καθορίζει την αρχή της ημιτονοειδούς ταλάντωσης της αύξησης σε σχέση με τη χρονική περίοδο $t=0$. Η παράμετρος C είναι γνωστή ως εύρος εποχικότητας και δηλώνει την ένταση της εποχικής ταλάντωσης. Η παράμετρος C λαμβάνει τιμές από 0 (όταν δεν υπάρχει εποχική ταλάντωση) ως 1 (πολύ ισχυρή εποχική ταλάντωση με μια παύση της αύξησης ανά χρόνο), ενώ τιμές μεγαλύτερες από 1 δηλώνουν μια περίοδο χωρίς αύξηση και εμφανίζονται μόνο στα γλυκά νερά των τροπικών περιοχών και στα μεγάλα γεωγραφικά πλάτη. Όταν το C είναι ίσο με 0, τότε η εξίσωση 7.24 αντιστοιχεί στην απλή εξίσωση von Bertalanffy (Pauly 1998a).

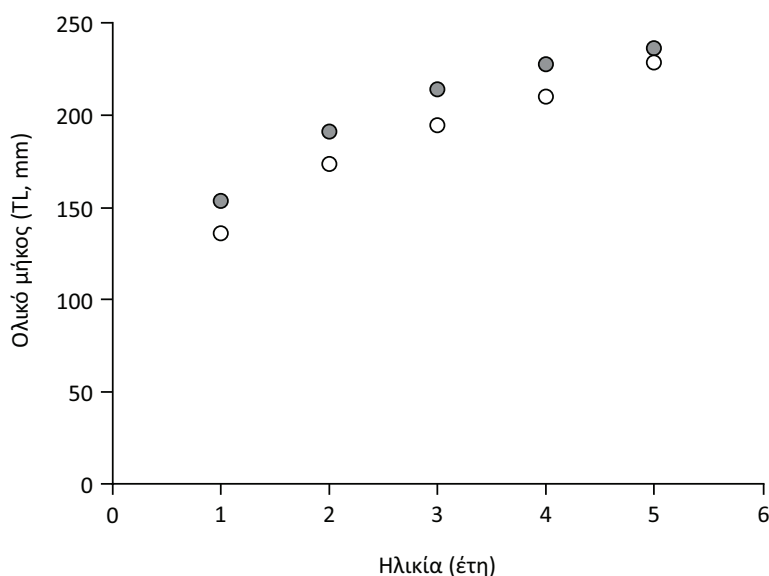
Η παράμετρος t_s σχετίζεται με το χειμερινό σημείο (WP), το οποίο δηλώνει την περίοδο του έτους (εκφρασμένη σε ποσοστό έτους) που χαρακτηρίζεται από χαμηλή αύξηση. Το WP λαμβάνει τιμές από 0 έως 1. Όταν η τιμή του WP βρίσκεται κοντά στο 0 ή στο 1, τότε η αύξηση το χειμώνα είναι μικρότερη, ενώ όταν η τιμή του βρίσκεται κοντά στο 0,5 τότε η αύξηση είναι μικρότερη το καλοκαίρι. Η παράμετρος WP σχετίζεται με το t_s ως εξής:

$$t_s + 0.5 = WP$$

7.25

Στοιχεία που χρησιμοποιούνται για την εφαρμογή της καμπύλης αύξησης

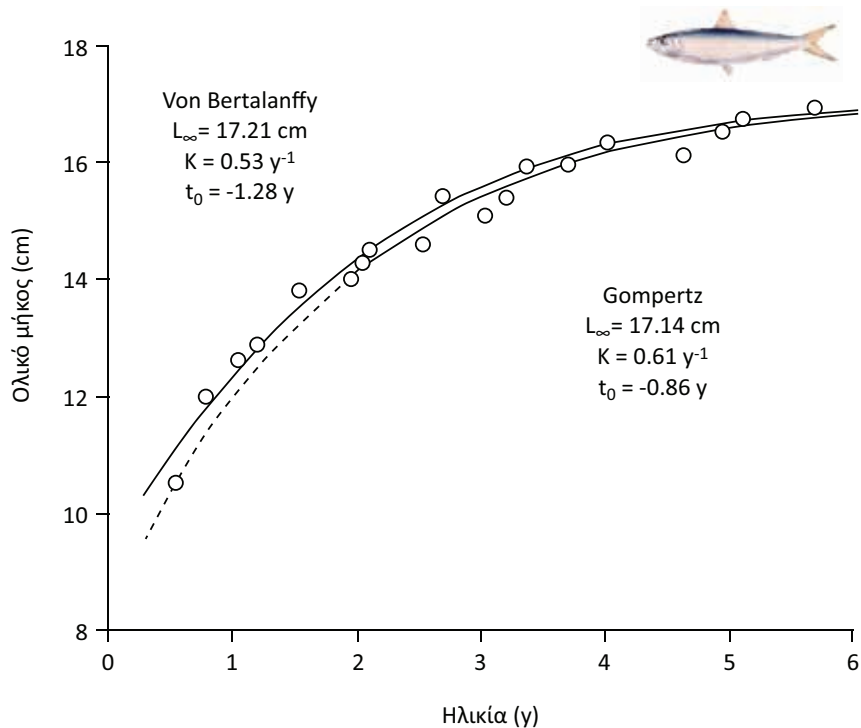
Συνήθως, για την εκτίμηση των παραμέτρων αύξησης με την εξίσωση αύξησης χρησιμοποιούνται τα παρατηρούμενα μήκη ανά ηλικία. Πολλοί ερευνητές χρησιμοποιούν, όμως, και τα **ανάδρομα μήκη** ανά ηλικία (Κεφάλαιο 6). Η χρήση των σκελετικών δομών (π.χ. ωτόλιθοι, λέπια) για την εκτίμηση της ηλικίας στηρίζεται στην παραδοχή ότι χαρακτηριστικά όπως οι δακτύλιοι σχηματίζονται με μια σταθερή συχνότητα (Francis 1990). Αν η απόσταση ανάμεσα σε δυο διαδοχικούς δακτυλίους σχετίζεται με το ρυθμό αύξησης, τότε είναι δυνατό να εκτιμηθεί αναδρομικά η αύξηση σε μήκος ενός ψαριού (Ricker 1992). Έτσι, το μήκος ενός ψαριού στις μικρότερες ηλικίες μπορεί να εκτιμηθεί από το παρατηρούμενο μήκος του τη στιγμή της αλίευσης και από τις καταγραφές της αύξησης στις σκελετικές δομές του. Το πρώτο βήμα σε αυτή τη διαδικασία είναι ο προσδιορισμός της σχέσης που συνδέει το μήκος σώματος (ολικό, σταθερό, μεσουραίο) με την ακτίνα των σκελετικών δομών που χρησιμοποιούνται για τον προσδιορισμό της ηλικίας (Κεφάλαιο 6, Εικόνα 6.6). Και στις δύο περιπτώσεις μπορεί να χρησιμοποιηθούν είτε όλα τα παρατηρούμενα (ή ανάδρομα) μήκη των ατόμων του δείγματος, είτε τα μέσα παρατηρούμενα (ή ανάδρομα) μήκη ανά ηλικία, με σκοπό να αντιπροσωπευτούν ισότιμα όλες οι παρατηρήσεις (Tsikliras et al. 2005α, Εικόνα 7.15).



Εικόνα 7.15. Εκτίμηση παραμέτρων αύξησης από τα μέσα παρατηρούμενα μήκη (γκρι) και τα μέσα ανάδρομα μήκη (άσπρο) ανά ηλικία της φρίσσας *Sardinella aurita* στο βόρειο Αιγαίο.

Εξίσωση αύξησης Gompertz

Η πρωτότυπη καμπύλη αύξησης Gompertz (Gompertz 1825) είναι σιγμοειδής (S-shaped, logistic) με πολλές παραλλαγές (Ricker 1975). Ο στιγμιαίος ρυθμός αύξησης στην εξίσωση Gompertz είναι ανάλογος με τη διαφορά μεταξύ των λογαρίθμων του ασυμπτωτικού μήκους και του πραγματικού μήκους (Ricker 1975). Η εξίσωση Gompertz βρίσκει καλύτερη εφαρμογή από την εξίσωση von Bertalanffy, όταν η διαφοροποίηση στο βάρος ή στον όγκο ενός οργανισμού είναι πολύ μεγαλύτερη σε σχέση με αυτήν στο μήκος. Επίσης, μπορεί να απεικονίσει καλύτερα την αύξηση στα αρχικά στάδια ζωής των οργανισμών δίνοντας καλύτερη εκτίμηση για το t_0 (Εικόνα 7.16), καθώς και αυτών που βρίσκονται σε αιχμαλωσία, που συνήθως παρουσιάζουν χαμηλότερο ρυθμό αύξησης εξαιτίας της καταπόνησης που δέχονται όταν αιχμαλωτίζονται.



Εικόνα 7.16. Οι παράμετροι αύξησης που προκύπτουν από την εφαρμογή των εξισώσεων Gompertz (διακεκομμένη γραμμή) και von Bertalanffy (συνεχής γραμμή) στα μέσα μήκη ανά ηλικία (κύκλοι) των θηλυκών ατόμων σαρδέλας *Sardina pilchardus* στο Αιγαίο (τροποποιημένη από Tsikliras & Koutrakis 2013).

Συνήθως χρησιμοποιείται η παρακάτω μορφή της εξίσωσης Gompertz που είναι προσαρμοσμένη για το μήκος αντί για το βάρος (Lee et al. 2008):

$$L_t = L_{\infty} \times (1 - e^{-K \times (t - t_0)})$$

7.26

όπου L_t είναι το μήκος τη χρονική στιγμή t , L_{∞} είναι το ασυμπτωτικό μήκος σώματος, δηλαδή το μήκος που θα αποκτούσε το ζώο αν ζούσε απεριόριστα, K είναι παράμετρος που εκφράζει το ρυθμό με τον οποίο το ζώο πλησιάζει το L_{∞} και μετριέται σε $1/t$, t είναι η ηλικία σε έτη, t_0 η υποθετική ηλικία στην οποία το ζώο έχει μηδενικό μήκος. Οι παράμετροι της εξίσωσης (και η περιγραφή τους) είναι ίδιες με αυτές της εξίσωσης von Bertalanffy (εξίσωση 7.22).

Η εξίσωση Gompertz δίνει ελαφρώς διαφοροποιημένες παραμέτρους αύξησης για τα ίδια αρχικά δεδομένα σε σχέση με την εξίσωση von Bertalanffy (Εικόνα 7.16).

Άλλες εξισώσεις αύξησης

Παρόλο που, όπως αναφέρθηκε, οι εξισώσεις αύξησης von Bertalanffy και Gompertz περιγράφουν ικανοποιητικά την αύξηση σε πολλά είδη ψαριών και άλλων υδρόβιων οργανισμών του νηκτού, πολλοί ερευνητές έχουν εκφράσει αμφιβολίες για τη χρήση τους και έχουν προτείνει τη χρήση άλλων εξισώσεων αύξησης (Wootton 1990).

Για παράδειγμα, οι Parker & Larkin (1959), στηριζόμενοι στην παραδοχή ότι ο ρυθμός μεταβολής του βάρους dW/dt με την ηλικία είναι εκθετική συνάρτηση του βάρους W με εκθέτη x :

$$\frac{dW}{dt} = kW^x$$

7.27

χρησιμοποίησαν την παρακάτω εξίσωση για να περιγράψουν την αύξηση της αμερικάνικης πέστροφας *Oncorhynchus mykiss* και του σολομού της Αλάσκας *Oncorhynchus tshawytscha*:

$$W_t^{(1-x)} = (1-x) \times k \times t + W_0^{(1-x)}$$

7.28

όπου W_0 είναι το βάρος στην ηλικία 0 και W_t είναι το βάρος στην ηλικία t .
Οι Saetersdal & Cadima (1960) χρησιμοποίησαν την εξίσωση Gompertz:

$$W_t = A \times e^{-b \times d}$$

7.29

και

$$d = e^{c \times t}$$

7.30

όπου W_t είναι το βάρος στην ηλικία t , A είναι το ασυμπτωτικό βάρος στο οποίο τείνει η εξίσωση 7.28 όταν το t είναι άπειρο και b , c οι παράμετροι που υπολογίζονται μετά την προσαρμογή της εξίσωσης στα δεδομένα.

Ο Knight (1969) χρησιμοποίησε την παραβολή:

$$L_t = a + b \times t + c \times t^2$$

7.31

όπου L_t είναι το μήκος στην ηλικία t , για να περιγράψει την αύξηση του Ατλαντικού γάδου *Gadus morhua* στη Βόρεια Θάλασσα.

Τέλος, ο Roff (1980) υποστηρίζει ότι ακόμα και αν παραδεχτούμε ότι τα ψάρια αυξάνουν σύμφωνα με την καμπύλη αύξησης von Bertalanffy, η εξίσωση 7.31 μπορεί να δώσει εκτιμήσεις παρόμοιες με αυτές της von Bertalanffy. Αυτό τον οδήγησε να προτείνει την αντικατάσταση της εξίσωσης von Bertalanffy με όποια άλλη εξίσωση περιγράφει ικανοποιητικά τα δεδομένα μήκους-ηλικίας σε κάθε περίπτωση.

Από τα διάφορα μοντέλα για την εκτίμηση των παραμέτρων αύξησης που περιγράφησαν παραπάνω, οι εξισώσεις von Bertalanffy και Gompertz χρησιμοποιούνται περισσότερο στην αλιευτική έρευνα (Summerfelt & Hall 1987), η πρώτη για να περιγράψει την αύξηση στα ψάρια και άλλους θαλάσσιους οργανισμούς και η δεύτερη για να περιγράψει την αύξηση στα ιχθυονομφικά και νεαρά στάδια των ψαριών (Summerfelt & Hall 1987).

Γενικά, η εξίσωση αύξησης θεωρείται ένας από τους θεμέλιους λίθους της αλιευτικής βιολογίας και δυναμικής, γιατί αποτελεί τη βάση όλων σχεδόν των αναλυτικών μοντέλων που χρησιμοποιούνται για τη μελέτη της δυναμικής και τη διαχείριση των ιχθυοπληθυσμών. Οι εκτιμήσεις των αριθμητικών τιμών των παραμέτρων K , L_∞ και t_0 χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση άλλων παραμέτρων της δυναμικής ενός πληθυσμού που αφορούν τους ρυθμούς με τους οποίους τα άτομα του πληθυσμού πεθαίνουν (Κεφάλαιο 8) και τις χρονικές μεταβολές της βιομάζας σε σχέση με τον αριθμό ατόμων ενός αποθέματος (Sparre et al. 1989).

7.5. Μέθοδοι εκτίμησης παραμέτρων αύξησης

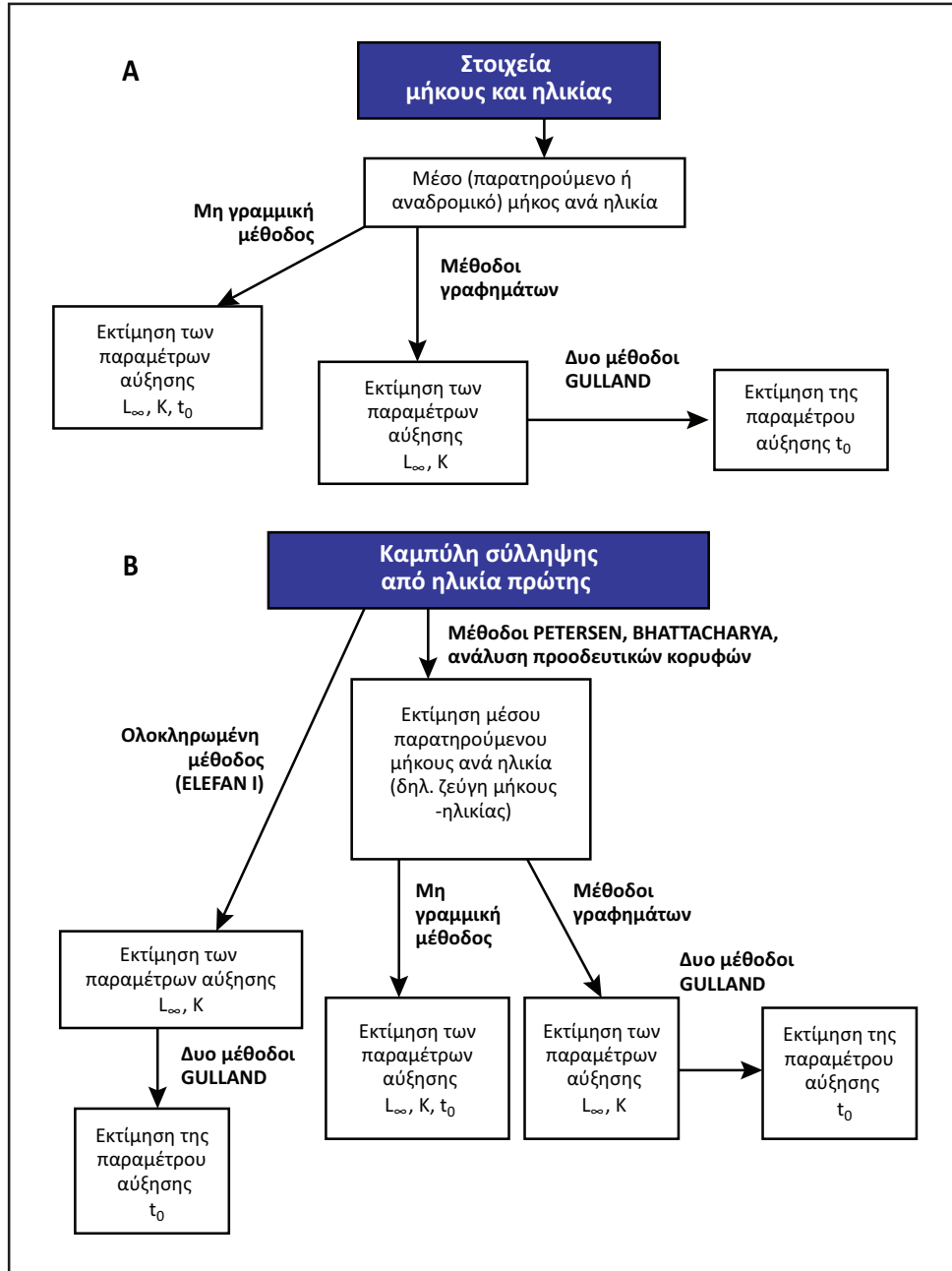
Παρόλο που, όπως αναφέρθηκε, η εξίσωση αύξησης von Bertalanffy (VBGF) περιγράφει ικανοποιητικά την αύξηση για τα ψάρια και πολλά είδη ασπονδύλων, η επίλυσή της παρουσίαζε ιστορικά δυσκολίες εξαιτίας της πολυπλοκότητάς της και της υπολογιστικής ισχύος που απαιτείτο για την επίλυσή της. Η σημασία εξεύρεσης της πιο αξιόπιστης μεθόδου επίλυσής της ήταν, λοιπόν, σημαντική, γιατί μικρές αλλαγές στις αριθμητικές τιμές των παραμέτρων αύξησης επιφέρουν σημαντικές αλλαγές στην εκτίμηση άλλων παραμέτρων της δυναμικής του είδους. Οι δυσκολίες αυτές βέβαια τα τελευταία χρόνια, με την εξέλιξη των υπολογιστών, έχουν πρακτικά εξαφανιστεί.

Γενικά, για την εκτίμηση των παραμέτρων αύξησης K , L_∞ και t_0 (δηλαδή των αριθμητικών τιμών σε ένα μαθηματικό μοντέλο από το οποίο μπορεί να προβλεφθεί το μήκος ή το βάρος ενός ψαριού όταν αυτό αποκτήσει μια συγκεκριμένη ηλικία) χρησιμοποιούνται οι παρακάτω τρεις βασικές κατηγορίες στοιχείων (Sparre et al. 1989) και οι εμπειρικές εξισώσεις:

- στοιχεία ηλικίας-μήκους, που προέρχονται από την επεξεργασία δειγμάτων που συλλέγονται με αλιευτικά ή ερευνητικά σκάφη (Εικόνα 7.17A),

- αποκλειστικά στοιχεία μήκους, που καταγράφονται από δείγματα που συλλέγονται με αλιευτικά ή ερευνητικά σκάφη (Εικόνα 7.17B) και
- στοιχεία από πειράματα σήμανσης, δηλαδή καταγραφή του μήκους ενός ατόμου σε δύο χρονικές στιγμές: τη στιγμή της σύλληψης και τη στιγμή της επανασύλληψης.

Παρόλο που τα στοιχεία από πειράματα σήμανσης θεωρούνται πιο αξιόπιστα και μεγαλύτερης ακρίβειας, η συλλογή των στοιχείων αυτών είναι δύσκολη, πολυδάπανη και απαιτεί ειδικό ερευνητικό σχεδιασμό. Στη συνέχεια θα ασχοληθούμε με τις δυο πρώτες περιπτώσεις στοιχείων.



Εικόνα 7.17. Μοντέλα που χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση των αριθμητικών παραμέτρων αύξησης από στοιχεία μήκους και ηλικίας (A) και αποκλειστικά μήκους (B) (με βάση τους Sparre et al. 1989).

7.5.1. Στοιχεία ηλικίας-μήκους

Απαραίτητη προϋπόθεση για τη μελέτη της αύξησης ενός είδους από στοιχεία ηλικίας-μήκους είναι ο προσδιορισμός της ηλικίας ενός αντιπροσωπευτικού δείγματος ατόμων του είδους αυτού από τις σκληρές σκελετικές δομές του που εμφανίζουν εποχικούς δακτυλίους, πολλές φορές ορατούς και με γυμνό μάτι, καθώς και η εκτίμηση των μέσων παρατηρούμενων ή αναδρομικών μηκών για κάθε ηλικία όλων των ατόμων του δείγματος (Κεφάλαιο 6).

Έτσι, όταν υπάρχουν διαθέσιμα ζεύγη τιμών ηλικίας και μέσου παρατηρούμενου ή ανάδρομου μήκους σώματος, για παράδειγμα:

t, L_t (π.χ. ηλικία 1 έτος - μέσο μήκος L_1 όλων των ατόμων του δείγματος με ηλικία 1),

$t+dt, L_{t+dt}$ (π.χ. ηλικία 2 έτη - μέσο μήκος L_2 όλων των ατόμων του δείγματος με ηλικία 2),

$t+2dt, L_{t+2dt}$ (π.χ. ηλικία 3 έτη - μέσο μήκος L_3 όλων των ατόμων του δείγματος με ηλικία 3),

$t+ndt, L_{t+ndt}$ (π.χ. ηλικία n έτη - μέσο μήκος L_n όλων των ατόμων του δείγματος με ηλικία n),

τότε οι παράμετροι αύξησης υπολογίζονται από την εξίσωση αύξησης με τη χρήση: (α) γραφημάτων που στηρίζονται σε γραμμικές εξισώσεις, και (β) της μη-γραμμικής παλινδρόμησης (Εικόνα 7.17).

Μέθοδοι γραφημάτων

Όπως αναφέρθηκε παραπάνω, πριν την ευρεία χρήση των υπολογιστών η εκτίμηση των παραμέτρων αύξησης γινόταν με τα γραφήματα των Von Bertalanffy (von Bertalanffy 1934), Ford-Walford (Ford 1933, Walford 1946) και Gulland-Holt (Gulland & Holt 1959). Σήμερα οι μέθοδοι των γραφημάτων είναι χρήσιμες μόνο όταν γίνονται μετρήσεις σε ένα άτομο με χρονικό διάστημα όπως στα πειράματα σύλληψης επανασύλληψης. Στις περισσότερες περιπτώσεις και όταν υπάρχουν στοιχεία από πολλά άτομα και μικρό διάστημα μεταξύ των διαδοχικών δειγματοληψιών, η χρήση του μέσου όρου που οι μέθοδοι αυτές προϋποθέτουν καταστρέφει σημαντικές πληροφορίες για την εποχικότητα της αύξησης (Quinn & Deriso 1999).

Γράφημα Von Bertalanffy

Η πρώτη μέθοδος επίλυσης της VBGF παρουσιάστηκε από τον von Bertalanffy (1934). Σύμφωνα με τη μέθοδο αυτή, από την VBGF (εξίσωση 7.22) προκύπτει:

$$-\ln\left(1-\frac{L_t}{L_\infty}\right) = -Kt_0 + Kt$$

7.32

Η εξίσωση 7.32 είναι γραμμική, της μορφής $Y = a + bX$ όπου:

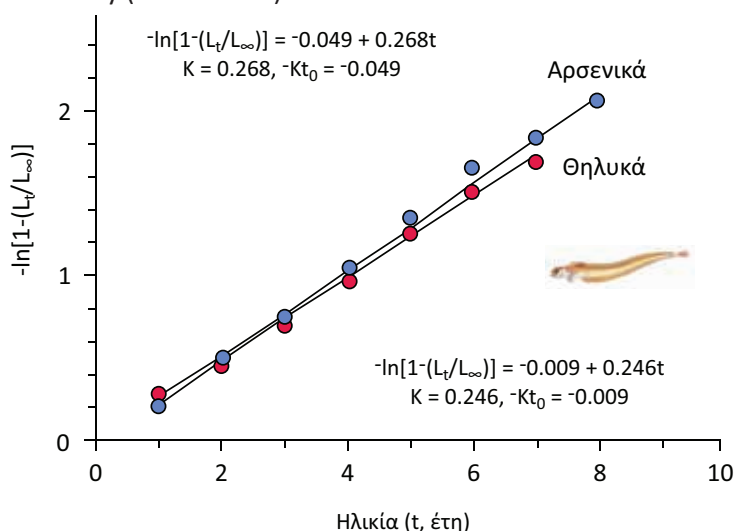
$$Y = -\ln(1 - L_t / L_\infty)$$

$$a = -Kt_0$$

$$b = K$$

$$X = t$$

Οι αριθμητικές παράμετροι a και b της γραμμικής εξίσωσης που αντιστοιχεί στην εξίσωση 7.32 υπολογίζονται με τη μέθοδο των ελαχίστων τετραγώνων. Το γράφημα της ηλικίας t με το $[-\ln(1 - L_t / L_\infty)]$ είναι γνωστό ως γράφημα Von Bertalanffy (Εικόνα 7.18).



Εικόνα 7.18. Γράφημα von Bertalanffy για την κορδέλα *Cepola macrophthalmia* στον Ευβοϊκό Κόλπο (από Στεργίου 1991).

Για την εκτίμηση των παραμέτρων της εξίσωσης 7.32 απαιτείται μια ανεξάρτητη εκτίμηση του L_∞ η οποία πρέπει να είναι μεγαλύτερη από το μήκος (L_t) του μεγαλύτερου ψαριού του δείγματος, γιατί αν $L_\infty < L_t$ τότε ο λογάριθμος του $[1 - (L_t/L_\infty)]$ δεν μπορεί να οριστεί, αφού το $[1 - (L_t/L_\infty)]$ είναι μικρότερο από το 0. Στην περίπτωση αυτή μια ανεξάρτητη εκτίμηση του L_∞ μπορεί να προκύψει από το μήκος του μεγαλύτερου ατόμου του δείγματός (L_{max}) σύμφωνα με την εμπειρική εξίσωση στην οποία τα μήκη είναι σε cm (Froese & Binohlan 2000):

$$L_{\infty} = 1,1066(L_{\max})^{0,984}$$

7.33

Γράφημα Ford-Walford

Ο Ford (1933) παρατήρησε, ανεξάρτητα από τον von Bertalanffy (1934), ότι το μέσο μήκος L_t της ρέγκας *Clupea harengus* στην ηλικία t σχετίζεται με το μέσο μήκος L_{t-1} στην ηλικία $t-1$:

$$L_{t-1} = L_{\infty}(1-k) + kL_t$$

7.34

Ο συντελεστής k της εξίσωσης 7.34 είναι γνωστός ως ρυθμός αύξησης Ford και διαφέρει από το συντελεστή αύξησης K της εξίσωσης αύξησης von Bertalanffy. Η εξίσωση 7.34 χρησιμοποιήθηκε από τον Walford (1946), ο οποίος έδειξε ότι με μια σειρά αλγεβρικών μετασχηματισμών καταλήγουμε από την εξίσωση von Bertalanffy στην εξίσωση:

$$L_{t+dt} = L_{\infty}(1-b) + e^{-Kdt}L_t$$

7.35

Η εξίσωση 7.35 είναι γραμμική, της μορφής $Y = a + bX$ όπου:

$$\begin{aligned} Y &= L_{t+dt} \\ a &= L_{\infty}(1-b) \\ b &= e^{-Kdt} \\ X &= L_t \end{aligned}$$

Έτσι, όταν υπάρχουν διαθέσιμα ζευγάρια τιμών ηλικίας - μέσου μήκους, οι παράμετροι a και b της γραμμικής εξίσωσης που αντιστοιχεί στην εξίσωση 7.35 υπολογίζονται με τη μέθοδο των ελαχίστων τετραγώνων, με την προϋπόθεση ότι τα a και b είναι σταθερά. Επειδή όμως οι παράμετροι K και L_{∞} είναι σταθερές, τα a και b είναι σταθερά μόνο όταν το dt είναι σταθερό.

Στην περίπτωση ετήσιων τιμών το dt είναι 1 έτος, δηλαδή είναι σταθερό. Το γράφημα του L_t με το L_{t+dt} είναι γνωστό ως γράφημα Ford-Walford (Εικόνα 7.19). Το L_{∞} μπορεί να υπολογιστεί και γραφικά, αφού για το L_{∞} ισχύει ότι $L_t = L_{t+dt}$. Έτσι, το L_{∞} αντιστοιχεί στο σημείο που τέμνεται η ευθεία της παλινδρόμησης με την ευθεία για την οποία $L_t = L_{t+dt}$ (Εικόνα 7.19). Η μέθοδος Ford-Walford δεν παρέχει εκτίμηση του t_0 .

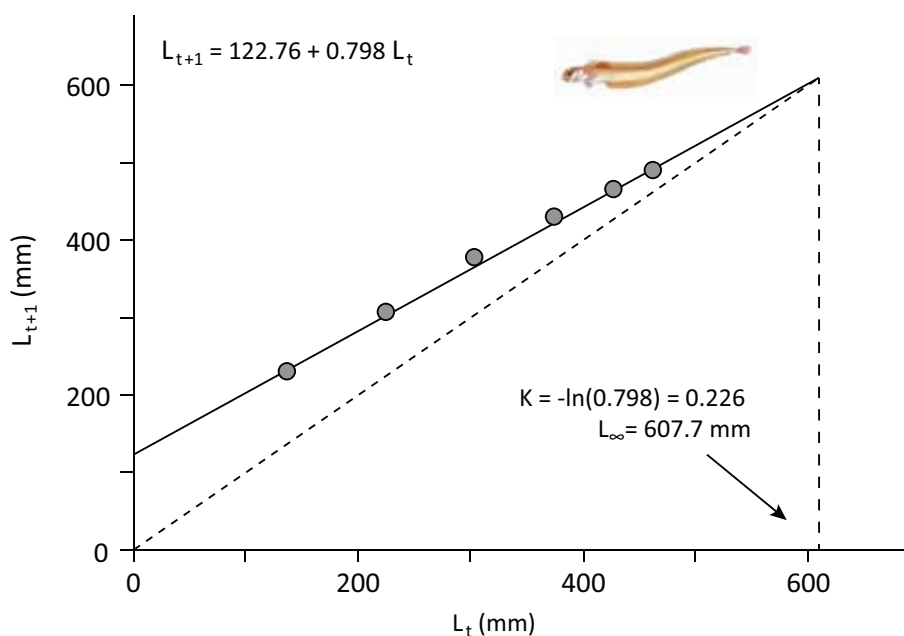
Οι παράμετροι αύξησης υπολογίζονται στη συνέχεια από τις παρακάτω σχέσεις:

$$K = -\frac{1}{dt} \ln b = -\ln b \quad (\text{όταν } dt=1)$$

7.36

$$L_{\infty} = \frac{a}{1-b}$$

7.37



Εικόνα 7.19. Γράφημα Ford-Walford για την κορδέλα *Cepola macrophthalmia* στον Ευβοϊκό Κόλπο (από Στεργίου 1991).

Γράφημα Gulland-Holt

Οι Gulland & Holt (1959) και Gulland (1969) έδειξαν ότι αν υπάρχουν διαθέσιμα ζεύγη ηλικίας - μέσου μήκους (t, L_t), $(t+dt, L_{t+dt})$, $(t+2dt, L_{t+2dt})$ κ.ο.κ. και το dt είναι σταθερό, τότε η εξίσωση von Bertalanffy μετασχηματίζεται στη μορφή:

$$L_{t+dt} - L_t = bL_{\infty} - (1 - e^{-dtK})L_t \quad 7.38$$

Η εξίσωση 7.38 είναι γραμμική, της μορφής $Y = a + bX$ όπου:

$$\begin{aligned} Y &= L_{t+dt} - L_t \\ a &= bL_{\infty} \\ b &= (1 - e^{-dtK}) \\ X &= L_t \end{aligned}$$

Επειδή το dt είναι σταθερό (στην περίπτωση ετήσιων τιμών το dt είναι 1 έτος), οι συντελεστές a και b είναι σταθεροί και υπολογίζονται με τη μέθοδο των ελαχίστων τετραγώνων. Στη συνέχεια οι παράμετροι αύξησης υπολογίζονται από τις παρακάτω εξισώσεις (και στις δυο περιπτώσεις το b είναι σε απόλυτη τιμή):

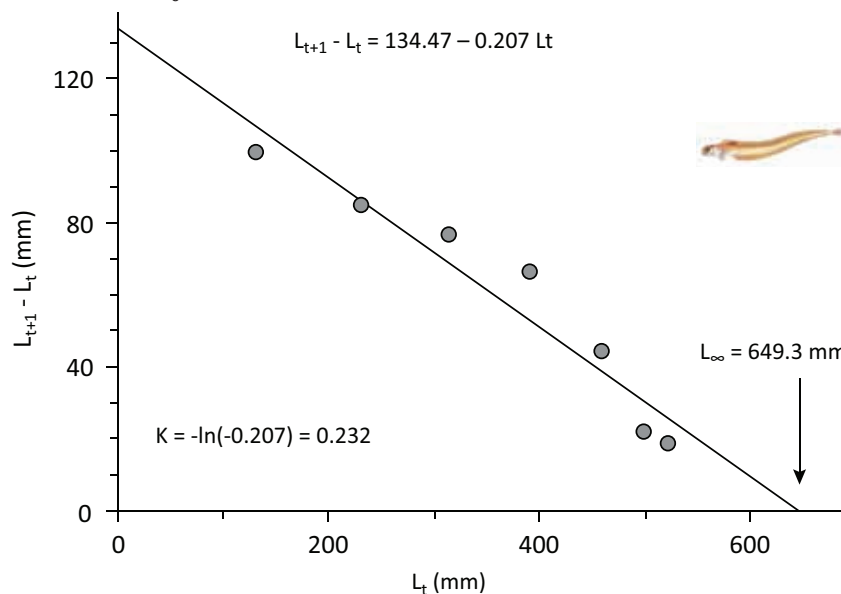
$$K = -\frac{1}{dt} \ln(1-b) = -\ln(1-b) \quad \text{όταν } dt=1 \quad 7.39$$

$$L_{\infty} = \frac{a}{b} \quad 7.40$$

Το γράφημα της ετήσιας αύξησης σε μήκος ($L_{t+1} - L_t$) με το μήκος L_t είναι γνωστό ως γράφημα Gulland-Holt (Εικόνα 7.20) και δίνει ευθεία η οποία τέμνει τον άξονα του μήκους στο L_{∞} .

Γενικά, και οι τρεις παραπάνω μέθοδοι γραφημάτων δεν είναι απαραίτητο να δίνουν παρόμοια αποτελέσματα όπως φαίνεται στην περίπτωση της κορδέλας *Cepola macrophthalmia* (Εικόνες 7.18, 7.19 και 7.20). Τέλος, η μέθοδος του γραφήματος Gulland-Holt, όπως και η μέθοδος Ford-Walford, δεν παρέχει εκτίμηση του t_0 .

Και στις δυο περιπτώσεις το t_0 μπορεί να υπολογιστεί με τις παρακάτω δυο μεθόδους (Sparre et al. 1989).



Εικόνα 7.20. Γράφημα Gulland-Holt για την κορδέλα *Cepola macrophthalmia* στον Ευβοϊκό Κόλπο (από Στεργίου 1991).

Εκτίμηση της παραμέτρου t_0

Σύμφωνα με την πρώτη μέθοδο, το t_0 μπορεί να υπολογιστεί με τη μέθοδο των ελαχίστων τετραγώνων από την παρακάτω εξίσωση (Gulland 1969):

$$\ln \frac{L_{\infty} - L_t}{L_{\infty}} = a + bt \quad 7.41$$

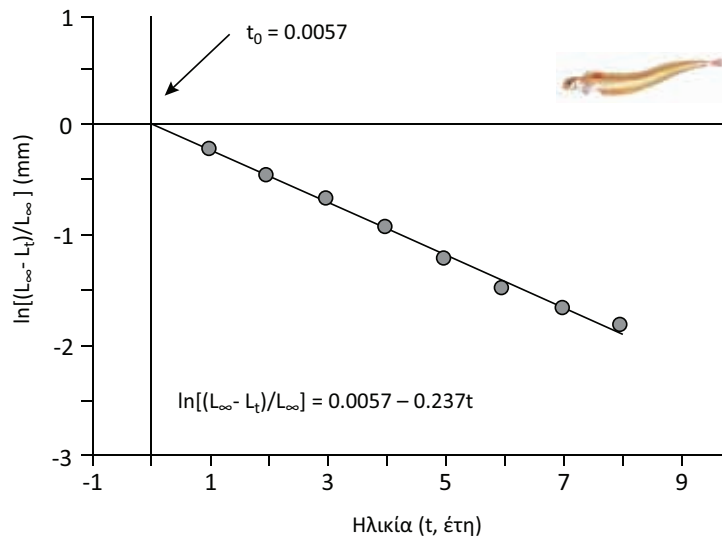
που είναι γραμμική, της μορφής $Y = a + bX$ όπου:

$$Y = \ln((L_{\infty} - L_t)/L_{\infty})$$

$$X = t$$

Η ευθεία παλινδρόμησης τέμνει τον άξονα της ηλικίας στο t_0 (Εικόνα 7.21).

Σύμφωνα με τη δεύτερη μέθοδο, το t_0 μπορεί να υπολογιστεί από τη VBGF και τις εκτιμήσεις του L_{∞} , του K και του μέσου μήκους κάθε ηλικίας. Η εκτίμηση του t_0 με αυτή τη μέθοδο παρέχει διαφορετικές εκτιμήσεις ανάλογα με την ηλικία t και το αντίστοιχο μέσο μήκος L_t . Έτσι, επειδή στα άτομα μεγάλης ηλικίας το L_t πλησιάζει το L_{∞} , μια μικρή αλλαγή του L_t θα εισάγει μια σημαντική αλλαγή στο t_0 . Στα μικρές ηλικίας άτομα, η εισαγωγή σφάλματος στην εκτίμηση του μέσου μήκους είναι μεγάλη, γιατί είναι πολύ πιθανό να έχουν αλιευτεί τα μεγαλύτερα σε μήκος άτομα. Ο Gulland (1969) αναφέρει ότι η καλύτερη εκτίμηση του t_0 στην περίπτωση αυτή προκύπτει από τη μέση τιμή του t_0 των μικρότερων ηλικιών, με την προϋπόθεση ότι οι ηλικίες αυτές αντιπροσωπεύονται ικανοποιητικά στο δείγμα.



Εικόνα 7.21. Εκτίμηση του t_0 με τη μέθοδο του Gulland (1969) για την κορδέλα *Cepola macrophthalmia* στον Ευβοϊκό Κόλπο (από Στεργίου 1991).

Μέθοδος μη-γραμμικής παλινδρόμησης

Σήμερα, με την ύπαρξη ισχυρών υπολογιστών, η επίλυση της εξίσωσης αύξησης von Bertalanffy και Gompertz γίνεται επαναληπτικά με τη μη-γραμμική παλινδρόμηση και οι αλγόριθμοι που χρησιμοποιούνται συχνότερα είναι οι Simplex και MarQuadrat (Tsikliras et al. 2005a, Tsikliras & Koutrakis 2013). Εκτός από την ευκολία και την οικονομία χρόνου, το πλεονέκτημα της μεθόδου αυτής είναι ότι παρέχει ταυτόχρονη εκτίμηση των τριών παραμέτρων αύξησης και του σταθερού σφάλματος τους, γεγονός που επιτρέπει τη στατιστική σύγκρισή τους.

Η μέθοδος της μη-γραμμικής παλινδρόμησης, σε αντίθεση με τη γραμμική μέθοδο των ελαχίστων τετραγώνων, απαιτεί μια αρχική εκτίμηση των παραμέτρων αύξησης. Στη συνέχεια εντοπίζονται οι αριθμητικές τιμές των παραμέτρων που ελαχιστοποιούν το άθροισμα των τετραγώνων των υπολειμμάτων (residuals) της εξίσωσης VBGF. Έτσι, όταν υπάρχουν ζεύγη τιμών ηλικίας - μέσου μήκους (L_i, t_i , όπου $i=1$ ως n), η εκτίμηση των παραμέτρων K, L_{∞} και t_0 γίνεται με τέτοιο τρόπο, ώστε το άθροισμα των τετραγώνων των υπολειμμάτων ανάμεσα στις θεωρητικές και τις πραγματικές τιμές των L_i να ελαχιστοποιείται.

Σήμερα, εκτός από τα γενικά στατιστικά προγράμματα τα οποία δίνουν τη δυνατότητα εφαρμογής της μη γραμμικής παλινδρόμησης (Tsikliras et al. 2005a), υπάρχουν επίσης και ειδικά προγράμματα ή ρουτίνες για την εκτίμηση διάφορων βιολογικών παραμέτρων των ψαριών. Ένα από τα πιο σημαντικά αλιευτικά προγράμματα που έχει χρησιμοποιηθεί από πολλούς ερευνητές (Gayanilo et al. 2005) είναι το *FISAT* (FAO-ICLARM Stock Assessment Tools), που αναπτύχθηκε από τη συνεργασία του διεθνούς κέντρου για τη διαχείριση των υδρόβιων αποθεμάτων ICLARM (International Center for Living Aquatic Resource Management, σήμερα World Fish Center) και του διεθνούς οργανισμού *FAO* (Food and Agricultural Organization).

Το μέγεθος του δείγματος επηρεάζει τα αποτελέσματα της επίλυσης της εξίσωσης αύξησης VBGF (και άλλων μοντέλων αύξησης). Το μικρό μέγεθος δείγματος και η απουσία μικρών ή μεγάλων σε μέγεθος ατόμων μπορεί να οδηγήσει σε λάθος εκτίμηση των παραμέτρων αύξησης. Επίσης, η εκ των προτέρων συγχώνευση

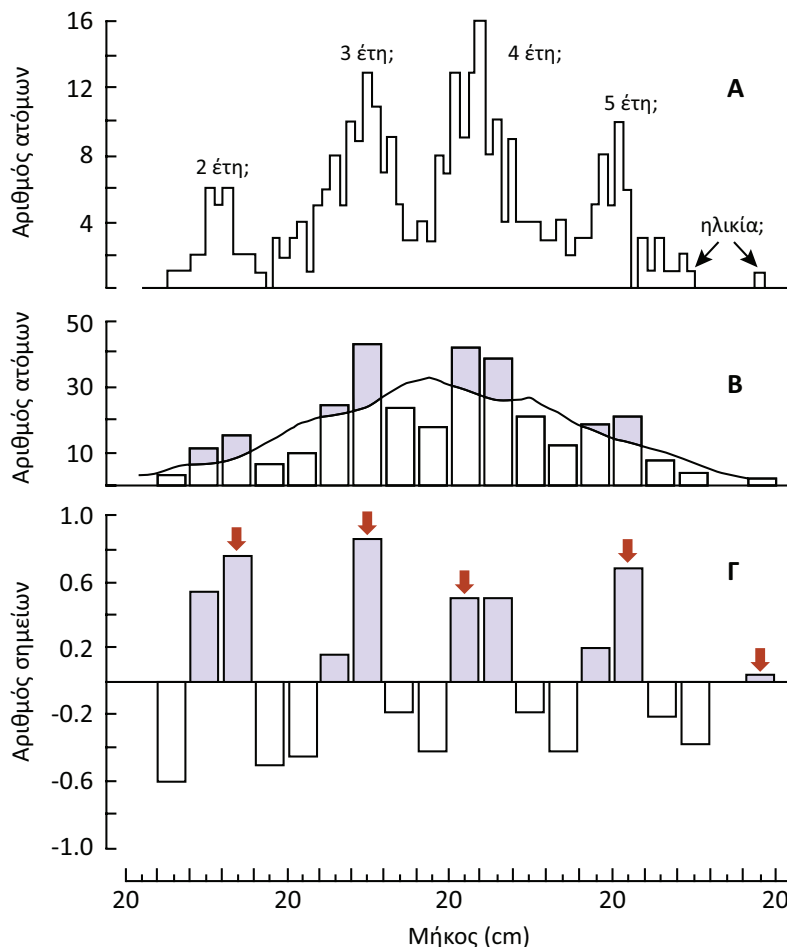
αρσενικών και θηλυκών ατόμων σε ένα δείγμα μπορεί να καλύψει τυχόν διαφοροποίηση στην αύξηση μεταξύ των φύλων. Για τον λόγο αυτόν, θα πρέπει οι παράμετροι αύξησης να υπολογίζονται ξεχωριστά ανά φύλο, να συγκρίνονται για διαφορές μεταξύ των φύλων και να συγχωνεύονται σε ένα σύνολο μόνο αν δεν υπάρχουν στατιστικά σημαντικές διαφορές μεταξύ αρσενικών και θηλυκών ατόμων. Οι στατιστικές διαφορές μεταξύ δύο ή περισσότερων εξισώσεων αύξησης μπορούν να εντοπιστούν με ανάλυση πιθανοφάνειας, αν και υπάρχουν πολλές διαθέσιμες μέθοδοι (Gallucci & Quinn 1979). Τέλος, είναι σημαντικό να σημειωθεί ότι πολλές φορές η VBGF χρησιμοποιείται καταχρηστικά σε σχέση με τις υπόλοιπες εξισώσεις αύξησης χωρίς να έχει προηγουμένως ελεγχθεί η καλή της εφαρμογή στα δεδομένα μήκους-ηλικίας (Katsanevakis & Maravelias 2008).

7.5.2. Στοιχεία μήκους

Ολοκληρωμένη μέθοδος

Εκτός από τις παραμετρικές μεθόδους, που χρησιμοποιούν πληροφορίες που αφορούν το σχήμα, τον αριθμό και τη θέση των κορυφών μιας κατά μήκος σύνθεσης (Κεφάλαιο 6), έχουν αναπτυχθεί και άλλες, μη παραμετρικές, μέθοδοι, οι οποίες σε αντίθεση με τις προηγούμενες, χρησιμοποιούν πληροφορίες που αφορούν μόνο τον αριθμό και τη θέση των κορυφών και όχι το σχήμα της κατά μήκος σύνθεσης (Majkowski et al. 1987).

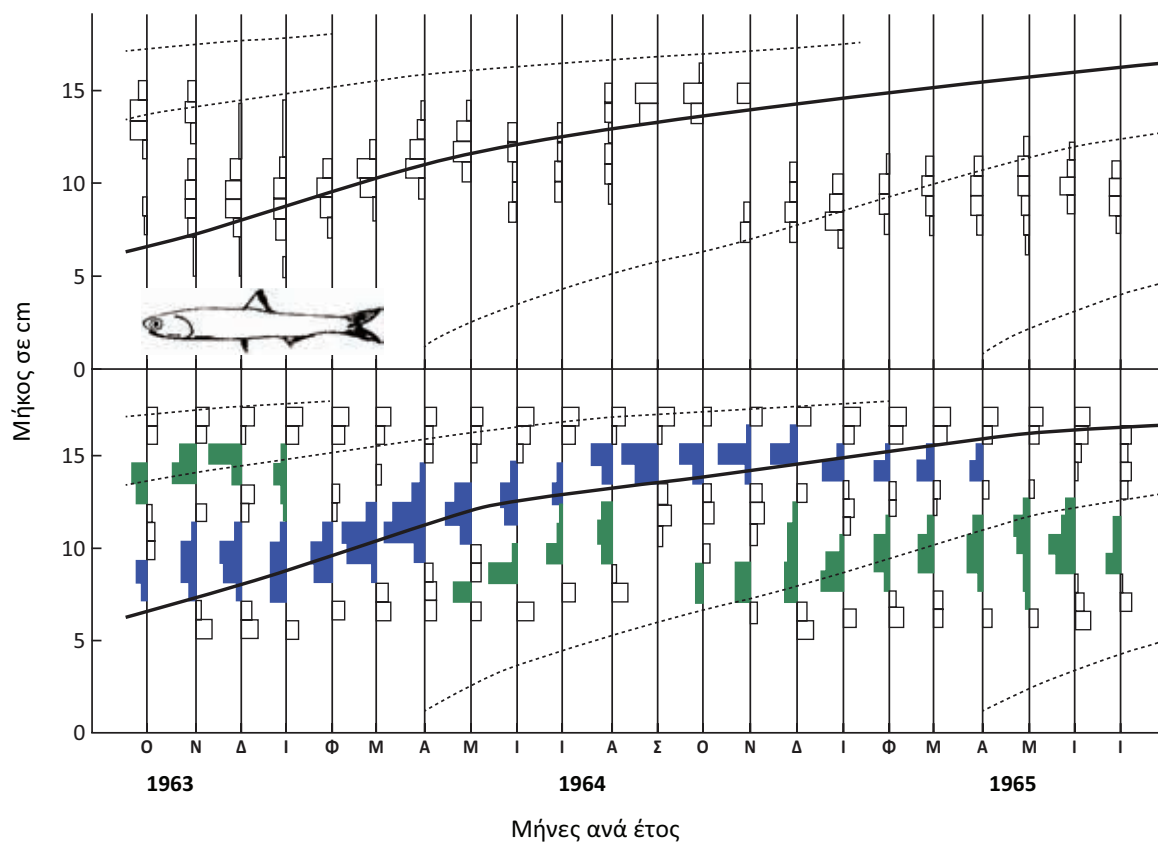
Μια από τις πιο γνωστές μη-παραμετρικές μεθόδους εκτίμησης των παραμέτρων αύξησης, που αναπτύχθηκε για ηλεκτρονικούς υπολογιστές εξαιτίας των πολλών αριθμητικών πράξεων που απαιτούνται, είναι η ολοκληρωμένη μέθοδος (Pauly 1987). Το ELEFAN (Electronic Length Frequency ANalysis) είναι μια ομάδα προγραμμάτων σε γλώσσα BASIC τα οποία χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση διάφορων παραμέτρων της δυναμικής των ιχθυοποθεμάτων και περιλαμβάνονται στο πρόγραμμα *FISAT*. Το ELEFAN I είναι κατάλληλα προσαρμοσμένο για την ανάλυση κατά μήκος συνθέσεων και την εκτίμηση των παραμέτρων αύξησης (K , L_{∞}) και έχει χρησιμοποιηθεί με επιτυχία από πολλούς ερευνητές.



Εικόνα 7.22. Παράδειγμα μετασχηματισμού και προσαρμογής καμπυλών αύξησης με την ολοκληρωμένη μέθοδο ELEFAN I.

Η ολοκληρωμένη μέθοδος (Εικόνα 7.22) αποτελεί βασικά συνδυασμό της μεθόδου Petersen και της ανάλυσης των προοδευτικών κορυφών, που χρησιμοποιούνται για τον προσδιορισμό της ηλικίας (Κεφάλαιο 6) και μπορεί να εφαρμοστεί σε ένα μεγάλο δείγμα το οποίο συλλέγεται σε μια συγκεκριμένη χρονική στιγμή (στιγμαίο δείγμα) ή σε έναν αριθμό δειγμάτων τα οποία συλλέγονται σε διαφορετικές χρονικές στιγμές. Στην περίπτωση του στιγμαίου δείγματος, η ίδια κατά μήκος σύνθεση επαναλαμβάνεται πολλές φορές στο χρόνο (Gayanilo et al. 1988). Σύμφωνα με το ELEFAN I (Gayanilo et al. 1988, 2005), οι αρχικές κατά μήκος συνθέσεις (Εικόνα 7.22Α) μετασχηματίζονται έτσι, ώστε τα μέγιστα και τα ελάχιστα να γίνονται περισσότερο εμφανή (Εικόνα 7.22Β). Αυτό επιτυγχάνεται με τη χρήση των κινητών μέσων όρων των συχνοτήτων πέντε διαδοχικών ομάδων μήκους. Η συχνότητα κάθε ομάδας μήκους διαιρείται με τον αντίστοιχο κινητό μέσο όρο και από το πηλίκο αφαιρείται η μονάδα. Έτσι τα μέγιστα και ελάχιστα γίνονται εμφανή και αποδίδονται ως θετικά και αρνητικά ιστογράμματα αντίστοιχα (Εικόνα 7.22Γ). Κάθε ομάδα μήκους βαθμολογείται με ένα συγκεκριμένο βαθμό, θετικό ή αρνητικό. Στη συνέχεια επιλέγεται ανάμεσα από εκατοντάδες καμπύλες που αντιστοιχούν σε προκαθορισμένα από το χρήστη όρια εύρους των συντελεστών K και L_{∞} , η καλύτερη καμπύλη αύξησης. Θεωρητικά η καλύτερη καμπύλη είναι αυτή που διέρχεται από όλα τα μέγιστα και κανένα ελάχιστο μιας σειράς κατά μήκος συνθέσεων που αντιστοιχούν σε διαφορετικές χρονικές στιγμές. Το κριτήριο για την επιλογή της καλύτερης καμπύλης αύξησης είναι ο συντελεστής ESP/ASP, όπου το ESP είναι το άθροισμα των βαθμών των μεγίστων και ελαχίστων από τα οποία διέρχεται η καμπύλη και το ASP είναι το άθροισμα των βαθμών όλων των μεγίστων (Pauly & David 1981).

Έτσι, από τις διάφορες καμπύλες αύξησης επιλέγεται εκείνη με το μεγαλύτερο R_n , όπου $R_n = (ESP/ASP)$. Το R_n παίρνει τιμές από 0 (χειρίστη καμπύλη) ως 1 (άριστη καμπύλη). Ένα παράδειγμα εφαρμογής της μεθόδου αυτής παρουσιάζεται στην εικόνα 7.23. Το παράδειγμα αυτό αφορά την αύξηση του γαύρου του Περού *Engraulis ringens* την περίοδο 1963-1965. Η καλύτερη καμπύλη αύξησης της γενεάς του έτους 1963 βρέθηκε ότι είναι αυτή που χαρακτηρίζεται από $L_{\infty} = 19,75$ cm και $K = 0,71$ έτη⁻¹ (και εύρος εποχικότητας $C = 0,31$), εμφανίζοντας σαφή εποχικότητα με ελάχιστο ρυθμό αύξησης το Σεπτέμβριο (δηλαδή το $WP = 0,7$). Η γενεά αυτή εισήλθε στο αλιεύμα τον Οκτώβριο του 1963 με ένα μέσο μέγεθος 7-8 cm και εξαφανίστηκε μετά από 20 μήνες, στα μέσα του 1965.



Εικόνα 7.23. Ανάλυση κατά μήκος συνθέσεων του γαύρου του Περού *Engraulis ringens* την περίοδο 1963-1965 με το πρόγραμμα ELEFAN I. Το πάνω γράφημα δείχνει τις αρχικές κατά μήκος συνθέσεις, ενώ το κάτω γράφημα δείχνει τις κατά μήκος συνθέσεις όπως αυτές μετασχηματίστηκαν με το ELEFAN I, με τα μέγιστα σε μπλε ή πράσινο και τα ελάχιστα που χωρίζουν τα μέγιστα σε άσπρο. Η καλύτερη καμπύλη αύξησης είναι αυτή που χαρακτηρίζεται από $L_{\infty} = 19,75$ cm, $K = 0,71$ έτη⁻¹, εύρος εποχικότητας $C = 0,31$ και $WP = 0,7$.

Πρέπει να τονιστεί για άλλη μια φορά ότι η ανάλυση των κατά μήκος συνθέσεων απαιτεί ιδιαίτερη προσοχή σχετικά με την ποιότητα των δεδομένων. Οι χρήστες των μεθόδων που στηρίζονται σε αναλύσεις μηκών πρέπει να γνωρίζουν τους περιορισμούς των μεθόδων, ειδικά στις περιπτώσεις που ορισμένες κλάσεις μηκών δεν αντιπροσωπεύονται ικανοποιητικά στο δείγμα, γεγονός που επιφέρει σημαντικά σφάλματα στις εκτιμήσεις των παραμέτρων αύξησης (Pauly & Morgan 1987). Επιπλέον, η ακρίβεια της ολοκληρωμένης μεθόδου εξαρτάται από το μέγεθος του δείγματος και τη συχνότητα δειγματοληψίας (Πίνακας 7.1). Τέλος, επειδή στην ανάλυση κατά μήκος συνθέσεων εισέρχεται ο υποκειμενικός παράγοντας σε μεγάλο βαθμό, οι έρευνες που στηρίζονται σε μεθόδους μηκών πρέπει να λαμβάνουν υπόψη όλα τα γνωστά στοιχεία της βιολογίας του είδους.

Πίνακας 7.1. Κριτήρια εκτίμησης της αξιοπιστίας των δειγμάτων από δεδομένα μήκους. Κλίμακα από 0 ως 5 (από Longhurst & Pauly 1987).

Μέγεθος δείγματος	Αριθμός μηνών συλλογής				
	1	2	4	6	12
1-99	0	0	0	0	0
100-499	0	0	1	2	3
500-999	1	1	2	3	4
1000-1499	1	2	3	4	5
>1500	2	3	4	5	5 +

7.5.3. Εμπειρικές εξισώσεις

Η μέγιστη ηλικία (t_{max}) και το μέγιστο μήκος (L_{max}) που έχουν μετρηθεί για ένα πληθυσμό ή για ένα είδος μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την εκτίμηση των παραμέτρων αύξησης L_{∞} και K μέσα από εμπειρικές εξισώσεις που βασίζονται σε μεγάλο αριθμό δεδομένων και αφορούν πολλά αποθέματα και είδη (Froese & Binohlan 2000, 2003). Η συχνότερη πηγή δεδομένων οικολογίας και βιολογίας για τα ψάρια είναι η *FishBase*.

Το ασυμπτωτικό μήκος (L_{∞}) μπορεί να υπολογιστεί από την εμπειρική εξίσωση που χρησιμοποιεί το μέγιστο μήκος σώματος (L_{max}) που έχει παρατηρηθεί (Froese & Binohlan 2000, 2003):

$$\log(L_{\infty}) = 0,044 + 0,9841 \times \log(L_{max})$$

7.42

Έτσι, ένα ψάρι που φτάνει σε μέγιστο μήκος τα 24,5 cm (όπως η φρίσσα *Sardinella aurita* στο βόρειο Αιγαίο) με βάση την παραπάνω εξίσωση θα έφτανε τα 25,5 cm σε μέγεθος αν ζούσε απεριόριστα. Το πραγματικό L_{∞} της φρίσσας έχει υπολογιστεί στα 24,9 cm περίπου για την ίδια περιοχή από την εξίσωση αύξησης και δεδομένα ηλικίας από λέπια (Tsikliras et al. 2005a).

Αντίστοιχα, ο ρυθμός προσέγγισης του ασυμπτωτικού μήκους (K) υπολογίζεται έμμεσα από τη μέγιστη ηλικία (t_{max}) που έχει παρατηρηθεί (Froese & Binohlan 2000, 2003):

$$K = \frac{3}{t_{max}}$$

7.43

Η φρίσσα *Sardinella aurita* στο βόρειο Αιγαίο έχει διάρκεια ζωής 5,5 έτη και σύμφωνα με την παραπάνω εξίσωση θα είχε ρυθμό προσέγγισης του ασυμπτωτικού μήκους ίσο με 0,545 έτη⁻¹. Πράγματι, ο ρυθμός K της φρίσσας στο βόρειο Αιγαίο είναι περίπου 0,509 έτη⁻¹ με βάση την εξίσωση αύξησης και δεδομένα ηλικίας από λέπια (Tsikliras et al. 2005a).

Προτεινόμενη βιβλιογραφία κεφαλαίου

Υπάρχουν πολλά συγγράμματα και εγχειρίδια που αφορούν την αύξηση και την εκτίμησή της, τα πιο σημαντικά από τα οποία είναι τα εξειδικευμένα, και κλασικά πλέον, συγγράμματα των Bagenal (1974), Summerfelt & Hall (1987), Wetherley & Gill (1987), Murphy & Willis (1996), και τα γενικότερα συγγράμματα των Wootton (1990, 1998), Beverton & Holt (1957), Ricker (1975), Pitcher & Hart (1982), Pauly (1983, 1984a), Sparre et al. (1989), Sparre & Venema (1998), Gayanilo et al. (2005) και King (2007).

Ασκήσεις

1. Να αναζητηθούν από τις βιβλιογραφικές βάσεις δεδομένων δεδομένα μέσου μήκους ανά ηλικιακή κλάση ή αύξησης για ένα είδος ψαριού με μεσογειακή εξάπλωση και να υπολογιστούν οι παράμετροι αύξησης, τα τυπικά σφάλματα και τα όρια εμπιστοσύνης των τιμών. Να αναφερθούν τα αρχικά ζεύγη μήκους-ηλικίας και η πλήρης βιβλιογραφική αναφορά του άρθρου που χρησιμοποιήθηκε.
2. Ένα είδος ψαριού έχει μέγιστη ηλικία σε δύο περιοχές 20 και 26 έτη και μέγιστο μήκος 41 και 45 cm. Να υπολογιστούν οι παράμετροι αύξησης L_{∞} και K στις δύο περιοχές.
3. Να βρεθούν από τη *Fishbase* όλες τις καταγραφές μήκους-βάρους για δύο εμπορικά είδη των Ελληνικών θαλασσών (με περισσότερες από 10 καταγραφές για κάθε είδος) και να γίνει το γράφημα της παραμέτρου b σε σχέση με την παράμετρο $\ln a$ για κάθε ένα από αυτά τα είδη. Να συζητηθούν τα αποτελέσματα.
4. Η εξίσωση μήκους-βάρους για 3 υποθετικά είδη είναι $W=0,0005L^{3,25}$, $W=0,005L^{3,25}$ και $W=0,05L^{3,25}$. Να υπολογιστεί το βάρος ενός ατόμου μήκους 30 cm για κάθε ένα από τα είδη αυτά. Να συζητηθούν τα αποτελέσματα σε σχέση με το πιθανό σχήμα σώματος των ειδών αυτών.

8. Θνησιμότητα

Σύνοψη

Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζεται το αντικείμενο της θνησιμότητας των ψαριών, δηλαδή η απώλεια των ατόμων ενός πληθυσμού, ένα σημαντικό χαρακτηριστικό της δυναμικής των ιχθυοποθεμάτων. Συγκεκριμένα, στο κεφάλαιο αυτό θα παρουσιαστούν ο ορισμός και οι τύποι της θνησιμότητας και οι μέθοδοι εκτίμησής της. Οι φοιτητές θα αποκτήσουν δεξιότητες σχετικά με τα εργαλεία εκτίμησης όλων των τύπων θνησιμότητας.

Εισαγωγή

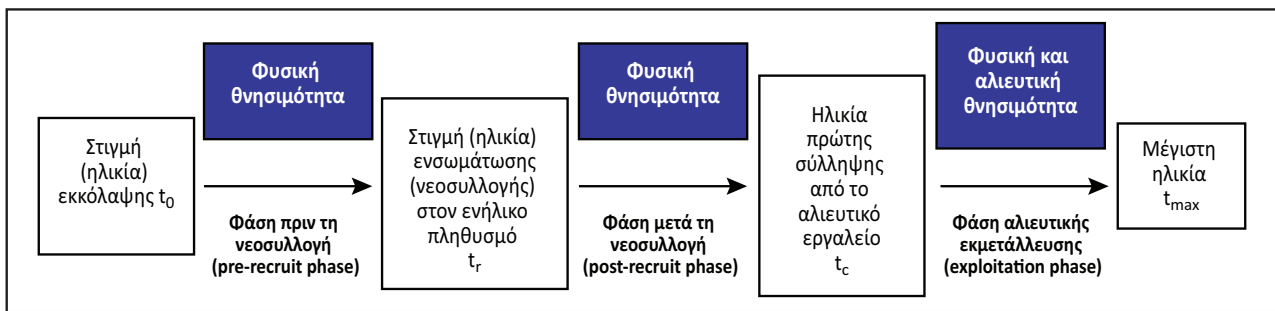
Η σωματική αύξηση που περιγράφηκε στο Κεφάλαιο 7 αποτελεί τη θετική πλευρά της δυναμικής ενός ιχθυοποθέματος, δηλαδή την προσθήκη βιομάζας στο απόθεμα. Ένα άλλο σημαντικό χαρακτηριστικό της δυναμικής ενός ιχθυοποθέματος είναι η **θνησιμότητα** (mortality), δηλαδή η απώλεια των ατόμων, που ισοδυναμεί με απώλεια βιομάζας. Η θνησιμότητα αποτελεί την αρνητική πλευρά της δυναμικής ενός ιχθυοποθέματος και η εκτίμησή της κατέχει θέση κλειδί στην αλιευτική βιολογία και διαχείριση των αποθεμάτων (Sparre et al. 1989).

8.1. Τύποι θνησιμότητας

Τα ψάρια πεθαίνουν από εσωτερικά και εξωτερικά αίτια (Wootton 1990). Τα εσωτερικά αίτια περιλαμβάνουν θανάτους εξαιτίας θανατηφόρων αλληλόμορφων και ασθενειών (π.χ. καρκίνος), ενώ τα εξωτερικά αίτια περιλαμβάνουν τόσο την επίδραση διαφόρων αβιοτικών παραμέτρων (π.χ. θερμοκρασία, αλατότητα), όσο και την επίδραση βιολογικών παραμέτρων όπως η θήρευση, η ασιτία και ο παρασιτισμός (Pauly 1980). Ο θάνατος μπορεί να επέλθει και από το γήρας, περίπτωση ιδιαίτερα σπάνια στους εκμεταλλευόμενους πληθυσμούς, αφού, πολύ πριν προλάβουν να γεράσουν τα ψάρια πεθαίνουν πιασμένα στα αλιευτικά εργαλεία. Τα εξασθενημένα, τραυματισμένα ή αδύναμα ψάρια εξαιτίας της επαφής με κάποιο αλιευτικό εργαλείο αποτελούν τον πρώτο και εύκολο στόχο των θηρευτών. Τέλος, ο θάνατος μπορεί να οφείλεται και σε συνδυασμό δυο ή περισσότερων από τους παραπάνω παράγοντες. Έτσι για παράδειγμα, όταν ένα ψάρι δεν τρέφεται επαρκώς, είναι πιο ευαίσθητο στη θήρευση, τον παρασιτισμό και τις ασθένειες (Wootton 1990).

Η θνησιμότητα που προκαλείται απ' όλους τους παραπάνω παράγοντες ονομάζεται **φυσική θνησιμότητα** (natural mortality). Μια άλλη σημαντική αιτία θνησιμότητας είναι η αφαίρεση ατόμων ενός αποθέματος από τον άνθρωπο εξαιτίας της αλιείας (Pauly 1983, Sparre et al. 1989, Gayanilo et al. 2005). Η θνησιμότητα που προκαλείται από την αλιεία είναι γνωστή ως **αλιευτική θνησιμότητα** (fishing mortality). Το άθροισμα της αλιευτικής και της φυσικής θνησιμότητας αποτελεί την **ολική θνησιμότητα** (total mortality) ενός αποθέματος.

Ο καλύτερος τρόπος για να περιγραφούν οι αριθμητικές αλλαγές ενός αποθέματος σε σχέση με τον τύπο της θνησιμότητας είναι να παρατηρηθεί η τύχη μιας γενεάς στη διάρκεια της ζωής της. Γενικά, διακρίνονται οι παρακάτω τρεις χρονικές στιγμές (Εικόνα 8.1) που σηματοδοτούν καθοριστικές φάσεις της ζωής μιας γενεάς (Beverton & Holt 1957, Sparre et al. 1989). Τα ψάρια μιας γενεάς εκκολάπτονται τη χρονική στιγμή t_0 και εισέρχονται (ή ενσωματώνονται ή στρατολογούνται) στον πληθυσμό των ενήλικων ατόμων τη χρονική στιγμή t_r που ονομάζεται ηλικία νεοσυλλογής ή στρατολόγησης. Το χρονικό διάστημα που μεσολαβεί από την ηλικία t_0 ως την ηλικία t_r αποτελεί τη φάση που προηγείται της εισόδου των ατόμων της γενεάς στον πληθυσμό των ενήλικων ατόμων. Στα είδη των οποίων τα νεαρά άτομα ζουν και τρέφονται σε διαφορετικές περιοχές από αυτές που ζουν και τρέφονται τα ενήλικα άτομα η ηλικία t_r είναι η ηλικία στην οποία τα νεαρά άτομα εισέρχονται στο κυρίως απόθεμα που αποτελείται από τα ενήλικα άτομα. Για παράδειγμα, στην κουτσομούρα *Mullus barbatus* του Ευβοϊκού Κόλπου, τα νεαρά της οποίας μεγαλώνουν κοντά στις ακτές, η ηλικία t_r είναι η ηλικία που έχουν οι νεαρές κουτσομούρες τη χρονική στιγμή που αυτές μετακινούνται στα μεγαλύτερα βάθη, όπου ζουν τα ενήλικα άτομα. Στα είδη των οποίων οι περιοχές συγκέντρωσης των νεαρών ατόμων συμπίπτουν με τις περιοχές συγκέντρωσης και διατροφής των ενήλικων ατόμων η ηλικία t_r είναι η ηλικία που οι ιχθυονύμφες ολοκληρώνουν τη μεταμόρφωσή τους και αρχίζουν τη **βενθοπελαγική** (benthopelagic) φάση της ζωής τους. Αυτό ισχύει, για παράδειγμα, για το προσφυγάκι *Micromesistius poutassou* στον βόρειο Ευβοϊκό Κόλπο.



Εικόνα 8.1. Χρονικές στιγμές που σηματοδοτούν καθοριστικές φάσεις στη ζωή μιας γενεάς σε σχέση με τον τύπο της θνησιμότητας.

Έχει ενδιαφέρον να σημειωθεί ότι ο όρος «διαφορετικές περιοχές» θα πρέπει να αντιμετωπίζεται με μια ευρύτητα, που περιλαμβάνει και τις τρεις διαστάσεις του χώρου, και συχνά σχετίζεται με την συμπεριφορά κάθε είδους. Για παράδειγμα, στον βλάχο *Polyprion americanus* τα νεαρά άτομα είναι **επιπελαγικά** (epipelagic) και βρίσκονται κοντά στην επιφάνεια του νερού, ενώ στη συνέχεια γίνονται **βενθικά** (benthic) κατεβαίνοντας σε βάθη 300m ή και βαθύτερα (Machias et al. 2003). Τα νεαρά στάδια της σαρδέλας *Sardina pilchardus* σχηματίζουν κοπάδια σε σχήμα λωρίδας στη μέση της στήλης του νερού και μετά την ηλικία νεοσυλλογής t_r σχηματίζουν τα τυπικά ωσειδή κοπάδια της ενήλικης σαρδέλας που εκτελούν κάθετες μεταναστεύσεις στην υδάτινη στήλη (Tsagarakis et al. 2012).

Οι διεργασίες που λαμβάνουν χώρα από το στάδιο του αυγού μέχρι την είσοδο των νεαρών ατόμων στον πληθυσμό των ενήλικων και η απάντηση σε ερωτήματα σχετικά με τον αριθμό των ατόμων που εισέρχονται κάθε χρόνο στο απόθεμα των ενήλικων (π.χ. από τι εξαρτάται, αν συσχετίζεται ή όχι με το γονικό απόθεμα, από τι εξαρτάται η επιβίωση των αυγών και των ιχθυοφυλάκων, πώς εξηγείται η εμφάνιση των ισχυρών ετήσιων κλάσεων) αποτελούν σημαντικά θέματα της αλιευτικής επιστήμης.

Μόλις τα νεαρά άτομα εισέλθουν στον πληθυσμό των ενήλικων ατόμων, θεωρούμε ότι βρίσκονται στη μετά την είσοδο (ή νεοσυλλογή, ή ενσωμάτωση, ή στρατολόγηση) στην ενήλικη φάση της ζωής τους. Τα άτομα με ηλικία μεγαλύτερη από την ηλικία t_r εκτίθενται για πρώτη φορά σε αλιευτικά εργαλεία και μπορούν θεωρητικά να πιαστούν εφόσον τα εργαλεία αυτά έχουν το κατάλληλο μέγεθος (π.χ. άνοιγμα ματιού, μέγεθος αγκιστριού). Στην ηλικία της πρώτης σύλληψης t_c , που είναι η ηλικία από την οποία τα ψάρια αρχίζουν να πιάνονται από ένα συγκεκριμένο αλιευτικό εργαλείο, αρχίζει η φάση της αλιευτικής εκμετάλλευσης. Η φάση αυτή διαρκεί ως τη στιγμή που θα πεθάνουν, δηλαδή ως τη μέγιστη ηλικία t_{max} . Έτσι, η ηλικία t_r είναι πάντα μικρότερη ή ίση της ηλικίας t_c , δηλαδή η ηλικία t_r είναι η μικρότερη ηλικία στην οποία ένα άτομο εισέρχεται στην αλιευτική φάση. Θεωρητικά, τα άτομα με ηλικία μικρότερη από t_r δεν υπόκεινται σε αλιευτική θνησιμότητα, γιατί δεν έχουν ακόμη εισέλθει στην αλιευτική φάση, αλλά μόνο σε φυσική θνησιμότητα, κυρίως εξαιτίας της θήρευσης, ενώ τα άτομα με ηλικία μεγαλύτερη από την t_c υπόκεινται τόσο σε αλιευτική, όσο και σε φυσική θνησιμότητα (Beverton & Holt 1957, Sparre et al. 1989, Pauly 1998β).

8.2. Αριθμητική έκφραση θνησιμότητας

Η ολική θνησιμότητα ενός πληθυσμού μπορεί να εκφραστεί αριθμητικά με δυο διαφορετικούς τρόπους (Sparre et al. 1989, Pitcher & Hart 1982, Wootton 1990):

(α) Ο πιο απλός τρόπος είναι ο ετήσιος πραγματικός ρυθμός θνησιμότητας που συμβολίζεται ως A . Ο ρυθμός αυτός εκφράζεται ως κλάσμα ή ποσοστό του αριθμού των ψαριών που πεθαίνουν στη διάρκεια ενός έτους σε σχέση με τον αριθμό των ψαριών που ήταν ζωντανά στην αρχή του έτους. Έτσι, αν N_0 είναι ο αριθμός ψαριών στην αρχή ενός έτους και N_t είναι ο αριθμός των ψαριών στο τέλος του έτους, τότε:

$$A = \frac{(N_0 - N_t)}{N_0} = 1 - \left(\frac{N_t}{N_0} \right)$$

8.1

Αντίστοιχα, ο ετήσιος πραγματικός ρυθμός επιβίωσης, που συμβολίζεται διεθνώς ως S , είναι το κλάσμα ή το ποσοστό του αριθμού των ατόμων που επιβιώνουν στο τέλος ενός έτους σε σχέση με τον αριθμό ατόμων στην αρχή του έτους, δηλαδή:

$$S = \left(\frac{N_t}{N_0} \right)$$

8.2

Έτσι, και σύμφωνα με την εξίσωση 8.1, ισχύει:

$$S=1-A \quad 8.3$$

και:

$$A=1-S \quad 8.4$$

(β) Ένας άλλος τρόπος έκφρασης της ολικής θνησιμότητας ενός πληθυσμού είναι ο ολικός στιγμιαίος ρυθμός θνησιμότητας ή, όπως έχει επικρατήσει να αναφέρεται, η **ολική στιγμιαία θνησιμότητα**, που συμβολίζεται διεθνώς ως Z . Σε αυτή την περίπτωση, ο αριθμός των ατόμων που επιβιώνουν σε ένα πολύ μικρό χρονικό διάστημα είναι εκθετική συνάρτηση της Z και του χρονικού διαστήματος (Ricker 1975):

$$\frac{N_t}{N_0} = e^{-Zt} \quad 8.5$$

Αν η μονάδα του χρόνου είναι 1 έτος, τότε ισχύει:

$$\frac{N_t}{N_0} = e^{-Z} \quad 8.6$$

Από τις εξισώσεις 8.2 ως 8.4 και 8.6 προκύπτει ότι για το S ισχύει:

$$S = e^{-Z} \quad 8.7$$

ενώ για το A ισχύει:

$$A = 1 - e^{-Z} \quad 8.8$$

Η φυσική στιγμιαία θνησιμότητα συμβολίζεται διεθνώς ως M , ενώ η αλιευτική στιγμιαία θνησιμότητα ως F . Οι αντίστοιχοι πραγματικοί ρυθμοί φυσικής και αλιευτικής θνησιμότητας δεν παρουσιάζονται εδώ. Για το Z ισχύει:

$$Z = M + F \quad 8.9$$

Όλοι οι στιγμιαίοι ρυθμοί θνησιμότητας έχουν διαστάσεις $1/t$ (χρόνος⁻¹) και εκφράζονται σε ετήσια βάση, έχουν δηλαδή τις ίδιες μονάδες με την παράμετρο K της εξίσωσης αύξησης. Οι ρυθμοί θνησιμότητας μπορούν να εκφραστούν και σε ημερήσια βάση. Στην περίπτωση αυτή τα A και S θα εκφράζουν τον ημερήσιο ρυθμό θνησιμότητας και επιβίωσης αντίστοιχα.

Η έννοια του στιγμιαίου ρυθμού θνησιμότητας παρουσιάζει δυσκολίες στην κατανόηση. Για να κατανοηθεί θα χρησιμοποιηθεί το παρακάτω υποθετικό παράδειγμα από το βιβλίο των Pitcher & Hart (1982). Ας υποθέσουμε ότι το ένα έτος της ζωής ενός ψαριού διαιρείται σε ένα πολύ μεγάλο αριθμό n ίσων χρονικών διαστημάτων, και ότι το κλάσμα Z/n αντιπροσωπεύει την πιθανότητα να πεθάνει ένα ψάρι στη διάρκεια ενός τέτοιου χρονικού διαστήματος (που το καθένα είναι ίσο με το $1/n$ του έτους). Στην περίπτωση αυτή το Z αντιπροσωπεύει τον στιγμιαίο ρυθμό της ολικής θνησιμότητας και εκφράζεται σε ετήσια βάση. Επειδή το n είναι πολύ μεγάλο, το χρονικό διάστημα $1/n$ είναι πολύ μικρό. Έτσι, ο αριθμός των ατόμων που θα πεθάνουν σε κάθε $1/n$ χρονικό διάστημα θα είναι πάρα πολύ μικρός. Όμως, αθροιστικά για όλα τα n χρονικά διαστήματα μαζί, ο αριθμός των ατόμων που πεθαίνουν (και άρα η μείωση που συντελείται στον πληθυσμό) θα είναι πολύ σημαντικός.

Ας υποθέσουμε, για παράδειγμα, ότι το $n=1000$ και το $Z=2,8$. Τότε σε χρονικό διάστημα $1/1000$ του έτους θα πεθάνει το $2,8/1000=0,0028$, δηλαδή το 0,28% του αρχικού αριθμού των ατόμων. Αν ο αρχικός αριθμός των ατόμων του πληθυσμού είναι 1.000.000 άτομα, τότε στο πρώτο $1/1000$ διάστημα θα πεθάνουν 2.800 άτομα, ενώ θα παραμείνουν ζωντανά 997.200 άτομα. Στο αμέσως επόμενο $1/1000$ διάστημα θα πεθάνει το 0,28% των 997.200 ατόμων, δηλαδή 2.793 άτομα, και έτσι θα παραμείνουν ζωντανά 994.407 άτομα. Αν αυτό επαναληφθεί συνολικά 1000 φορές, τότε ο τελικός αριθμός των ζωντανών ατόμων θα είναι 60.000. Έτσι, ο αριθμός των ατόμων που θα πεθάνουν σε όλο το έτος ανέρχεται σε 940.000, δηλαδή το A είναι $(940.000/1.000.000) = 0,94$ (δηλαδή 94%). Από την εξίσωση 8.8, και θεωρώντας ότι $Z=2,8$, προκύπτει ότι $A=0,9392$, δηλαδή πολύ κοντά στον αριθμό που εκτιμήθηκε παραπάνω. Προφανώς δεν υπάρχει ανώτερο όριο στο μέγεθος της Z , αλλά το A δεν μπορεί να είναι μεγαλύτερο από το 1, δηλαδή δεν είναι δυνατό να πεθάνουν περισσότερα άτομα από όσα υπήρχαν αρχικά. Αντίθετα, όταν οι τιμές του Z είναι πολύ μικρές, τότε

οι τιμές του A είναι παραπλήσιες με αυτές του Z. Για παράδειγμα όταν το $Z=0,1$ το A είναι 0,0952, δηλαδή διαφέρει μόνο κατά 5%.

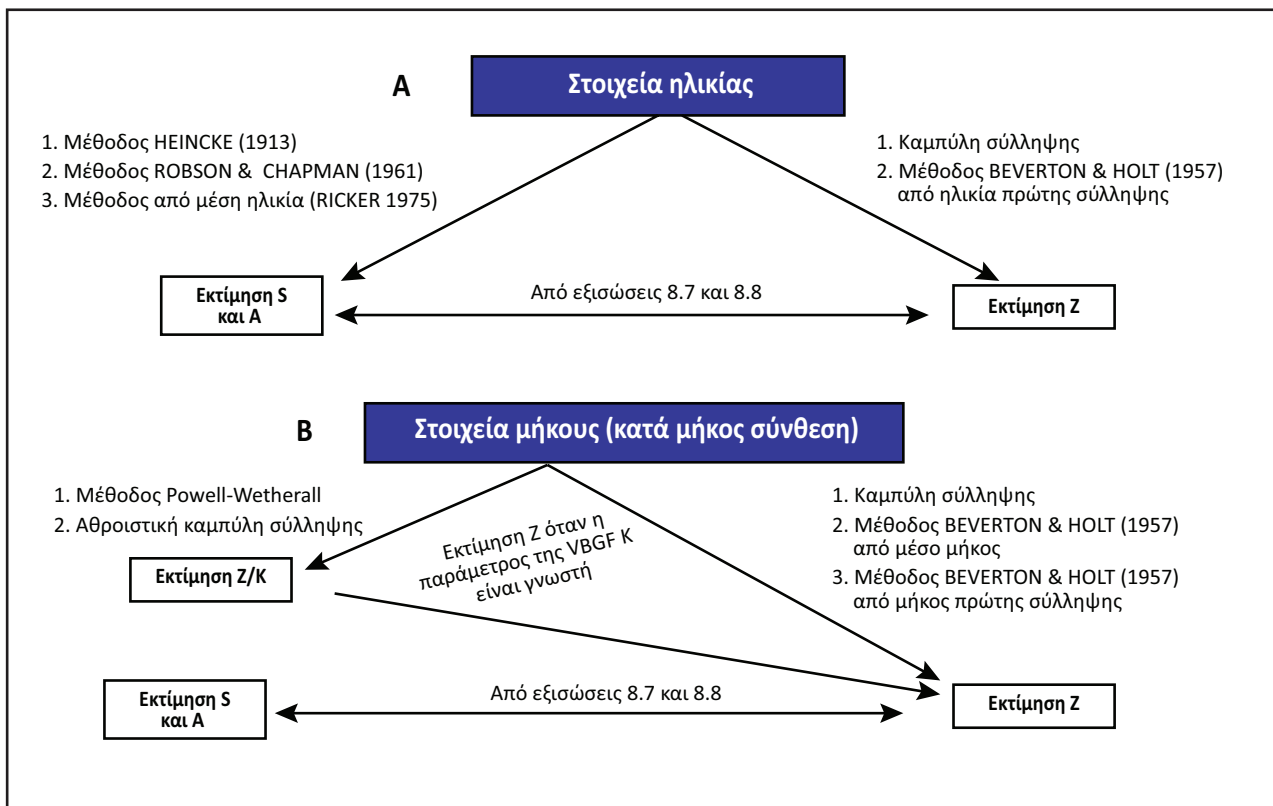
8.3. Μέθοδοι εκτίμησης ολικής θνησιμότητας

Στη δυναμική των ιχθυοπληθυσμών ιδιαίτερη σημασία έχει η εκτίμηση των στιγμιαίων ρυθμών θνησιμότητας, αφού οι ρυθμοί αυτοί είναι απαραίτητοι σε διάφορα αλιευτικά μοντέλα της δυναμικής των πληθυσμών.

Υπάρχουν διάφορες μέθοδοι εκτίμησης της ολικής θνησιμότητας, είτε απευθείας ως Z είτε ως A ή S, και οι εκτιμήσεις αυτές μπορούν να μετατραπούν από τη μια μορφή στην άλλη με τις εξισώσεις 8.7 και 8.8 (Εικόνα 8.2). Επειδή οι διαφορετικές μέθοδοι εκτίμησης της ολικής θνησιμότητας είναι συμπληρωματικές, η καλύτερη προσέγγιση είναι η εκτίμηση ενός εύρους και της μέσης τιμής των εκτιμήσεων που προκύπτουν από αυτές.

Η εκτίμηση της ολικής θνησιμότητας μπορεί να γίνει από στοιχεία μαρκαρίσματος και επανασύλληψης, στοιχεία ηλικίας και στοιχεία μήκους. Η συλλογή των στοιχείων μαρκαρίσματος και επανασύλληψης απαιτεί προγράμματα ειδικού σχεδιασμού, είναι πολυέξοδη και μακροχρόνια και η αξιολόγηση των στοιχείων δύσκολη (Ricker 1975, Annala 1979). Το θεωρητικό υπόβαθρο της εκτίμησης της ολικής θνησιμότητας από στοιχεία μαρκαρίσματος και επανασύλληψης δεν παρουσιάζεται εδώ.

Όλες οι υπόλοιπες μέθοδοι εκτίμησης της ολικής θνησιμότητας στηρίζονται στην παραδοχή του σταθερού συστήματος ισορροπίας (Sparre et al. 1989). Σύμφωνα με την παραδοχή αυτή, τόσο ο αριθμός των ατόμων που εισέρχονται στο απόθεμα των ενήλικων, όσο και η ολική θνησιμότητα κάθε ηλικιακής κλάσης είναι σταθερά από έτος σε έτος. Αυτό σημαίνει ότι δεν έχει σημασία αν εξεταστεί μια γενεά στη διάρκεια της ζωής της, δηλαδή αν εξεταστεί μια γενεά στα διαδοχικά έτη $t, t+1, t+2, \dots, t+n$ ή αν εξεταστεί ολόκληρος ο πληθυσμός που αποτελείται από πολλές διαφορετικές γενεές, καθεμιά από τις οποίες αντιστοιχεί στις διαφορετικές ηλικιακές κλάσεις σε μια συγκεκριμένη χρονική στιγμή. Η παραδοχή του συστήματος ισορροπίας δεν αποτελεί κανόνα στη φύση, αλλά είναι απαραίτητη προσέγγιση της πραγματικότητας (Sparre et al. 1989).



Εικόνα 8.2. Μερικές από τις πιο σημαντικές μεθόδους εκτίμησης ολικής θνησιμότητας από στοιχεία ηλικίας (A) και μήκους (B). Για τις μεθόδους που φαίνονται στην εικόνα, αλλά δεν παρουσιάζονται στο κεφάλαιο αυτό, ο αναγνώστης μπορεί να ανατρέξει στους Sparre et al. (1989).

Θεωρητικά, η αλιευτική θνησιμότητα είναι πολύ μικρή στα νεαρά άτομα, γιατί αυτά ξεφεύγουν από τα αλιευτικά εργαλεία. Αντίθετα, η φυσική θνησιμότητα πρέπει να είναι μεγάλη στα νεαρά άτομα και μικρό-

τερη στα μεγάλα άτομα, αφού τα μικρά σε μέγεθος ψάρια έχουν ένα πολύ μεγαλύτερο φάσμα θηρευτών απ' ό τι τα μεγαλώσωμα (Carpenter et al. 1985, Vetter 1988, Sparre et al. 1989). Αυτή η διαφοροποίηση της αλιευτικής και της φυσικής στιγμιαίας θνησιμότητας με το μέγεθος του σώματος πιθανώς έχει ως αποτέλεσμα η συνολική στιγμιαία θνησιμότητα να παραμένει σταθερή στις διάφορες κλάσεις μήκους και ηλικίας. Η παραδοχή του σταθερού συστήματος σε ισορροπία προσεγγίζεται με βάση την κατά μήκος ή/και κατά ηλικία σύνθεση του συνόλου των ατόμων απ' όλα τα δείγματα που πιάστηκαν καθ' όλη τη διάρκεια της έρευνας (Ricker 1975, Sparre et al. 1989).

8.3.1. Εκτίμηση από στοιχεία ηλικίας

Μέθοδος HEINCKE

Ο Heincke χρησιμοποίησε την παρακάτω εξίσωση για την εκτίμηση του πραγματικού ετήσιου ρυθμού θνησιμότητας A (Heincke 1913):

$$A = \frac{N_t}{\sum N} \quad 8.10$$

όπου N_t είναι ο αριθμός των ατόμων στην ηλικία t και $\sum N$ είναι ο συνολικός αριθμός ατόμων με ηλικία μεγαλύτερη από t . Από την εξίσωση 8.10, και με βάση την εξίσωση 8.8, προκύπτει:

$$1 - e^{-Z} = \frac{N_t}{\sum N} \quad 8.11$$

ή:

$$e^{-Z} = 1 - \frac{N_t}{\sum N} = \frac{(\sum N - N_t)}{\sum N} \quad 8.12$$

Η εξίσωση 8.12 λαμβάνει, μετά από λογαριθμικό μετασχηματισμό, τη μορφή:

$$-Z = \ln(\sum N - N_t) - \ln \sum N \quad 8.13$$

Από την εξίσωση 8.13 είναι φανερό ότι η εκτίμηση της Z δεν απαιτεί να είναι γνωστός ο αριθμός ατόμων για κάθε ηλικία μεγαλύτερη από την ηλικία t , αφού στηρίζεται στον συνολικό αριθμό ατόμων που έχουν ηλικία μεγαλύτερη από t . Έτσι, η μέθοδος αυτή είναι ιδιαίτερα χρήσιμη στις περιπτώσεις που υπάρχουν υποψίες ότι ο προσδιορισμός της ηλικίας των μεγάλων σε μέγεθος ατόμων δεν είναι ακριβής.

Μέθοδος ROBSON & CHAPMAN

Σύμφωνα με τους Robson & Chapman (1961) η εκτίμηση του ρυθμού επιβίωσης από στοιχεία αριθμού ατόμων $N_0, N_1, N_2, \dots, N_n$ ανά κλάση ηλικίας $0, 1, 2, \dots, n$ προκύπτει από την εξίσωση:

$$S = \frac{T}{(\sum N + T - 1)} \quad 8.14$$

όπου:

$$\sum N = N_0 + N_1 + N_2 + \dots + N_n \quad 8.15$$

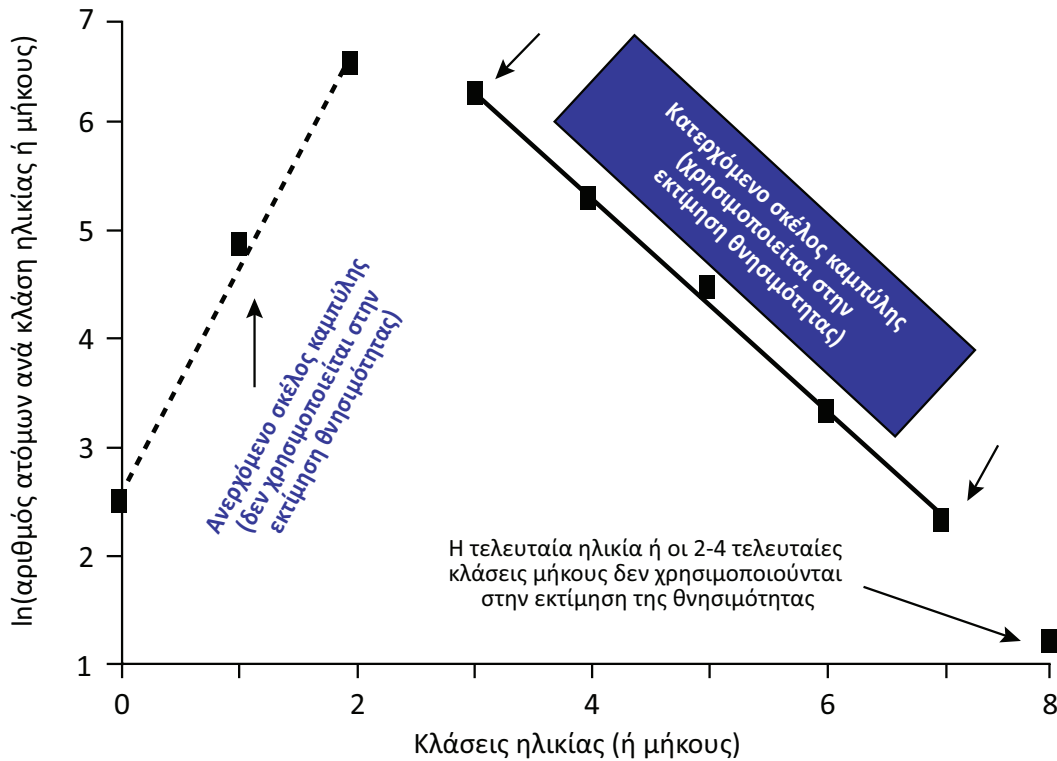
$$T = 1N_1 + 2N_2 + \dots + nN_n \quad 8.16$$

και:

$$Z = -\ln\left(\frac{T}{(\sum N + T - 1)}\right) \quad 8.17$$

Καμπύλη σύλληψης

Η φιλοσοφία της καμπύλης σύλληψης πάει πίσω στις αρχές του προηγούμενου αιώνα (Edser 1908). Ο Baranov (1918) ήταν αυτός που παρατήρησε ότι οι λογάριθμοι της συχνότητας ατόμων ανά κλάση μήκους σχηματίζουν καμπύλη με ένα ανερχόμενο αριστερό σκέλος, ένα ανώτερο καμπύλο τμήμα και ένα κατερχόμενο δεξιό σκέλος. Αυτό το γράφημα είναι γνωστό ως καμπύλη σύλληψης από μήκη (Ricker 1975). Το ίδιο ισχύει και για το γράφημα των λογάριθμων της συχνότητας των ατόμων ανά κλάση ηλικίας που είναι γνωστό ως καμπύλη σύλληψης από ηλικίες (Ricker 1975, Sparre et al. 1989). Στην εικόνα 8.3 παρουσιάζεται ένα παράδειγμα καμπύλης σύλληψης που αφορά την κορδέλα *Cepola macrophthalmia* στον Ευβοϊκό Κόλπο.



Εικόνα 8.3. Περιγραφή της καμπύλης σύλληψης χρησιμοποιώντας ως παράδειγμα την κορδέλα *Cepola macrophthalmia* στον Ευβοϊκό Κόλπο (από Στεργίου 1991).

Γενικά, ένας πληθυσμός αποτελείται από κλάσεις ηλικίας που η καθεμιά έχει εκτεθεί σε θνησιμότητα ένα χρόνο περισσότερο από την αμέσως νεαρότερη κλάση ηλικίας. Έτσι το γράφημα του φυσικού λογάριθμου του αριθμού των ατόμων κάθε κλάσης με την ηλικία, για τις ηλικίες που έχουν πλήρη αντιπροσώπηση στο δείγμα, δηλαδή για τις ηλικίες που αποτελούν το κατερχόμενο σκέλος καμπύλης, δίνει ευθεία, η κλίση της οποίας είναι αριθμητικά ίση με τη Z (Εικόνα 8.3). Οι αρχικές ηλικίες, αυτές δηλαδή που αποτελούν το ανερχόμενο σκέλος καμπύλης, δεν χρησιμοποιούνται στην εκτίμηση της Z, γιατί, όπως αναφέρθηκε και προηγουμένως, τα μικρά ψάρια δεν αντιπροσωπεύονται πλήρως στο δείγμα, δηλαδή πιάνονται με μικρότερη συχνότητα σε σχέση με την αφθονία τους από ό,τι τα γηραιότερα άτομα (Sparre et al. 1989). Αυτό μπορεί να οφείλεται στο ότι (α) η μεγάλη πλειονότητα των νεαρών ατόμων βρίσκεται σε διαφορετική περιοχή από αυτήν όπου ψαρεύεται, (β) τα νεαρά άτομα δεν είναι ακόμα έτοιμα να αρπάξουν το δόλωμα ή να πιαστούν στα δίχτυα και (γ) τα νεαρά άτομα έχουν τέτοιο μέγεθος, ώστε να μπορούν να ξεφεύγουν από τα μάτια του αλιευτικού εργαλείου. Όταν το κατερχόμενο σκέλος της καμπύλης σύλληψης σχηματίζει ευθεία, τότε αυτό αποτελεί ένδειξη ότι δεν υπάρχουν ισχυρές διακυμάνσεις στην ένταση των ετήσιων κλάσεων στη διάρκεια της έρευνας, γεγονός που ενισχύει την παραδοχή του συστήματος ισορροπίας (Ricker 1975, Longhurst & Pauly 1987). Η καμπύλη σύλληψης από ηλικίες είναι μια από τις πιο διαδεδομένες μεθόδους υπολογισμού της ολικής στιγμιαίας θνησιμότητας Z (Sparre et al. 1989, Gayanilo et al. 2005).

Όσον αφορά τη μαθηματική έκφραση της καμπύλης σύλληψης, η μείωση του αριθμού των ατόμων μιας γενεάς στη διάρκεια του χρόνου είναι εκθετική και περιγράφεται από την εξίσωση 8.5, από την οποία προκύπτει ότι:

$$N_t = N_0 e^{-Zt}$$

όπου N_0 είναι ο αριθμός των ατόμων μιας γενεάς τη χρονική στιγμή $t=0$, N_t είναι ο αριθμός των ατόμων που επιζούν τη χρονική στιγμή t και Z είναι ο στιγμιαίος ρυθμός με τον οποίο μειώνεται ο αριθμός των ατόμων της γενεάς. Η εξίσωση 8.18 παίρνει, μετά από λογαριθμικό μετασχηματισμό, τη μορφή:

$$\ln N_t = \ln N_0 - Zt \quad 8.19$$

Η εξίσωση 8.19 είναι γραμμική της μορφής $Y = a - bX$ όπου $a = \ln N_0$ και $b = Z$ και οι παράμετροι a και b υπολογίζονται με τη μέθοδο των ελαχίστων τετραγώνων.

Για την εκτίμηση της Z με την καμπύλη σύλληψης χρησιμοποιούνται οι παρακάτω τύποι στοιχείων: (α) ο αριθμός ατόμων ανά ηλικία ή ποσοστά επί τοις εκατό, από ένα δείγμα που πιάστηκε σε μια χρονική στιγμή, (β) ο μέσος όρος του αριθμού ή του ποσοστού επί τοις εκατό, των ατόμων ανά ηλικία από πολλά δείγματα που πιάστηκαν σε διαφορετικές χρονικές στιγμές ενός ή περισσότερων ετών και (γ) η αλιευτική παραγωγή ανά μονάδα αλιευτικής προσπάθειας ανά ηλικία από παρατηρήσεις πολλών ετών, που σίγουρα παρέχουν εκτιμήσεις μεγαλύτερης ακρίβειας (Beverton & Holt 1957, Gulland 1983, Ricker 1975, Sparre et al. 1989). Σε όλες τις περιπτώσεις, τα δείγματα πρέπει να είναι αντιπροσωπευτικά της δομής του πληθυσμού.

8.3.2. Εκτίμηση από στοιχεία μήκους

Καμπύλη σύλληψης

Η ολική στιγμιαία θνησιμότητα Z μπορεί να εκτιμηθεί και από την κατά μήκος σύνθεση ενός πληθυσμού με τη μέθοδο της καμπύλης σύλληψης από μήκη (Pauly 1983, 1984β,γ).

Όπως αναφέρθηκε παραπάνω, η καμπύλη σύλληψης με βάση τα μήκη χρησιμοποιήθηκε στην αλιευτική έρευνα πολύ νωρίτερα από την καμπύλη σύλληψης με βάση τις ηλικίες (π.χ. Edser 1908). Όμως, οι πρώτες εφαρμογές της μεθόδου αυτής δεν ήταν αξιόπιστες, γεγονός που έστρεψε την προσοχή των ερευνητών στην καμπύλη σύλληψης από ηλικίες (Pauly 1987). Σήμερα η αξιοπιστία της μεθόδου αυτής είναι πολύ ικανοποιητική και η μέθοδος αυτή αποτελεί ένα σημαντικό εργαλείο της αλιευτικής βιολογίας.

Η καμπύλη σύλληψης από μήκη δίνει τη δυνατότητα να υπολογιστεί η Z από την κατά μήκος σύνθεση και τις παραμέτρους αύξησης K και L_∞ . Η μέθοδος αυτή στηρίζεται στη μετατροπή του μήκους σε ηλικία με τη χρήση της αντίστροφης VBGF εξίσωσης (Pauly 1983, 1984β,γ):

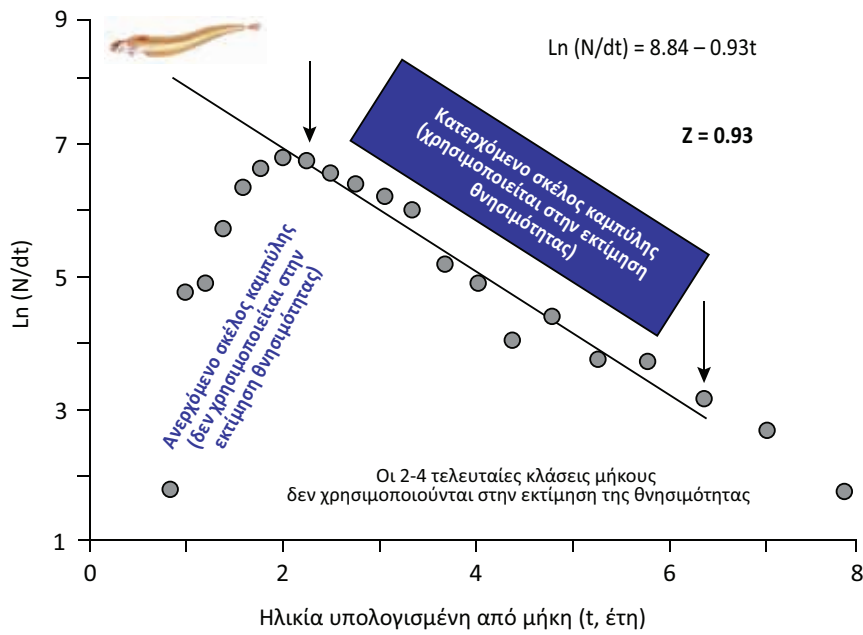
$$t_t = t_0 - \left(\frac{1}{K}\right) \ln\left(1 - \frac{L_t}{L_\infty}\right) \quad 8.20$$

Όμως, η μετατροπή του μήκους σε ηλικία είναι προβληματική, γιατί ο χρόνος που απαιτείται για την αύξηση ενός ψαριού από μια κλάση μήκους στην αμέσως επόμενη αυξάνει συνεχώς με την ηλικία. Η προσέγγιση του προβλήματος αυτού έγινε από τον Pauly (1983, 1984β,γ, 1998β), ο οποίος αντικατέστησε τον αριθμό ατόμων σε μια κλάση μήκους N με τον όρο dt , όπου dt είναι ο χρόνος που απαιτείται για την αύξηση του ψαριού από το κατώτερο στο ανώτερο όριο μιας κλάσης μήκους. Η αντικατάσταση αυτή δίνει ξεχωριστή σημασία στο γεγονός ότι η αύξηση δεν είναι ίδια στις διαδοχικές κλάσεις μήκους. Η μαθηματική έκφραση της καμπύλης σύλληψης από μήκη έχει ως εξής (Εικόνα 8.4):

$$\ln\left(\frac{N}{dt}\right) = a - Zt \quad 8.21$$

όπου N είναι ο αριθμός ατόμων που πιάστηκε με μήκη από L_1 ως L_2 (όρια της κλάσης μήκους) που αντιπροσώπων στις ηλικίες t_1 και t_2 , $dt (= t_2 - t_1)$ είναι ο χρόνος που απαιτείται για να αυξηθεί ένα ψάρι από το μήκος L_1 ως το μήκος L_2 , a είναι μια σταθερά και $t = (t_1 + t_2)/2$ είναι η σχετική ηλικία που αντιστοιχεί στο μέσο μήκος της κλάσης μήκους (δηλαδή της $L_1 - L_2$). Τα t_1 και t_2 υπολογίζονται από την αντίστροφη VBGF. Η εξίσωση 8.21 είναι γραμμική και οι παράμετροι a και Z υπολογίζονται με τη μέθοδο των ελαχίστων τετραγώνων.

Όπως και στην περίπτωση της καμπύλης σύλληψης από ηλικίες, το ανερχόμενο σκέλος της καμπύλης (Εικόνα 8.4) δεν χρησιμοποιείται για την εκτίμηση της Z , αφού τα άτομα αυτά δεν έχουν πλήρη αντιπροσωπευση στο δείγμα (Sparre et al. 1989). Επιπλέον, οι τελευταίες 2-4 κλάσεις μήκους που βρίσκονται κοντά στο L_∞ δεν λαμβάνονται υπόψη στην εκτίμηση της Z (Εικόνα 8.4), γιατί όσο ένα ψάρι πλησιάζει το L_∞ τόσο η σχέση ανάμεσα στο μήκος και την ηλικία του γίνεται πιο ασαφής (Sparre et al. 1989).



Εικόνα 8.4. Καμπύλη σύλληψης από μήκη για την κορδέλα *Cepola macrophthalma* στον Ευβοϊκό Κόλπο. Τα βέλη δηλώνουν τις κλάσεις μήκους που χρησιμοποιήθηκαν για την εκτίμηση της Z.

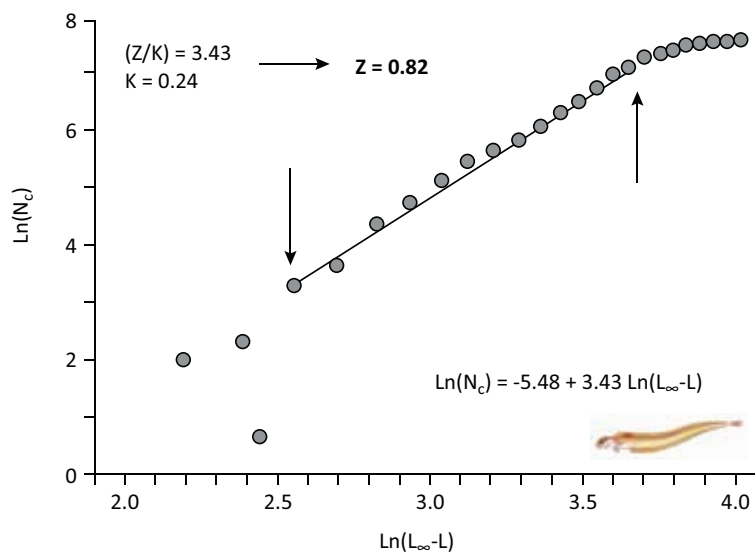
Αθροιστική καμπύλη σύλληψης

Ως αθροιστική καμπύλη σύλληψης (Jones & Van Zalinge 1981) ορίζεται το γράφημα του συνολικού αριθμού ατόμων N_c που έχουν μήκος μεγαλύτερο από L με τη σχέση $\text{Log}_e(L_\infty - L)$, όπου L είναι το κατώτερο όριο κάθε κλάσης μήκους. Οι Jones & Van Zalinge (1981) έδειξαν ότι για τις κλάσεις μήκους με πλήρη αντιπροσώπευση στο δείγμα ισχύει (Εικόνα 8.5):

$$\ln N_c = a + \left(\frac{Z}{K}\right) \ln(L_\infty - L)$$

8.22

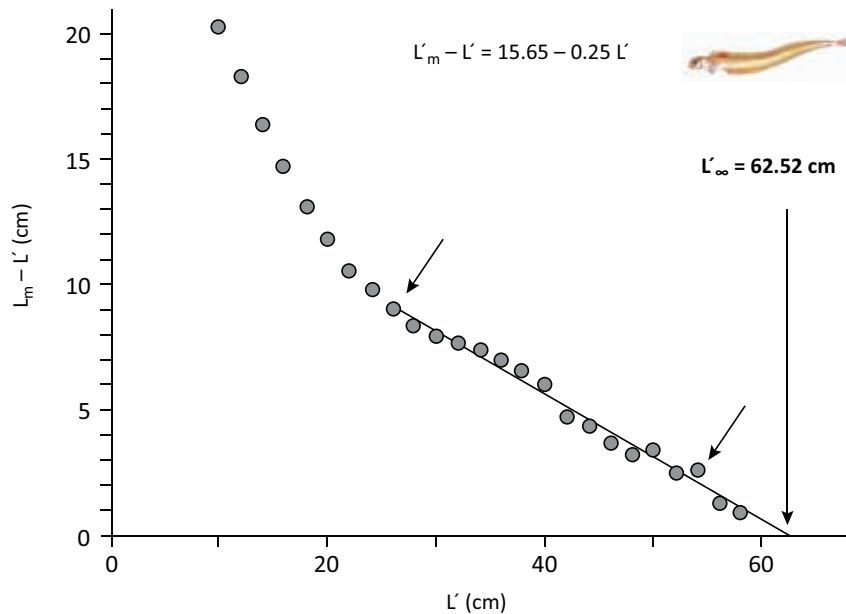
Η εξίσωση 8.22 είναι γραμμική της μορφής και οι παράμετροι a και υπολογίζονται με τη μέθοδο των ελαχίστων τετραγώνων. Στη συνέχεια, και εφόσον είναι γνωστό το K , μπορεί να εκτιμηθεί το Z . Όπως και στην περίπτωση της καμπύλης σύλληψης από μήκη, τα αρχικά σημεία στο δεξιό μέρος της καμπύλης και οι τελευταίες 2-4 κλάσεις μήκους που βρίσκονται κοντά στο L_∞ (Εικόνα 8.5) δεν χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση της Z (Sparre et al. 1989).



Εικόνα 8.5. Αθροιστική καμπύλη σύλληψης από μήκη για την κορδέλα *Cepola macrophthalma* στον Ευβοϊκό Κόλπο. Τα βέλη δηλώνουν τις κλάσεις μήκους που χρησιμοποιήθηκαν για την εκτίμηση του Z/K (τροποποιημένη από Stergiou et al. 1992).

Μέθοδος POWELL-WetherallI

Ο Powell (1979) και οι Wetherall et al. (1987) ανέπτυξαν μια μέθοδο για την εκτίμηση του L_{∞} και του από κατά μήκος συνθέσεις (Sparre et al. 1989). Σύμφωνα με τη μέθοδο αυτή, το γράφημα του με το L' , όπου L_m είναι το μέσο μήκος όλων των ατόμων με μήκος μεγαλύτερο από L' και L' είναι το μήκος εκείνο για το οποίο όλα τα άτομα με μήκος μεγαλύτερο από L' αντιπροσωπεύονται πλήρως στο δείγμα, σχηματίζει ευθεία που τέμνει τον οριζόντιο άξονα στο L_{∞} (Εικόνα 8.6).



Εικόνα 8.6. Μέθοδος POWELL-WETHERALL όπως εφαρμόστηκε στην κορδέλα *Cepola macrophthalmia* του Ευβοϊκού Κόλπου (από Στεργίου 1991). Τα βέλη δείχνουν τις κλάσεις μήκους που χρησιμοποιήθηκαν για την εφαρμογή της μεθόδου.

Το γράφημα αυτό είναι γνωστό ως γράφημα Powell-Wetherall και χρησιμοποιείται επίσης και για μια πρώτη εκτίμηση του L_{∞} (Sparre et al. 1989, Gayanilo et al. 2005). Η μαθηματική έκφραση της μεθόδου αυτής είναι:

$$L_m - L' = a + bL' \quad 8.23$$

Η εξίσωση 8.23 είναι γραμμική της μορφής $Y=a+bX$ και οι συντελεστές υπολογίζονται με τη μέθοδο των ελαχίστων τετραγώνων. Στη συνέχεια, το L_{∞} και το Z/K υπολογίζονται από τις σχέσεις:

$$L_{\infty} = -\frac{a}{b} \quad 8.24$$

και:

$$\frac{Z}{K} = -\frac{(1+b)}{b} \quad 8.25$$

Από την εξίσωση 8.25, και εφόσον είναι γνωστό το K , μπορεί να εκτιμηθεί η Z .

Όπως και παραπάνω τα αρχικά και τα τελευταία σημεία (Εικόνα 8.6) δε χρησιμοποιούνται για τις εκτιμήσεις (Sparre et al. 1989). Η εκτίμηση του Z/K αντί της εκτίμησης των δυο παραμέτρων χωριστά, που είναι πιο δύσκολη, έχει μεγάλη σημασία στην αλιευτική βιολογία, γιατί η σχέση του Z/K χρησιμοποιείται σε αρκετά αλιευτικά μοντέλα (Gulland 1983).

8.4. Μέθοδοι εκτίμησης φυσικής στιγμιαίας θνησιμότητας

Η εκτίμηση της φυσικής στιγμιαίας θνησιμότητας M , η οποία γίνεται με δυο βασικές κατηγορίες μεθόδων, τις άμεσες και τις εμπειρικές, αποτελεί ένα από τα σημαντικότερα προβλήματα στην αλιευτική επιστήμη. Όλες οι γνωστές μέθοδοι εκτίμησής της περιέχουν σφάλματα και υπόκεινται σε πολλούς περιορισμούς (Vetter 1988, Kenchington 2014). Τα σφάλματα αυτά μεγεθύνονται πολλαπλασιαστικά στα αποτελέσματα των αλιευτικών μοντέλων που στηρίζονται στη M (Vetter 1988). Έτσι, ως καλύτερη προσέγγιση θεωρείται η

εκτίμηση ενός εύρους της M που προκύπτει από τη χρήση διαφορετικών μεθόδων.

8.4.1. Άμεση εκτίμηση

Στην περίπτωση που ένα ιχθυαπόθεμα δεν αλιεύεται καθόλη τη διάρκεια του έτους και δεν μεταναστεύει σε περιοχές που αλιεύονται, και εφόσον η στιγμιαία αλιευτική θνησιμότητα $F=0$ τότε ισχύει ότι $Z=M$, γιατί $Z=F+M$. Σε αυτή την περίπτωση η εκτίμηση της M μπορεί να γίνει με όλες τις μεθόδους που χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση της Z (Εικόνα 8.2). Παρ' όλα αυτά αυτή η περίπτωση είναι σήμερα πολύ σπάνια στη φύση, αφού τα περισσότερα είδη ψαριών υπόκεινται σε κάποια μορφή αλιείας, με πιθανή εξαίρεση ορισμένα μεσοπελαγικά και βαθυπελαγικά μη εμπορικά είδη.

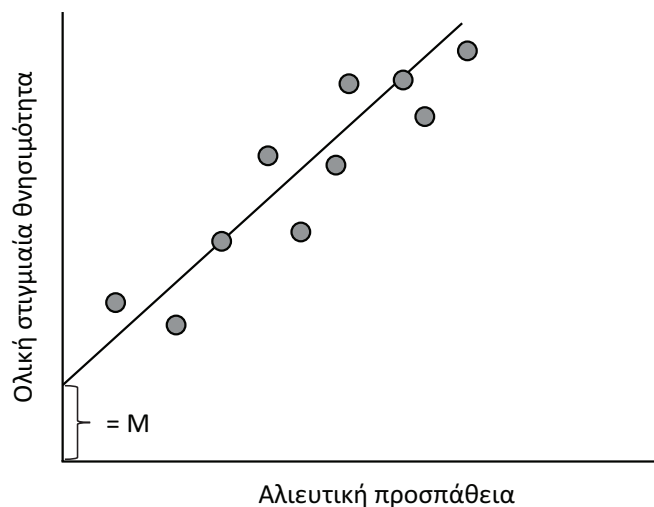
Μια άλλη άμεση μέθοδος εκτίμησης της M προκύπτει από το συνδυασμό διαχρονικών στοιχείων ολικής στιγμιαίας θνησιμότητας Z και αλιευτικής προσπάθειας (Beverton & Holt 1957, Gulland 1983, Sparre et al. 1989). Έτσι, όταν υπάρχουν διαθέσιμα στοιχεία της Z ενός αποθέματος για ένα μεγάλο αριθμό ετών και της αλιευτικής προσπάθειας (συμβολίζεται με f) για την αλίευση του αποθέματος τα έτη αυτά, τότε με βάση την εξίσωση $Z=F+M$ και την παραδοχή ότι η F είναι ανάλογη της αλιευτικής προσπάθειας, δηλαδή ότι (Sparre et al. 1989):

$$F = qf \quad 8.26$$

προκύπτει ότι:

$$Z = M + qf \quad 8.27$$

Η εξίσωση 8.27 είναι γραμμική της μορφής $Y=a+bX$. Η Z αντιπροσωπεύει την εξαρτημένη μεταβλητή και η αλιευτική προσπάθεια την ανεξάρτητη μεταβλητή. Έτσι, τα M και q , που αντιπροσωπεύουν τη σταθερά και την κλίση της γραμμικής εξίσωσης, μπορούν να υπολογιστούν με τη μέθοδο των ελαχίστων τετραγώνων. Το γράφημα της Z με την f για τα διάφορα έτη σχηματίζει ευθεία που τέμνει τον άξονα της θνησιμότητας στην τιμή της M (Εικόνα 8.7).



Εικόνα 8.7. Σχέση ανάμεσα στην ολική στιγμιαία θνησιμότητα Z και την αλιευτική προσπάθεια και εκτίμηση της φυσικής στιγμιαίας θνησιμότητας M .

Η παράμετρος q είναι γνωστή ως **συντελεστής συλληψιμότητας** (Κεφάλαιο 4) και δηλώνει το ποσοστό ενός αποθέματος που πιάνεται σε μια συγκεκριμένη αλιευτική προσπάθεια (Sparre et al. 1989). Η εκτίμηση της M με τη μέθοδο αυτή δεν είναι μεγάλης ακρίβειας, γιατί στηρίζεται στην παραδοχή ότι το q είναι σταθερό από έτος σε έτος. Η παραδοχή αυτή, ειδικά όταν τα στοιχεία αφορούν μια μεγάλη χρονική περίοδο πολλών δεκαετιών, είναι αμφισβητήσιμη εξαιτίας των αλλαγών στην αποδοτικότητα των αλιευτικών σκαφών και εργαλείων. Για παράδειγμα, μια ώρα αλιείας το 1950 δεν έχει το ίδιο q με μια ώρα αλιείας το 2010, αφού τα αλιευτικά σκάφη το 2010 είναι καλύτερα εξοπλισμένα (π.χ. πιο αποδοτικά αλιευτικά εργαλεία, μεγαλύτερες μηχανές, εξοπλισμένα με σύγχρονα βυθόμετρα και ηχοβολιστικά) από αυτά του 1950 (Sparre et al. 1989).

Τέλος, η M μπορεί να εκτιμηθεί και από το συνδυασμό στοιχείων που αφορούν τις αλληλεπιδράσεις θηρευτή-λείας και την ανάλυση του μελετούμενου είδους ανά γενεά (Vetter 1988). Η μέθοδος αυτή είναι ιδιαίτερα πολύπλοκη, απαιτεί πληθώρα δεδομένων και δεν παρουσιάζεται εδώ.

8.4.2. Εμπειρικές εξισώσεις

Επειδή η άμεση εκτίμηση της φυσικής θνησιμότητας M στις περιοχές που αλιεύονται είναι πολύ δύσκολη, έως αδύνατη, έχουν γίνει προσπάθειες για την έμμεση εκτίμησή της από άλλες βιολογικές παραμέτρους, ο προσδιορισμός των οποίων είναι σχετικά πιο εύκολος (Vetter 1988, Sparre et al. 1989, Kenchington 2014). Παρόλο που υπήρχαν διάφορες έρευνες οι οποίες, χρησιμοποιώντας δημοσιευμένα στοιχεία για ένα μεγάλο αριθμό αποθεμάτων, έδειξαν ότι υπάρχει στενή σχέση ανάμεσα στη M και την παράμετρο K της εξίσωσης αύξησης (Beverton & Holt 1959, Gunderson 1980), στην ουσία ο Pauly (1980) ήταν αυτός που διερεύνησε πιο διεξοδικά τη σχέση ανάμεσα στη M και τις παραμέτρους αύξησης.

Ο Pauly (1980) συνέλεξε από τη βιβλιογραφία δημοσιευμένα στοιχεία για τη M , τις παραμέτρους αύξησης K και L_{∞} και τη μέση θερμοκρασία του νερού (από υδρογραφικό χάρτη) για 175 αποθέματα λιμνοποτάμιων και θαλασσινών ψαριών, τα ολικά μήκη των οποίων κυμαίνονταν από 2 ως 1.226 cm, ενώ η μέση θερμοκρασία κυμαινόταν από 3 έως 30 °C. Στη συνέχεια προσάρμοσε στα στοιχεία αυτά την παρακάτω πολλαπλή γραμμική παλινδρόμηση, γνωστή ως εξίσωση Pauly:

$$\ln M = -0,0152 - 0,279 L_{\infty} + 0,6543 K + 0,463 \ln T$$

8.28

όπου το L_{∞} εκφράζεται σε cm ολικού μήκους. Από την εξίσωση 8.29 μπορεί να υπολογιστεί η M ενός αποθέματος όταν είναι γνωστές οι παράμετροι αύξησης και η μέση θερμοκρασία του νερού (T). Η εξίσωση Pauly παρέχει μια πρώτη εκτίμηση της M και δηλώνει ότι ένα είδος με μικρό μήκος σώματος και μεγάλο K που ζει σε νερά με υψηλή θερμοκρασία χαρακτηρίζεται από μεγάλη φυσική θνησιμότητα. Ο Pauly (1980) αναφέρει ότι η εξίσωση αυτή πιθανώς υπερεκτιμά τη M για ορισμένα πελαγικά είδη που σχηματίζουν κοπάδια και πρότεινε για τα είδη αυτά την αντικατάσταση της τιμής M με 0,8M.

Η εξίσωση Pauly έχει υποστεί κριτική από διάφορους ερευνητές (Alagaraja 1989, Kenchington 2014). Για παράδειγμα, ο Kenchington (2014) έδειξε, χρησιμοποιώντας 13 ιχθυαποθέματα των οποίων η M ήταν γνωστή, ότι η εξίσωση Pauly παρέχει σχετικά ακριβείς εκτιμήσεις όταν η εκτίμηση της παραμέτρου K είναι αξιόπιστη, αλλά αποτυγχάνει σε είδη με μεγάλη διάρκεια ζωής και σε είδη που δεν φθάνουν ποτέ το L_{∞} . Παρ' όλ' αυτά, η εξίσωση Pauly χρησιμοποιείται ευρέως στη διεθνή βιβλιογραφία, όπως γίνεται φανερό από τον μεγάλο αριθμό των αναφορών (που το 2015 ξεπερνούσαν τις 2500) στην αρχική δημοσίευση.

Οι Djabali et al. (1993) εφάρμοσαν τη μεθοδολογία του Pauly (1980) σε 56 Μεσογειακά αποθέματα ψαριών και πρότειναν την παρακάτω εξίσωση ειδικά για τα Μεσογειακά ιχθυοαποθέματα:

$$\log M = -0,736 - 0,114 \log L_{\infty} + 0,522 K + 0,583 \log T$$

8.29

Οι Longhurst & Pauly (1987) χρησιμοποιώντας τα στοιχεία του Pauly (1980) προσάρμοσαν την παρακάτω γραμμική εξίσωση παλινδρόμησης ανάμεσα στον λόγο και τη μέση θερμοκρασία του νερού:

$$\ln \left(\frac{M}{K} \right) = -0,22 + 0,30 \ln T$$

8.30

Από την εξίσωση 8.30 μπορεί να υπολογιστεί η M όταν είναι γνωστό το K ενός αποθέματος και η μέση θερμοκρασία του νερού στην περιοχή όπου ζει το απόθεμα.

Οι Rikhter & Efanon (1959) συνέλεξαν δημοσιευμένα στοιχεία από τη βιβλιογραφία για τη M και την ηλικία πρώτης γεννητικής ωρίμασης (t_m) στην οποία το 50% των ατόμων ενός πληθυσμού είναι γεννητικά ώριμο (Κεφάλαιο 9). Στη συνέχεια προσάρμοσαν στα στοιχεία αυτά την παρακάτω γραμμική εξίσωση παλινδρόμησης:

$$M = \frac{1,521}{t_m^{0,72}} - 0,155$$

8.31

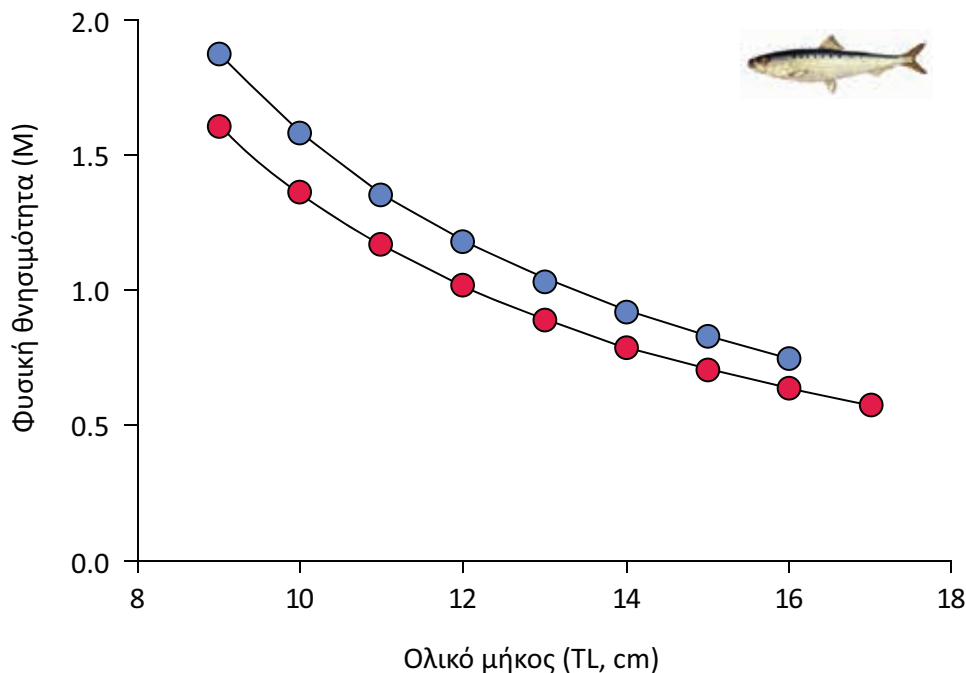
Από την εξίσωση 8.32 μπορεί να υπολογιστεί η M όταν είναι γνωστή η t_m ενός αποθέματος.

Ο Hoenig (1983) συνέλεξε από τη βιβλιογραφία δημοσιευμένα στοιχεία σχετικά με τη μέγιστη ηλικία (t_{max}) και την ολική στιγμιαία θνησιμότητα για 84 ιχθυαποθέματα που ανήκαν σε 53 είδη, τα οποία όμως δεν είχαν εκτεθεί σε αλιευτική πίεση (δηλαδή $Z=M$). Στη συνέχεια προσάρμοσε στα στοιχεία αυτά την παρακάτω γραμμική εξίσωση:

$$\ln Z = 1,46 - 1,01 \ln t_{max}$$

8.32

Η παραπάνω εξίσωση παίρνει τη μορφή στην περίπτωση που λαμβάνονται υπόψη και άλλες ταξινομικές ομάδες όπως τα μαλάκια. Από την εξίσωση 8.32 μπορεί να υπολογιστεί η $M (=Z)$ ενός αποθέματος που δεν υπόκειται σε αλιευτική πίεση όταν είναι γνωστή η t_{max} του αποθέματος αυτού. Αντί του t_{max} μπορεί επίσης να χρησιμοποιηθεί η μέση ηλικία των μεγαλύτερων σε μήκος ατόμων του δείγματος, για παράδειγμα η μέση ηλικία των 10 ή 20 μεγαλύτερων σε μήκος ατόμων (Sparre et al. 1989).



Εικόνα 8.8. Η φυσική θνησιμότητα (M) για τα αρσενικά και θηλυκά άτομα της σαρδέλας με το μήκος για τη σαρδέλα *Sardina pilchardus* με βάση την εξίσωση Gislason et al. 2010 (τροποποιημένη από Tsikliras & Koutrakis 2013).

Ο Roff (1984) έδειξε ότι η θεωρητική εξίσωση:

$$\ln M = \ln 3 + \ln L_{\infty} + \ln K + \ln \left(1 - \frac{L_m}{L_{\infty}} \right) - \ln L_m$$

8.33

όπου L_m είναι το μήκος της πρώτης γεννητικής ωρίμασης (Κεφάλαιο 9), παρέχει ικανοποιητική εκτίμηση της M για 30 αποθέματα ψαριών.

Οι Gislason et al. (2010) ανέπτυξαν, χρησιμοποιώντας τις διαθέσιμες μη εμπειρικές εκτιμήσεις της M για τα αποθέματα θαλάσσιων και υφάλμυρων ψαριών, την παρακάτω εμπειρική εξίσωση για την εκτίμησή της M από τις παραμέτρους αύξησης και το μήκος L ενός ψαριού στο εύρος της καμπύλης αύξησης του είδους (Εικόνα 8.8):

$$\ln M = 0,55 - 1,61 \ln L + 1,44 \ln L_{\infty} + \ln K$$

8.34

Η εξίσωση 8.34, τροποποιήθηκε στη συνέχεια από τους Charnov et al. (2013) ως εξής:

$$M = \left(\frac{L}{L_{\infty}} \right)^{-1,5} K$$

8.35

Ο Kenchington (2014) παρουσιάζει και διάφορες άλλες μεθόδους εκτίμησης της M . Γενικά, όλες οι εμπειρικές εξισώσεις έχουν πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα και μπορεί να δίνουν διαφορετικές εκτιμήσεις για ένα είδος (Kenchington 2014, Πίνακας 8.1), ενώ καμιά μέθοδος δεν μπορεί να δίνει ακριβείς εκτιμήσεις για όλα τα είδη ψαριών (Kenchington 2014). Έτσι, και εφόσον δεν είναι δυνατή η εκτίμηση της M με πιο προχωρημένες μεθόδους (π.χ. με τη τηλεμετρία, μαρκάρισμα-επανασύλληψη: Kenchington 2014), είναι γενικά επιθυμητή η εκτίμηση της M με περισσότερες από μια μεθόδους. Σε αυτή την περίπτωση μια τελική εκτίμηση μπορεί να προέλθει από το μέσο όρο όλων των διαφορετικών εκτιμήσεων (Stergiou & Papaconstantinou 1993). Σε οποιαδήποτε περίπτωση, όλες οι εκτιμήσεις της M πρέπει να συνοδεύονται και από μια εκτίμηση της αβεβαιότητας των εκτιμήσεων αυτών (Kenchington 2014).

Πίνακας 8.1. Εκτίμηση της φυσικής θνησιμότητας M της κορδέλας *Cepola macrophthalmia*, ενός μη εμπορικού είδους το οποίο μπορεί να θεωρηθεί ότι υπόκειται σε μηδενική ή χαμηλή αλιευτική πίεση, στον βόρειο και νότιο Ευβοϊκό με διαφορετικές μεθόδους (από Stergiou & Papaconstantinou 1993).

Μέθοδος εκτίμησης φυσικής θνησιμότητας M	Β Ευβοϊκός	Ν Ευβοϊκός
1. Hoenig (1983), ψάρια και άλλοι οργανισμοί	0,55	0,87
2. Hoenig (1983), μόνο για ψάρια	0,53	0,85
3. Pauly (1980)	0,38-0,41	0,62-0,68
4. Longhurst & Pauly (1987)	0,38-0,40	0,67-0,71
5. Καμπύλη σύλληψης από μήκη	0,51	0,80
6. Αθροιστική καμπύλη σύλληψης από μήκη	0,66	0,82
7. Καμπύλη σύλληψης από ηλικίες	0,75	1,22
8. Beverton & Holt (1956)	0,80	1,23
Μέσος όρος των μεθόδων 5 έως 8	0,68	1,02

8.5. Αλιευτική στιγμιαία θνησιμότητα και ρυθμός εκμετάλλευσης

Η ορθολογική διαχείριση των ιχθυαποθεμάτων απαιτεί παρέμβαση στην αλιευτική στιγμιαία θνησιμότητα F . Στην περίπτωση που έχει υπολογιστεί η Z και η M , με τις μεθόδους που αναφέρθηκαν παραπάνω, τότε, επειδή $Z=F+M$, μπορεί να υπολογιστεί η F . Ο υπολογισμός της F από την αλιευτική προσπάθεια περιγράφεται στο Κεφάλαιο 4.

Η F μπορεί να υπολογιστεί επίσης και με την ανάλυση γενεάς (Pope 1972, Jones 1984). Η μέθοδος αυτή απαιτεί μια ανεξάρτητη εκτίμηση της M και στοιχεία αλιευτικής παραγωγής ανά κλάση ηλικίας στο αλίευμα και είναι ιδιαίτερα πολύπλοκη.

Ο **ρυθμός εκμετάλλευσης** (E) ενός αποθέματος εκφράζει τον αριθμό των θανάτων που προκαλούνται από την αλιεία σε σχέση με το σύνολο των θανάτων που προκαλούνται τόσο από την αλιεία, όσο και από φυσικές αιτίες (π.χ. πείνα, ασθένειες, θήρευση και γήρας) και παρέχει μια πρώτη εκτίμηση της κατάστασης ενός ιχθυαποθέματος, δηλαδή αν υπεραλιεύεται ή όχι.

Ο ρυθμός αυτός ορίζεται από τη σχέση (Ricker 1975):

$$E = \frac{F}{Z} = \frac{F}{F+M}$$

8.36

και παίρνει τιμές από 0 ως 1. Γενικά, για ένα ορθολογικά αλιεύόμενο απόθεμα, η αλιευτική θνησιμότητα πρέπει να είναι ίση με τη φυσική θνησιμότητα, δηλαδή $E = 0,5$. Έτσι, τιμές του E ενός αποθέματος μεγαλύτερες από 0,5 αποτελούν ένδειξη ότι το απόθεμα είναι υπεραλιευμένο (Gulland 1977, Pauly 1984α, Sparre et al. 1989). Παρ' όλ' αυτά, πρέπει να τονιστεί ότι πολλές φορές η εξίσωση 8.36 υποεκτιμά την πραγματική κατάσταση των αποθεμάτων (Beddington & Cooke 1983).

Προτεινόμενη βιβλιογραφία κεφαλαίου

Υπάρχουν πολλά συγγράμματα και εγχειρίδια που αφορούν τη θνησιμότητα και την εκτίμησή της, τα πιο σημαντικά από τα οποία είναι τα, κλασικά πλέον, συγγράμματα των Beverton & Holt (1957), Ricker (1975), Pitcher & Hart (1982), Pauly (1983, 1984α), Pauly & Morgan (1987), Gulland (1988), Sparre et al. (1989), στο οποίο στηρίζεται κυρίως το κεφάλαιο αυτό όσον αφορά τις μεθόδους εκτίμησης της θνησιμότητας, Sparre & Venema (1998), Hilborn & Walters (1992, 2003), Gayanilo et al. (2005) και King (2007).

Ασκήσεις

1. Να υπολογιστεί η μέση φυσική θνησιμότητα και η τυπική της απόκλιση ($\pm SD$) από τις εμπειρικές μεθόδους για υποθετικό είδος που σχηματίζει κοπάδια στο βόρειο Αιγαίο (μέση ετήσια επιφανειακή θερμοκρασία θάλασσας $T=15,7$ °C) και στη θάλασσα της Τυνησίας (μέση ετήσια επιφανειακή θερμοκρασία θάλασσας $T=19,1$ °C). Τα πληθυσμιακά χαρακτηριστικά των δύο πληθυσμών είναι ίδια ($L_{\infty}=25,95$ cm, $K=0,623$ έτη⁻¹ και $t_m=1,47$ έτη για το σύνολο των ατόμων).
 - α. Ποια είναι η σχέση της φυσικής θνησιμότητας με το γεωγραφικό πλάτος;
 - β. Πώς προκύπτει αυτό από την εξίσωση του Pauly;
 - γ. Ένας οργανισμός στον ισημερινό (γεωγραφικό πλάτος 0°) θα είχε μεγαλύτερη ή μικρότερη φυσική θνησιμότητα και γιατί;
 - δ. Αν η ολική θνησιμότητα είναι η ίδια και στις δυο περιοχές, ποιο απόθεμα δέχεται την υψηλότερη αλιευτική πίεση και γιατί;
2. Να υπολογιστεί η φυσική θνησιμότητα για 2 είδη καρχαριών που ωριμάζουν γεννητικά στο 30% του μέγιστου μήκους τους και για 2 είδη κλουπεοειδών που ωριμαζουν γεννητικά στο 60% του μέγιστου μήκους τους.
3. Ο αριθμός ατόμων ανά ηλικία ενός είδους στις ηλικίες 1 έως 12 έτη είναι 5, 8, 12, 14, 22, 17, 14, 11, 7, 3, 1 και 1 άτομα αντίστοιχα. Να υπολογιστεί η ολική θνησιμότητα Z.

9. Αναπαραγωγή

Σύνοψη

Στο κεφάλαιο αυτό παρουσιάζονται η αναλογία των φύλων στον πληθυσμό, τα στάδια γεννητικής ωρίμασης, η εποχή (έναρξη και διάρκεια) της αναπαραγωγικής περιόδου, οι ορισμοί και μέθοδοι εκτίμησης της ηλικίας και του μήκους πρώτης γεννητικής ωρίμασης και οι γενικοί ορισμοί και μέθοδοι εκτίμησης της γονιμότητας των ψαριών. Οι φοιτητές θα αποκτήσουν δεξιότητες σχετικά με τα βασικά εργαλεία και τις μεθόδους που χρησιμοποιούνται στην έρευνα της αναπαραγωγής στα ψάρια.

Εισαγωγή

Η αναπαραγωγή των ψαριών αποτελεί κεντρικό σημείο στη σύγχρονη αλιευτική βιολογία, οικολογία και διαχείριση για περισσότερο από 100 χρόνια (Holt & Byrne 1898) λόγω της σημασίας της στη νεοσυλλογή (Beaugrand et al. 2003), την επιβίωση (Garvey et al. 2002), την αφθονία και τη βιομάζα ενός ιχθυοποθέματος, και συνεπώς στη μετέπειτα αλιευτική παραγωγή (Kjesbu & Witthames 2007).

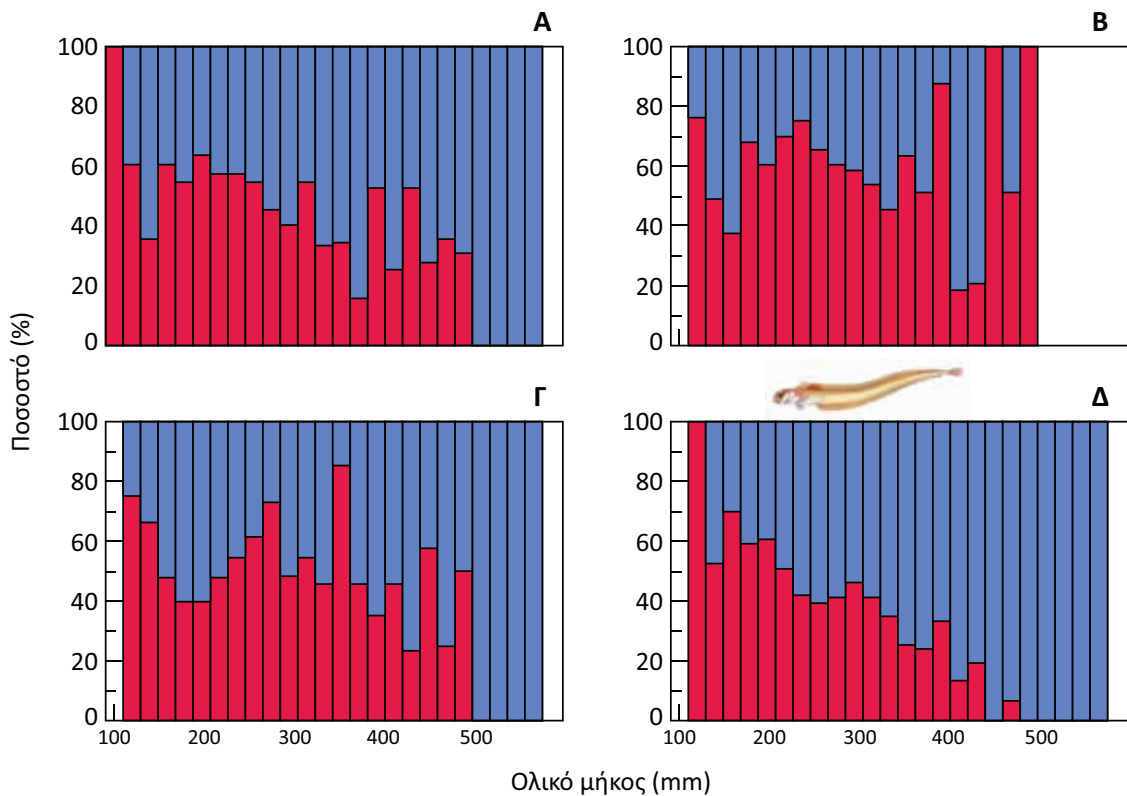
Συνεπώς, πολλά διαχειριστικά μέτρα βασίζονται στις αναπαραγωγικές στρατηγικές και συνήθειες των αλιευτικών αποθεμάτων καθώς θεωρείται ότι η ένταση της αναπαραγωγής καθορίζει την αντοχή των αποθεμάτων στην αλιευτική πίεση. Στην πραγματικότητα η αλιευτική πίεση είναι εκείνη που συχνά καθορίζει μέρος της αναπαραγωγικής στρατηγικής των οργανισμών και που προκαλεί εξελικτικές αλλαγές στους έντονα αλιευόμενους πληθυσμούς. Οι αλλαγές αυτές στοχεύουν στην προστασία του αναπαραγωγικού αποθέματος μέσω της αύξησης της αναπαραγωγικής προσπάθειας που προκαλεί η έντονη αλιευτική πίεση. Αυτό γίνεται είτε επισπεύδοντας τη γεννητική ωρίμαση (Olsen et al. 2004), είτε αυξάνοντας την παραγωγή ωοκυττάρων και σπέρματος (Hutchings 2002).

Από τις αναπαραγωγικές συνήθειες ενός αποθέματος είναι χρήσιμο να εξετάζεται η αναλογία μεταξύ των δύο φύλων στον πληθυσμό, τα στάδια γεννητικής ωρίμασης, η έναρξη και διάρκεια της αναπαραγωγικής περιόδου (Tsikliras et al. 2010α), η ηλικία και το μήκος της πρώτης γεννητικής ωρίμασης (Tsikliras & Stergiou 2014β, 2015) και η γονιμότητα (Tsikliras et al. 2013δ).

9.1. Αναλογία των φύλων

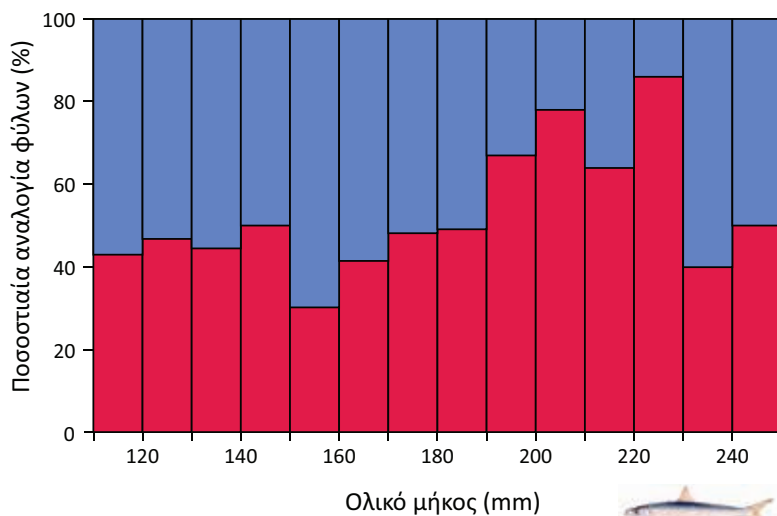
Η **αναλογία φύλων** (sex ratio), που συνήθως εκφράζεται ως λόγος των θηλυκών προς τα αρσενικά άτομα ενός πληθυσμού, δίνει πληροφορίες για τη σύνθεση του πληθυσμού και για την επικράτηση ενός φύλου ανάλογα με την εποχή, την περιοχή ή το μέγεθος του οργανισμού (Εικόνα 9.1). Η αναλογία των φύλων μπορεί επίσης να εξηγήσει τη συμπεριφορά ενός είδους σε κάποιο στάδιο της ζωής του, την αναπαραγωγική του στρατηγική και πιθανούς μηχανισμούς εξασφάλισης της βιωσιμότητας των απογόνων του (Blaxter & Hunter 1982).

Η αναλογία των φύλων είναι σημαντικό χαρακτηριστικό στην αλιευτική διαχείριση γιατί, ως πληθυσμιακή παράμετρος, περιλαμβάνεται σε διάφορα μοντέλα που χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση της αναπαραγωγικής βιομάζας και τη συνολική πληθυσμιακή γονιμότητα (Marshall et al. 2006). Επίσης περιλαμβάνεται μεταξύ των παραγόντων που καθορίζουν το αναπαραγωγικό δυναμικό ενός αποθέματος (Jakobsen et al. 2009).



Εικόνα 9.1. Αναλογία των φύλων (κόκκινο: θηλυκά, μπλε: αρσενικά) της κορδέλας *Cepola macrophthalmalms* στον Ευβοϊκό Κόλπο σε σχέση με το μήκος σώματος και την εποχή (α) Σεπτέμβριος 1986-1987, (β) Δεκέμβριος 1986-1987, (γ) Μάρτιος 1987-1988 και (δ) Ιούνιος 1987-1988 (τροποποιημένη από Stergiou et al. 1996).

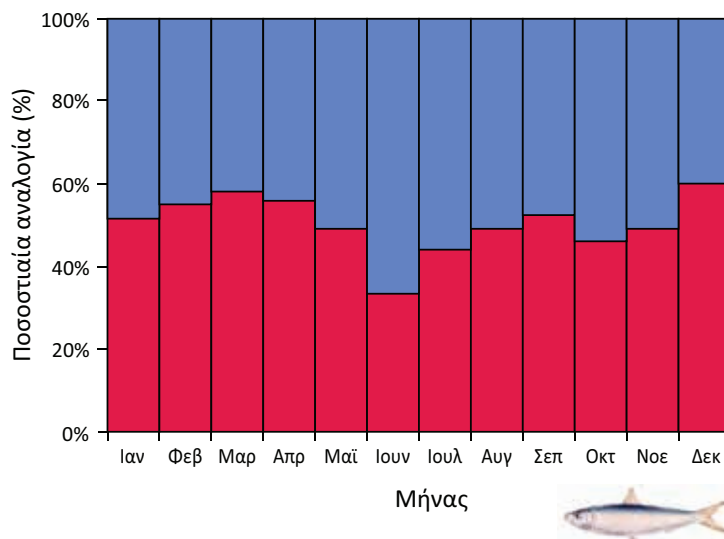
Αν και η αναλογία των φύλων σε φυσικούς πληθυσμούς ποικίλλει μεταξύ των ειδών και μεταξύ πληθυσμών του ίδιου είδους, στις περισσότερες περιπτώσεις θεωρείται ότι είναι ίση με τη μονάδα (Roff 1992). Δυσαναλογίες μεταξύ αρσενικών και θηλυκών παρατηρούνται στα ψάρια και συνήθως προκαλούνται από διαφορές των δύο φύλων στην αύξηση, τη θνησιμότητα ή το ενεργειακό κόστος της αναπαραγωγής (Wootton 1998). Για παράδειγμα, από την αναλογία των φύλων της κορδέλας *Cepola macrophthalmalms* στον Ευβοϊκό Κόλπο (Εικόνα 9.1), είναι φανερό ότι σε μήκη μεγαλύτερα από 500 mm κυριαρχούν τα αρσενικά άτομα, γεγονός που οφείλεται στην ταχύτερη αύξηση των αρσενικών ατόμων και τη υψηλότερη φυσική θνησιμότητα των θηλυκών ατόμων (Stergiou et al. 1996). Αντίθετα, η αναλογία των φύλων της φρίσσας *Sardinella aurita* στο βόρειο Αιγαίο έχει αντίθετο πρότυπο (Εικόνα 9.2) με τα θηλυκά να κυριαρχούν στα μεγαλύτερα μήκη ως αποτέλεσμα της υψηλότερης θνησιμότητας των αρσενικών ατόμων (Tsikliras & Antonopoulou 2006). Τέλος, η αναλογία των φύλων διαφοροποιείται επίσης και από εποχή σε εποχή (Εικόνα 9.1).



Εικόνα 9.2. Αναλογία των φύλων (κόκκινο: θηλυκά, μπλε: αρσενικά) της φρίσσας *Sardinella aurita* σε σχέση με το μήκος σώματος στο βόρειο Αιγαίο (τροποποιημένη από Tsikliras & Antonopoulou 2006).

Η αναλογία των φύλων επηρεάζεται σημαντικά από την αλιευτική δραστηριότητα καθώς τα πολύ επιλεκτικά αλιευτικά εργαλεία, που αλιεύουν συγκεκριμένες κλάσεις μήκους, μπορούν πρακτικά να συλλαμβάνουν τα άτομα του ενός φύλου μόνο (Jennings et al. 2001). Στα είδη που εμφανίζουν φυλετικό διμορφισμό (διαφορετικά χαρακτηριστικά μεταξύ αρσενικών και θηλυκών) ως προς την αύξηση, θνησιμότητα και διάρκεια ζωής, τα δύο φύλα επηρεάζονται με διαφορετικό τρόπο από την αλιεία (Fogarty & O'Brien 2009). Η επίδραση αυτή αφορά όλα τα είδη με φυλετικό διμορφισμό, αλλά μπορεί να είναι μεγαλύτερη στα διαδοχικά ερμαφρόδιτα ψάρια καθώς υπάρχει περίπτωση το ένα φύλο να αλιεύεται δυσανάλογα σε σχέση με το άλλο (Tsikliras & Stergiou 2014β, 2015).

Μερικά είδη της οικογένειας *Clupeidae* αποφεύγουν τον τεχνητό φωτισμό λίγο πριν και κατά τη διάρκεια της αναπαραγωγικής τους δραστηριότητας. Τα ψάρια αποφεύγουν την συγκέντρωσή τους σε φωτεινές περιοχές κατά την διάρκεια της νύχτας, πριν ή κατά την διάρκεια της αναπαραγωγής τους. Η συμπεριφορά αυτή τους εξασφαλίζει την παραμονή τους σε περιοχές που είναι «αόρατα» από τους θηρευτές (της αλιείας συμπεριλαμβανομένης) για διάστημα μεγαλύτερο από 24 ώρες με αποτέλεσμα την προστασία του αναπαραγωγικού τους δυναμικού από την αλιευτική θνησιμότητα (Ben Yami 1976). Επιπλέον, αυτή η συμπεριφορά έχει ως αποτέλεσμα η αναλογία των φύλων την εποχή της αναπαραγωγής να ακολουθεί διαφορετικό πρότυπο. Έτσι, απουσία θηλυκών ατόμων από τις συλλήψεις των γρι-γρι έχει αναφερθεί για πολλά μικρά πελαγικά είδη ψαριών (Ben Yami 1976). Το φαινόμενο έχει πρόσφατα παρατηρηθεί και στις συλλήψεις της φρίσσας *Sardinella aurita* στο βόρειο Αιγαίο (Εικόνα 9.3), όπου φαίνεται ότι τα θηλυκά άτομα, όταν αναπαράγονται (Μάιος-Ιούνιος), είτε αποφεύγουν τη συγκέντρωση στο τεχνητό φως, είτε δημιουργούν ξεχωριστά κοπάδια, γεγονός που διευκολύνει την αποφυγή της αλίευσης και της θήρευσής τους και συνεπώς συμβάλλει στην προστασία του αναπαραγωγικού δυναμικού του αποθέματος (Tsikliras & Antonopoulou 2006).



Εικόνα 9.3. Αναλογία των φύλων (κόκκινο: θηλυκά, μπλε: αρσενικά) της φρίσσας *Sardinella aurita* σε σχέση με τον μήνα σύλληψης στο βόρειο Αιγαίο (τροποποιημένη από Tsikliras & Antonopoulou 2006).

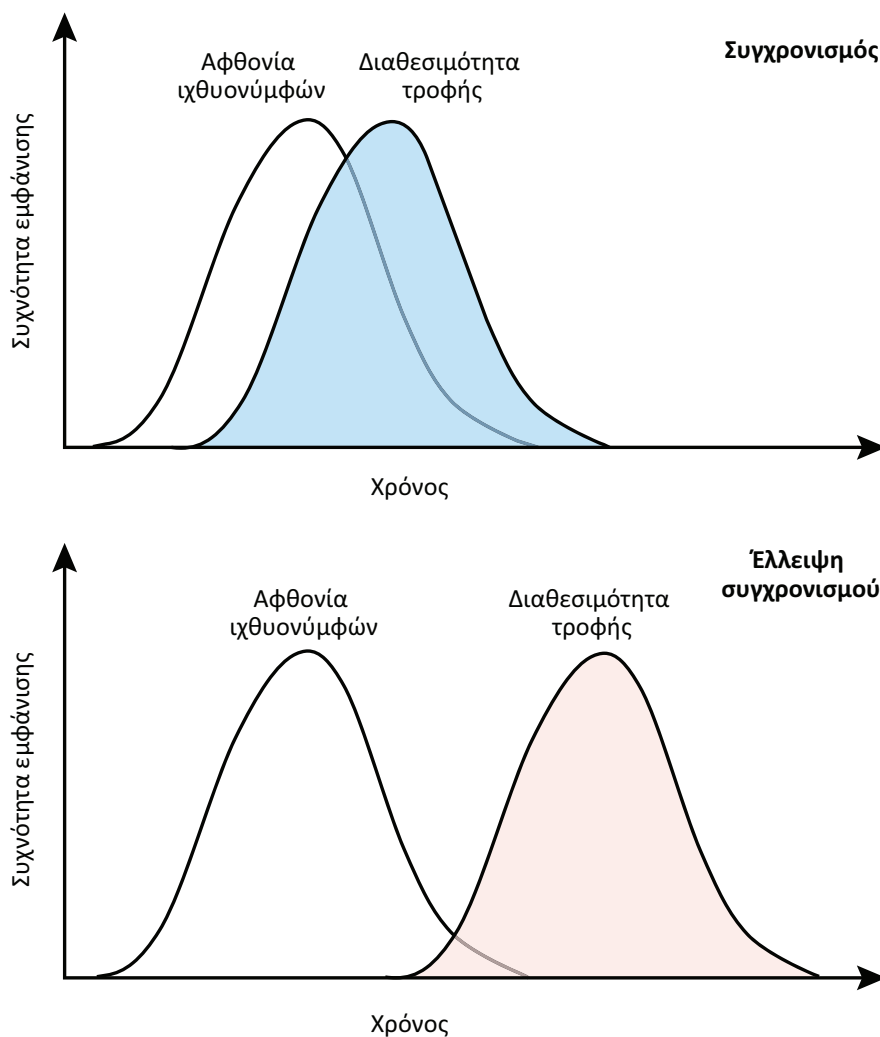
Επίσης, η επιλεκτική αφαίρεση των μεγαλόσωμων ατόμων ενός αποθέματος από την αλιεία (Tsikliras & Polymeros 2014) μπορεί να προκαλέσει δυσαναλογίες μεταξύ των δύο φύλων, είτε επειδή η αναλογία φύλων διαφέρει ανάλογα με το μέγεθος (Tsikliras & Antonopoulou 2006, Εικόνες 9.1 και 9.2), είτε επειδή κάποια θαλάσσια είδη παρουσιάζουν διαδοχικό **ερμαφροδιτισμό** (όπως είδη των οικογενειών *Sparidae*, *Serranidae* και *Labridae*). Επιλεκτική αλιεία ως προς το μέγεθος ή το φύλο μπορεί να προκαλέσει μείωση του μήκους αλλαγής φύλου και ανισορροπία στην αναλογία των φύλων, καθώς και σε περιορισμό σπέρματος (Pears et al. 2006).

Στα διαδοχικά ερμαφρόδιτα είδη, δηλαδή τα είδη που αρχικά ωριμάζουν ως ενός φύλου και μετά αλλάζουν στο άλλο φύλο, η αυξημένη αλιευτική θνησιμότητα επηρεάζει περισσότερο το φύλο που εκφράζεται αργότερα. Έτσι, στα **πρωτόγυνα** είδη (αυτά που από θηλυκά μετατρέπονται σε αρσενικά), όπως το φαγγρί *Pagrus pagrus*, η γώπα *Boops boops* ο ροφός *Epinephelus marginatus* το λυθρίνι *Pagellus erythrinus* και η κατσούλα *Xyrichthys novacula*, τα αρσενικά άτομα είναι μεγαλύτερα σε μέγεθος από τα θηλυκά άτομα, πιο ευάλωτα στην αλιεία και η αφαίρεσή τους μπορεί να οδηγήσει σε περιορισμένη γονιμοποίηση (Pavlov et al. 2009). Η επιλεκτική αφαίρεση των μεγαλύτερων σε μέγεθος αρσενικών ροφών στην Ιταλία οδήγησε σε αναλογία 3,7 θηλυκών για κάθε αρσενικό (Tsikliras et al. 2010α). Αντίθετα, στα **πρώτανδρα** είδη (αυτά που από

αρσενικά μετατρέπονται σε θηλυκά), όπως η σάλπα *Sarpa salpa*, η μουρμούρα *Lithognathus mormyrus* και η τσιπούρα *Sparus aurata*, τα θηλυκά είναι μεγαλύτερα και συνεπώς αλιεύονται σε υψηλότερους ρυθμούς από τα αρσενικά άτομα. Η δυσανάλογη αφαίρεση περισσότερων θηλυκών ατόμων μπορεί να οδηγήσει σε μειωμένη πληθυσμιακή γονιμότητα (Marshall et al. 1998). Τα **σύγχρονα ερμαφρόδιτα** είδη (αυτά που έχουν ταυτόχρονα λειτουργικούς όρχεις και ωθήκες, αλλά δεν αυτογονιμοποιούνται), όπως το μυτάκι *Diplodus puntazzo*, αντιμετωπίζουν τα ίδια προβλήματα με τα γονοχωριστικά είδη.

9.2. Εποχή (έναρξη και διάρκεια) αναπαραγωγής

Η **εποχή αναπαραγωγής** (spawning period) κατέχει κυρίαρχο ρόλο στην αλιευτική διαχείριση σε περιοχές όπου η διαχειριστική πολιτική βασίζεται σε εποχικές απαγορεύσεις αλιευτικών εργαλείων, τα οποία με τη σειρά τους σχετίζονται με την αναπαραγωγική δραστηριότητα ενός ή περισσότερων αποθεμάτων (Tsikliras et al. 2010α). Πολλές μεσογειακές χώρες (Ισπανία: Millán 1999, Κροατία: Cetinić et al. 2002, Ελλάδα: Stergiou et al. 1997) έχουν υιοθετήσει την εποχική απαγόρευση συρόμενων αλιευτικών εργαλείων (κυρίως τρατών βυθού) ως το κυριότερο διαχειριστικό τους μέτρο. Σύμφωνα με το διαχειριστικό σχέδιο της μηχανότρατας που εκδόθηκε το 2014, η αλιεία με τράτα βυθού απαγορεύεται στις ελληνικές θάλασσες κάθε έτος από την 24^η Μαΐου μέχρι την 30^η Σεπτεμβρίου προστατεύοντας έτσι τα περισσότερα **παραβενθικά** (περιλαμβάνουν τα **βενθοπελαγικά** και **βενθικά** ή **βύθια** ψάρια) ψάρια που αναπαράγονται τους καλοκαιρινούς μήνες (Tsikliras et al. 2010α). Παρομοίως, με το διαχειριστικό σχέδιο του γρι-γρι, που επίσης εκδόθηκε το 2014, η αλιεία με γρι-γρι απαγορεύεται από τις 15 Δεκεμβρίου μέχρι το τέλος Φεβρουαρίου προστατεύοντας έτσι το αναπαραγωγικό δυναμικό της σαρδέλας *Sardina pilchardus* που αναπαράγεται το χειμώνα.



Εικόνα 9.4. Σχηματική απεικόνιση του συγχρονισμού της αναπαραγωγικής περιόδου με τη υψηλότερη διαθεσιμότητα τροφής στο οικοσύστημα που επιτρέπει καλύτερες συνθήκες για την επιβίωση των ιχθυονυμφών. Έλλειψη συγχρονισμού με τη διαθεσιμότητα τροφής μπορεί να οδηγήσει σε χαμηλή μελλοντική αφθονία και βιομάζα στο απόθεμα και συνεπώς χαμηλή αλιευτική παραγωγή. Η υπόθεση αυτή διατυπώθηκε από τον Cushing (1990).

Σε πολλά είδη η ακριβής έναρξη της αναπαραγωγικής περιόδου εξαρτάται από τη θαλάσσια θερμοκρασία (Gillet & Dubois 2007, Tsikliras 2007). Σε περίπτωση που συνεχιστεί η αύξηση της θαλάσσιας θερμοκρασίας στη Μεσόγειο (Tsikliras 2008) και επαληθευτούν τα δυσσιώνα κλιματικά σενάρια, μπορεί να μεταβληθεί η αναπαραγωγική στρατηγική διαφόρων ειδών που θα αναπαράγονται νωρίτερα μέσα στο έτος αφού η επιθυμητή θερμοκρασία για την αναπαραγωγή θα έχει επιτευχθεί νωρίτερα. Άρα, θα χρειαστεί να επαναπροσδιοριστούν τα μέτρα διαχείρισής τους που βασίζονται σε εποχικές απαγορεύσεις αλιευτικών εργαλείων (Tsikliras et al. 2010α).

Ως προς την εποχή αναπαραγωγής, τα περισσότερα μεσογειακά αποθέματα αναπαράγονται προς το τέλος της άνοιξης ή στην αρχή του καλοκαιριού (Πλαίσιο 9.1, Tsikliras et al. 2010α), κάτι που αποτελεί μάλλον παγκόσμιο πρότυπο, τουλάχιστον στην εύκρατη και υποτροπική ζώνη (Wootton 1984). Η εαρινή/καλοκαιρινή αναπαραγωγή εξασφαλίζει τη διατροφή των ιχθυοσυμφών, αφού η παρουσία τους συγχρονίζεται με την αφθονία ζωπλαγκτού στις παράκτιες περιοχές (Fernández de Puellas et al. 2003), ενώ τα θερμότερα νερά ενισχύουν την ιχθυοσυμφική αύξηση (Sabatés et al. 2007).

Ο Cushing (1990) χρησιμοποίησε τον όρο «σύγχρονη-ασύγχρονη» υπόθεση (match-mismatch) για να εξηγήσει τη διαχρονική μεταβλητότητα στη νεοσυλλογή των αλιευτικών αποθεμάτων ψαριών (Εικόνα 9.4). Η «σύγχρονη-ασύγχρονη» υπόθεση θεωρεί ότι η έναρξη και η διάρκεια της αναπαραγωγής—άρα και η χρονική εμφάνιση των ιχθυοσυμφών—είναι σχετικά σταθερή κάθε χρόνο. Όταν συγχρονίζεται με την κορύφωση της πρωτογενούς παραγωγής και της αφθονίας ζωπλαγκτού που ακολουθεί αμέσως μετά (Εικόνα 9.4), μεγιστοποιείται η επιβίωση των απογόνων, ενώ όταν η εμφάνιση των ιχθυοσυμφών δεν συγχρονίζεται με τη λεία τους, τότε η θνησιμότητα είναι υψηλότερη και η νεοσυλλογή, δηλαδή ο αριθμός των ατόμων που θα ενσωματωθούν στον ενήλικο πληθυσμό, μειώνεται (Cushing 1990). Κατά συνέπεια μειώνεται η μελλοντική αφθονία και η βιομάζα του αποθέματος και επηρεάζεται η αλιευτική παραγωγή. Προκειμένου να συγχρονιστεί η παρουσία των ιχθυοσυμφών στο οικοσύστημα με την υψηλότερη διαθεσιμότητα τροφής που παρατηρείται στο τέλος της άνοιξης στις εύκρατες και υποτροπικές περιοχές, τα περισσότερα ψάρια των περιοχών αυτών έχουν επιλέξει το τέλος της άνοιξης για την κορύφωση της αναπαραγωγικής τους περιόδου (Tsikliras et al. 2010α).

Η ακριβής έναρξη και διάρκεια της αναπαραγωγικής περιόδου ενός είδους μπορεί να εντοπιστεί από τους δείκτες αναπαραγωγικής δραστηριότητας εφόσον αυτοί έχουν προσδιοριστεί σε μηνιαία βάση τόσο για τα αρσενικά, όσο και για τα θηλυκά άτομα ενός πληθυσμού.

Δείκτες αναπαραγωγικής δραστηριότητας

Ο αναπαραγωγικός κύκλος πολλών ψαριών της εύκρατης ζώνης εκφράζεται από σημαντικές αλλαγές στο μέγεθος των ωοθηκών και των όρχεων κατά τη διάρκεια του έτους (Delahunty & De Vlaming 1980). Έτσι, οι ωοθήκες και οι όρχεις μεγαλώνουν σε μέγεθος όταν ένα είδος πρόκειται να αναπαραχθεί. Οι παρακάτω δείκτες περιγράφουν το μέγεθος των ωοθηκών και των όρχεων σε σχέση με το βάρος του ψαριού και χρησιμοποιούνται ως δείκτες αναπαραγωγικής δραστηριότητας με σκοπό τον εντοπισμό της αναπαραγωγικής περιόδου στη διάρκεια του έτους (Wootton 1990). Εξαιρέση αποτελούν οι ελασμοβράγχοι στους οποίους ο προσδιορισμός των σταδίων γεννητικής ωριμότητας σχετίζεται με το μήκος των εξωτερικών οργάνων σύζευξης (γονοπόδια) που διαθέτουν (Crim & Glebe 1990). Από τους δείκτες αναπαραγωγικής δραστηριότητας, ο γοναδοσωματικός δείκτης είναι αυτός που έχει χρησιμοποιηθεί εκτενώς.

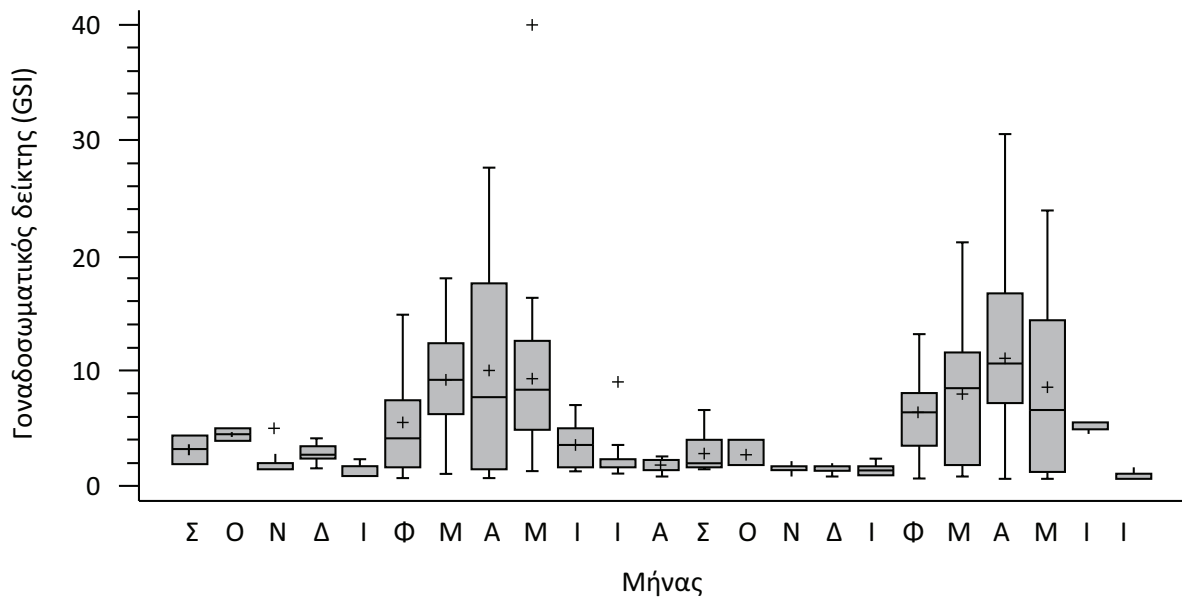
Γοναδοσωματικός δείκτης

Ο **γοναδοσωματικός δείκτης** (gonadosomatic index, GSI) προσδιορίζεται από τη σχέση μεταξύ του βάρους των ωοθηκών και των όρχεων και του σωματικού βάρους του οργανισμού (Jakobsen et al. 2009):

$$GSI = \frac{GW}{W} \times 100$$

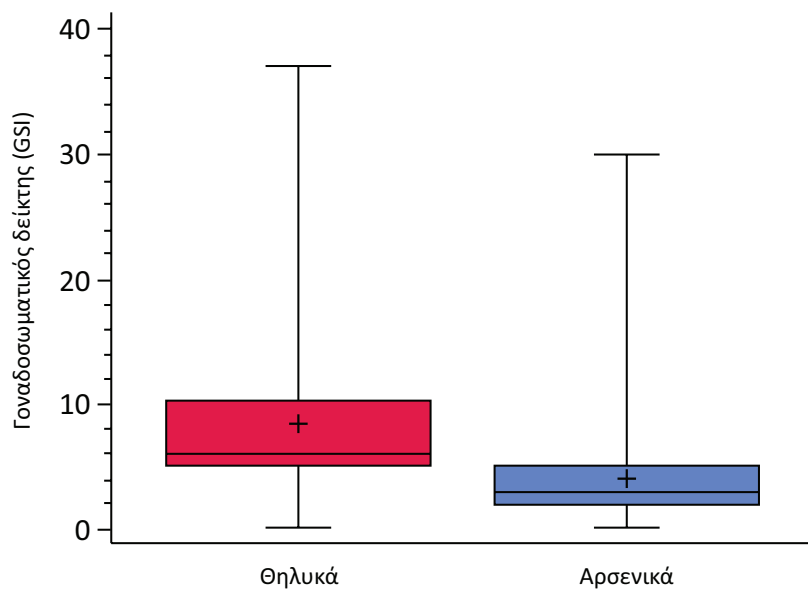
9.1

όπου GSI είναι ο γοναδοσωματικός δείκτης, GW είναι το βάρος των ωοθηκών ή των όρχεων σε g και W είναι το ολικό ή καθαρό σωματικό βάρος σε g. Η περίοδος αναπαραγωγής ενός είδους εντοπίζεται όταν ο γοναδοσωματικός δείκτης είναι αυξημένος, όπως φαίνεται για τους μήνες Φεβρουάριο μέχρι Μάιο για τον μαρμαρογωβιό *Pomatoschistus marmoratus* στην εκβολή του Ποταμού Στρυμόνα (Εικόνα 9.5). Από την εικόνα 9.5 φαίνεται ότι δεν είναι απαραίτητο όλα τα άτομα ενός πληθυσμού να αναπαράγονται ακριβώς τους ίδιους μήνες μέσα στην αναπαραγωγική περίοδο, ούτε φυσικά να έχουν τις ίδιες τιμές GSI (Koutrakis & Tsikliras 2009).



Εικόνα 9.5. Μηνιαία διακύμανση του γοναδοσωματικού (GSI) των θηλυκών ατόμων του μαρμαρογωβιού *Pomatoschistus marmoratus* στην εκβολή του Ποταμού Στρυμόνα (Σεπτέμβριος 1997-Ιούλιος 1999). Η μέση τιμή διακρίνεται με + (τροποποιημένη από Koutrakis & Tsikliras 2009).

Συνήθως ο γοναδοσωματικός δείκτης σχετίζεται με το μέγεθος του ατόμου και είναι μεγαλύτερος στα μεγαλύτερα άτομα ενός πληθυσμού (Shatunovskii & Ruban 2009). Αυτό σημαίνει ότι η επιλεκτική αφαίρεση των μεγαλύτερων ατόμων που συζητήθηκε παραπάνω (Κεφάλαιο 5) μπορεί να μειώσει το αναπαραγωγικό δυναμικό και εξαιτίας της επίδρασης στον γοναδοσωματικό δείκτη (Sadovy 2001). Γενικά, ο γοναδοσωματικός δείκτης είναι υψηλότερος στα θηλυκά από ό,τι στα αρσενικά άτομα ενός πληθυσμού (Wootton 1998, Εικόνα 9.6), χωρίς όμως να αποκλείονται και εξαιρέσεις σε αυτόν τον βασικό κανόνα (Tsikliras et al. 2010α).



Εικόνα 9.6. Γοναδοσωματικός δείκτης (GSI) των θηλυκών και αρσενικών ειδών ψαριών της Μεσογείου. Η μέση τιμή διακρίνεται με + (τροποποιημένη από Tsikliras et al. 2010α).

Οι εξαιρέσεις εντοπίζονται στα μικρά και μεσαία πελαγικά ψάρια, όπως ο γαύρος *Engraulis encrasicolus*, η σαρδέλα *Sardina pilchardus*, η φρίσσα *Sardinella aurita* και ο κολιός *Scomber colias* τα θηλυκά των οποίων διασκορπίζουν τα ωκύτταρά τους στο περιβάλλον και απαιτούν μεγάλες ποσότητες σπέρματος και συνεπώς μεγαλύτερους όρχεις για να γονιμοποιηθούν επιτυχώς (Tsikliras et al. 2010α). Επίσης, τα αρσενικά άτομα ενός πληθυσμού μπορεί να έχουν υψηλότερο γοναδοσωματικό δείκτη από τα θηλυκά, δηλαδή μεγαλύτερο σχετικό βάρος όρχεων σε σχέση με τις ωοθήκες, όταν δύο ή περισσότερα αρσενικά ανταγωνίζονται για να γονιμοποιήσουν τα ίδια ωκύτταρα, φαινόμενο που ονομάζεται **σπερματικός ανταγωνισμός** (sperm competition) και παρατηρείται σε πληθυσμούς με δυσαναλογία φύλων (Stockley et al. 1997).

Δείκτης ετήσιου αναπαραγωγικού καταμερισμού

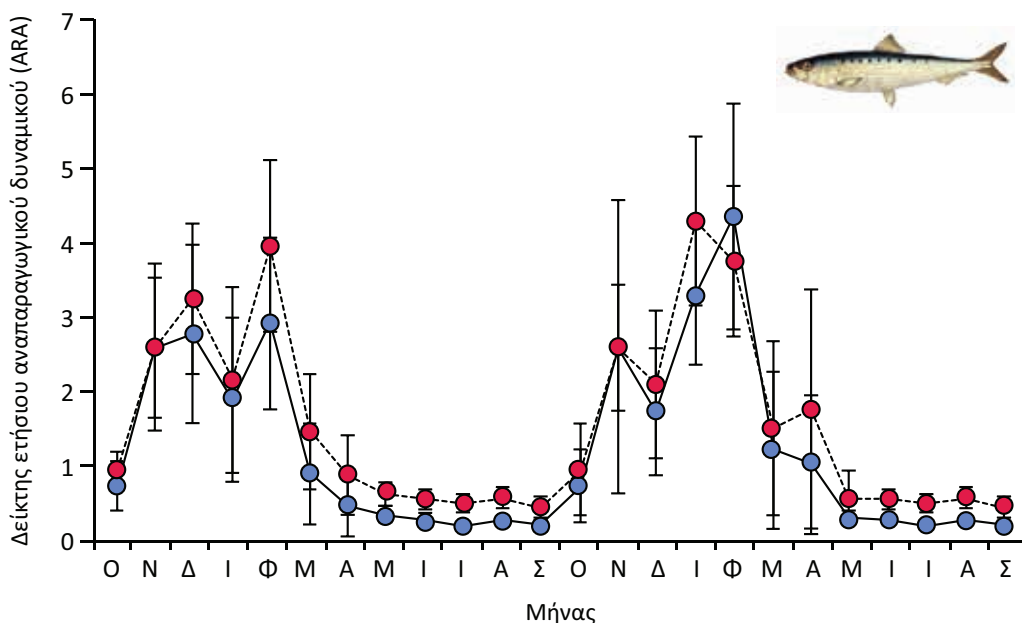
Ο δείκτης ετήσιου αναπαραγωγικού καταμερισμού (annual reproductive allocation, ARA) επίσης περιγράφει το σχετικό μέγεθος των ωοθηκών και των όρχεων και χρησιμοποιείται εναλλακτικά ως δείκτης αναπαραγωγικής δραστηριότητας (Meffe 1991):

$$ARA = \frac{GW}{GW + NW} \times 100$$

9.2

όπου ARA είναι ο **δείκτης ετήσιου αναπαραγωγικού καταμερισμού**, GW είναι το βάρος των ωοθηκών ή των όρχεων σε g και NW είναι το καθαρό σωματικό βάρος σε g. Η διαφορά με τον γοναδοσωματικό δείκτη είναι ότι ο δείκτης αυτός χρησιμοποιεί το άθροισμα του βάρους των ωοθηκών ή των όρχεων και του καθαρού βάρους, δηλαδή δεν λαμβάνει υπόψη τα υπόλοιπα όργανα και το λίπος, ενώ ο γοναδοσωματικός δείκτης χρησιμοποιεί το ολικό ή καθαρό βάρος χωρίς να διαφοροποιούνται οι ωοθήκες και οι όρχεις σε σχέση με τα υπόλοιπα όργανα.

Ο δείκτης ARA έχει χρησιμοποιηθεί σε συνδυασμό με τη θαλάσσια θερμοκρασία για να προσδιοριστεί η επίδραση της θερμοκρασίας στην ακριβή έναρξη της αναπαραγωγικής περιόδου της σαρδέλας *Sardina pilchardus* και της φρίσσας *Sardinella aurita* στο βόρειο Αιγαίο, οι οποίες βρέθηκε ότι ξεκινούν να αναπαράγονται όταν η θερμοκρασία πέσει κάτω από τους 16 °C (σαρδέλα) ή όταν ξεπεράσει τους 20 °C (φρίσσα) (Tsikliras 2007).



Εικόνα 9.7. Μηνιαία διακύμανση του δείκτη αναπαραγωγικού δυναμικού (ARA) των θηλυκών (άσπροι κύκλοι) και αρσενικών (μαύροι κύκλοι) ατόμων της σαρδέλας *Sardina pilchardus* στο βόρειο Αιγαίο (Οκτώβριος 2000-Σεπτέμβριος 2002) (τροποποιημένη από Tsikliras & Koutrakis 2013).

Ιδανικά, οι παραπάνω δείκτες προσδιορίζονται σε μηνιαία βάση για το σύνολο των ατόμων και εφαρμόζονται ξεχωριστά σε κάθε φύλο (Εικόνα 9.7), όπως φαίνεται για τη σαρδέλα *Sardina pilchardus* και ανά κλάση μεγέθους.

Αναπαραγωγή Μεσογειακών ψαριών

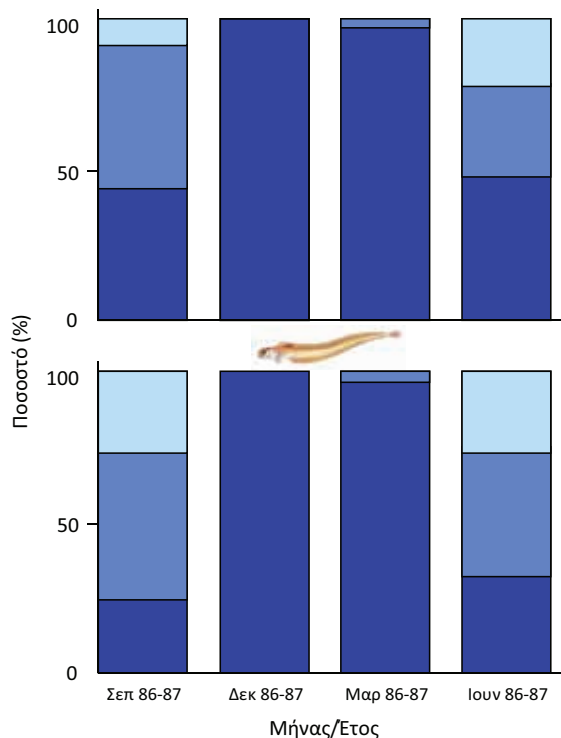
Τα περισσότερα Μεσογειακά αποθέματα ψαριών αναπαράγονται στο τέλος της άνοιξης και στην αρχή του καλοκαιριού (λυθρίνι *Pagellus erythrinus*, σκιάς *Sciaena umbra*, μουρμούρα *Lithognathus mormyrus*, γαύρος *Engraulis encrasicolus*, κορδέλα *Cepola macrophthalma*, φρίσσα *Sardinella aurita*, κουτσομούρα *Mullus barbatus*, μπαρμπούνη *Mullus surmuletus*), ενώ λίγα είδη αναπαράγονται στην αρχή της άνοιξης (γώπα *Boops boops*, πρασινογωβιάς *Zosterisessor ophiocephalus*) και τους χειμερινούς μήνες (λαβράκι *Dicentrarchus labrax*, σαρδέλα *Sardina pilchardus*, λειψός *Helicolenus dactylopterus*, βελανίτσα *Chelon labrosus*) και ακόμη λιγότερα τους φθινοπωρινούς μήνες (μαυράκι *Liza ramada*, κακαρέλος *Diplodus vulgaris*), ενώ υπάρχουν και είδη που αναπαράγονται καθ'όλη τη διάρκεια του έτους όπως ο μπακαλιάρος *Merluccius merluccius* (Tsikliras et al. 2010α).

Η αναπαραγωγική περίοδος των περισσότερων μεσογειακών αποθεμάτων (70%) διαρκεί από δύο έως τέσσερις μήνες, ενώ τα υπόλοιπα (30%) παρουσιάζουν εκτεταμένη αναπαραγωγική περίοδο που ξεπερνά τους τέσσερις μήνες και μπορεί να διαρκέσει ολόκληρο το έτος. Πολλά συγγενικά μεταξύ τους είδη που ζουν στην ίδια περιοχή και έχουν παρόμοιες διατροφικές και περιβαλλοντικές απαιτήσεις έχουν επιλέξει να αναπαράγονται διαδοχικούς μήνες χωρίς αλληλοεπικάλυψη. Με τον τρόπο αυτόν αποφεύγεται ο ανταγωνισμός των απογόνων τους και εξασφαλίζεται υψηλότερη πιθανότητα επιβίωσής τους. Τέτοια παραδείγματα διαδοχικής και μη αλληλοεπικαλυπτόμενης αναπαραγωγικής περιόδου είναι τα είδη των οικογενειών *Mugilidae* και *Sparidae* στη Μεσόγειο (Tsikliras et al. 2010α) αλλά και η σαρδέλα *Sardina pilchardus* με τον γαύρο *Engraulis encrasicolus* (Tsikliras 2014β).

9.3. Στάδια γεννητικής ωρίμασης

Η μακροσκοπική παρατήρηση των σταδίων ωρίμασης στις ωοθήκες και στους όρχεις μπορεί να δώσει πληροφορίες για την εποχή αναπαραγωγής και για τη γενικότερη αναπαραγωγική συμπεριφορά των ψαριών. Συνήθως για τον προσδιορισμό των σταδίων γεννητικής ωριμότητας στα ψάρια χρησιμοποιείται η κλίμακα των έξι σταδίων του Nikol'skii (Nikol'skii 1963). Με βάση την κλίμακα αυτή ώριμα θεωρούνται τα άτομα που βρίσκονται σε στάδιο IV ή μεγαλύτερο (Πίνακας 9.1).

Ένα παράδειγμα εφαρμογής της κλίμακας αυτής παρουσιάζεται στην εικόνα 9.8, όπου είναι φανερό ότι η κορδέλα *Cepola macrophthalmus* στον Ευβοϊκό Κόλπο αναπαράγεται την περίοδο Ιούνιο-Σεπτέμβριο, αφού την περίοδο αυτή το ποσοστό των ατόμων στο στάδιο VI είναι μεγαλύτερο.



Εικόνα 9.8. Στάδια γεννητικής ωρίμασης (στάδια I-III με σκούρο μπλε, IV-V με μπλε και VI ανοιχτό μπλε) της κορδέλας *Cepola macrophthalmus* στον Ευβοϊκό Κόλπο για τα αρσενικά (πάνω) και θηλυκά άτομα (κάτω) σε τέσσερις εποχές την περίοδο 1986-1988 (τροποποιημένη από Stergiou et al. 1996).

Υπάρχουν, όμως, πολλές κλίμακες προσδιορισμού των σταδίων γεννητικής ωρίμασης που αναφέρονται στα γενικά χαρακτηριστικά των ωοθηκών και των όρχεων και μπορούν να χρησιμοποιηθούν τροποποιημένες για πολλά είδη ψαριών. Ενδεικτικά αναφέρεται η κλίμακα των οκτώ σταδίων του Kesteven (Kesteven 1960), καθώς και αυτή των τεσσάρων σταδίων (1: ανώριμο, 2: ωρίμαση, 3: αναπαραγωγή, 4: ανάπαυση) που είναι πιο εύχρηστη και χρησιμοποιείται στις δειγματοληψίες MEDITS με πειραματική τράτα βυθού στη Μεσόγειο (Holden & Raitt 1974). Ωστόσο, είναι πάντα προτιμότερος ο προσδιορισμός των σταδίων ωρίμασης που γίνεται με κλίμακες που έχουν προσαρμοστεί ή κατασκευαστεί ειδικά για να περιγράψουν τα στάδια ωρίμασης συγκεκριμένων ειδών. Τέτοιες δημοσιευμένες κλίμακες υπάρχουν για αρκετά είδη της Μεσογείου, όπως η φρίσσα *Sardinella aurita* (Fontana 1969), και του Ατλαντικού, όπως ο πλευρονήκτης *Pleuronectes platessa* (Bromley 2000).

Πίνακας 9.1. Τα στάδια γεννητικής ωρίμασης σύμφωνα με την κλίμακα Nikolskii (Nikolskii 1963).

Στάδιο	Περιγραφή
I. Ανώριμα	Νεαρά άτομα που δεν έχουν αναπαραχθεί ποτέ (παρθένα). Γονάδες πάρα πολύ μικρού μεγέθους. Όρχεις και ωθήκες διαφανείς και άχρωμοι.
II. Ανάπαυση	Τα προϊόντα αναπαραγωγής δεν έχουν αρχίσει ακόμη να αναπτύσσονται. Γονάδες πολύ μικρού μεγέθους. Τα ωκύτταρα δεν είναι ευδιάκριτα με γυμνό μάτι.
III. Ωρίμαση	Τα ωκύτταρα διακρίνονται με γυμνό μάτι. Πολύ γρήγορη και συνεχιζόμενη αύξηση των γονάδων σε βάρος. Οι όρχεις αποκτούν απαλό ροζ χρώμα.
IV. Ωριμότητα	Οι γονάδες έχουν αποκτήσει το μέγιστο βάρος τους, αλλά τα προϊόντα αναπαραγωγής δεν εκκρίνονται με την εφαρμογή ελαφριάς πίεσης στην κοιλιά. Όρχεις λευκοί, ωκύτταρα στρογγυλά.
V. Αναπαραγωγή	Σπέρμα και ωκύτταρα εκκρίνονται με την εφαρμογή πολύ ελαφριάς πίεσης στην κοιλιά.
VI. Εξάντληση	Όρχεις και ωθήκες άδειοι, ίσως με μερικά υπολείμματα σπέρματος και ωκυττάρων αντίστοιχα. Η γενετική οπή είναι ερεθισμένη.

9.4. Πρώτη γεννητική ωρίμαση

Η **γεννητική ωριμότητα** (sexual maturity) στα ψάρια εξαρτάται κυρίως από το μέγεθος του είδους και ως γενικός κανόνας ισχύει ότι τα μικρόσωμα είδη ζουν λιγότερο και ωριμάζουν νωρίτερα (Beverton & Holt 1957, Tsikliras & Stergiou 2014β). Η ωρίμαση των γονάδων ρυθμίζεται κυρίως από τις ορμονικές εκκρίσεις της υπόφυσης αλλά και από τις περιβαλλοντικές (φωτοπερίοδος, θερμοκρασία) και άλλες εξωγενείς συνθήκες (έλλειψη θηρευτών) που είναι κατάλληλες για την επιβίωση των αυγών, των ιχθυοσυμφών και των νεαρών ατόμων (Stacey 1984). Το μέγεθος στο οποίο ένα είδος ωριμάζει γεννητικά ποικίλλει μεταξύ των ειδών, μεταξύ των πληθυσμών ενός είδους, αλλά μπορεί να ποικίλλει και μεταξύ των ατόμων ενός πληθυσμού. Τα αίτια αυτής της διαφοροποίησης είναι γενετικά και περιβαλλοντικά (Wootton 1990). Γενικά, το μέγεθος στο οποίο ένα είδος ωριμάζει γεννητικά επηρεάζεται από πολλούς παράγοντες μεταξύ των οποίων η διαθεσιμότητα τροφής και οι περιβαλλοντικές συνθήκες (Sampson & Al-Jufaily 1999).

Το μήκος της **πρώτης γεννητικής ωρίμασης** (length at maturity, L_m) ορίζεται ως το μέσο μήκος στο οποίο τα άτομα ενός πληθυσμού ωριμάζουν γεννητικά για πρώτη φορά ή το μέγεθος εκείνο στο οποίο το 50% των ατόμων είναι γεννητικά ώριμα (Froese & Binohlan 2000), ενώ έχουν διατυπωθεί ή χρησιμοποιούνται και άλλοι ορισμοί (Tsikliras et al. 2013δ). Το L_m είναι σημαντικός διαχειριστικός παράγοντας που χρησιμοποιείται για τον υπολογισμό του ποσοστού των ατόμων ενός εκμεταλλεύσιμου πληθυσμού που ωριμάζουν και αναπαράγονται (Tsikliras et al. 2013δ). Η γνώση του L_m είναι απαραίτητη ιδιαίτερα σε περιπτώσεις που το **ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης** (minimum landing size, MLS) αποτελεί το κύριο διαχειριστικό εργαλείο (Tsikliras & Stergiou 2014β). Το L_m είναι καθοριστικό για διαχειριστικούς σκοπούς, καθώς ένας οργανισμός πρέπει να έχει αναπαραχθεί τουλάχιστον μια φορά πριν αλιευτεί, έτσι ώστε να διασφαλιστεί με τον ελάχιστο τρόπο η αντικατάσταση του ατόμου από τους απογόνους του (Beverton & Holt 1957). Αυτό σημαίνει ότι το μήκος σύλληψης θα πρέπει να είναι μεγαλύτερο από το L_m (Trippel 1995). Επίσης, το L_m , σε συνδυασμό με το εύρος μηκών ενός είδους που συλλαμβάνονται από ένα συγκεκριμένο αλιευτικό εργαλείο, μπορεί να καθορίσει το άνοιγμα ματιού του εργαλείου και έτσι την **επιλεκτικότητά** του (Stergiou et al. 2009β). Η υπερβολική αλίευση μικρών και ανώριμων ατόμων μπορεί να οδηγήσει σε αυξητική υπεραλίευση (Leonart 1999) που επηρεάζει τα μεγαλόσωμα είδη, που αυξάνουν αργά, ζουν πολλά χρόνια και ωριμάζουν αργά στη ζωή τους (Froese et al. 2008).

Όπως συμβαίνει και με την επιλεκτικότητα των αλιευτικών εργαλείων (Petraakis & Stergiou 1997), έτσι και το L_m μπορεί να χρησιμοποιηθεί για περιγραφικούς και αναλυτικούς σκοπούς, καθώς θεωρείται ότι όλα τα άτομα ωριμάζουν σε αυτό το μέγεθος (Jennings et al. 2001). Το μήκος αυτό αποτελεί σημαντική βιολογική παράμετρο τόσο για την αύξηση, όσο και για την αναπαραγωγή, γιατί μετά τη γεννητική ωρίμαση μέρος της ενέργειας που χρησιμοποιούταν για την αύξηση διοχετεύεται στην ωρίμαση των γονάδων και σε μερικές περιπτώσεις στην πραγματοποίηση αναπαραγωγικών μεταναστεύσεων (Ni & Sandeman 1984, Tsikliras et al. 2007β). Ωστόσο, ακόμη δεν έχει ξεκαθαριστεί αν η έναρξη της αναπαραγωγής σταματά την αύξηση ή αν

η παύση της αύξησης δίνει το ερέθισμα για την έναρξη της αναπαραγωγής (Pauly 2010). Ως πληθυσμιακό χαρακτηριστικό, το L_m μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης για τη διάκριση μεταξύ διαφορετικών αποθεμάτων (Ni & Sandeman 1984).

Στη συλλογή δεδομένων για τον προσδιορισμό του L_m θα πρέπει να αποφεύγεται η χρήση επιλεκτικών εργαλείων, γιατί δεν παρέχει αντιπροσωπευτικά δείγματα γεγονός που οδηγεί σε εσφαλμένη εκτίμηση του L_m (Jennings et al. 2001). Το ίδιο ισχύει και στην περίπτωση της χρήσης δειγμάτων από εμπορικά είδη που εκφορτώνονται, καθώς στα δείγματα αυτά περιλαμβάνονται περισσότερα μεγάλα άτομα (άρα υπάρχουν και περισσότερα ώριμα), γεγονός που οδηγεί σε υπερεκτίμηση του L_m (Echeverria 1987b). Ο χρόνος της συλλογής των δειγμάτων είναι επίσης καθοριστικός, γιατί κατά τη διάρκεια της αναπαραγωγής η διάκριση μεταξύ των ανώριμων ατόμων και αυτών που έχουν μόλις απελευθερώσει τα γεννητικά προϊόντα και αναπαύονται είναι δύσκολη (Hunter et al. 1992). Συνεπώς η δειγματοληψία θα πρέπει να γίνεται λίγο πριν την έναρξη της αναπαραγωγής ή, αν είναι δυνατόν, σε όλη την διάρκεια του έτους. Τέλος, η εκτίμηση του L_m μπορεί να διαφέρει ανάλογα με τη χρήση μακροσκοπικού ή ιστολογικού καθορισμού των σταδίων ωριμότητας (Zimmermann 1997).

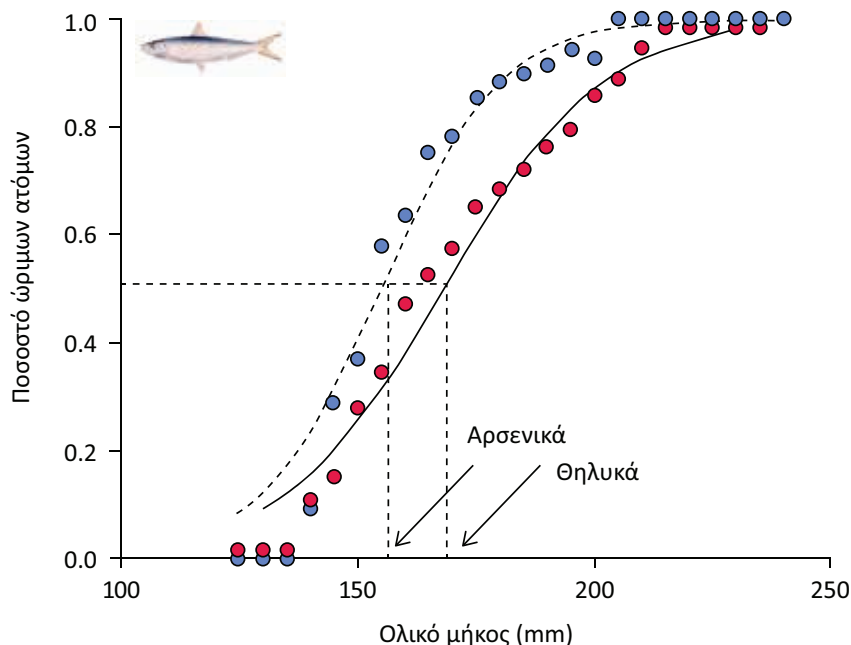
9.4.1. Υπολογισμός L_m από το ποσοστό των ώριμων ατόμων

Για τον προσδιορισμό του L_m έχουν χρησιμοποιηθεί διάφορες εξισώσεις (π.χ. Echeverria 1987b, Sampson & Al-Jufaily 1999, Roa et al. 1999). Επειδή τα άτομα ενός πληθυσμού διαφέρουν ως προς το ρυθμό με τον οποίο επιτυγχάνουν τη γεννητική τους ωριμότητα, η αναλογία των ώριμων ατόμων είναι συνήθως μια αυξητική σιγμοειδής συνάρτηση της ηλικίας και του μεγέθους τους. Έτσι, το L_m καθορίζεται από τη σιγμοειδή σχέση μεταξύ του ποσοστού των ώριμων ατόμων σε κάθε κλάση μήκους. Η σχέση αυτή περιγράφεται από την εξίσωση (Ni & Sandeman 1984):

$$P = \frac{e^{(\alpha+\beta L)}}{1+e^{(\alpha+\beta L)}}$$

9.3

όπου P είναι το ποσοστό των ώριμων ατόμων, L είναι η κλάση ολικού μήκους, α είναι η τομή και β η κλίση της καμπύλης μετά από λογαρίθμηση (Εικόνα 9.9).



Εικόνα 9.9. Καμπύλες γεννητικής ωρίμασης για τα αρσενικά (μπλε κύκλοι) και θηλυκά (κόκκινοι κύκλοι) άτομα φρίσσας *Sardinella aurita* στο βόρειο Αιγαίο (τροποποιημένη από Tsikliras & Antonopoulou 2006).

Το προβλεπόμενο μήκος στο οποίο το 50% των ατόμων είναι ώριμα (L_m) υπολογίζεται από την εξίσωση ως ο αρνητικός λόγος των δύο συντελεστών:

$$L_m = -\frac{\alpha}{\beta}$$

9.4

Το μήκος στο οποίο το 25% και το 75% των ατόμων του πληθυσμού είναι ώριμα υπολογίζεται σύμφωνα με τις εξισώσεις:

$$L_{m25} = \frac{(-\ln(3) - \alpha)}{\beta}$$

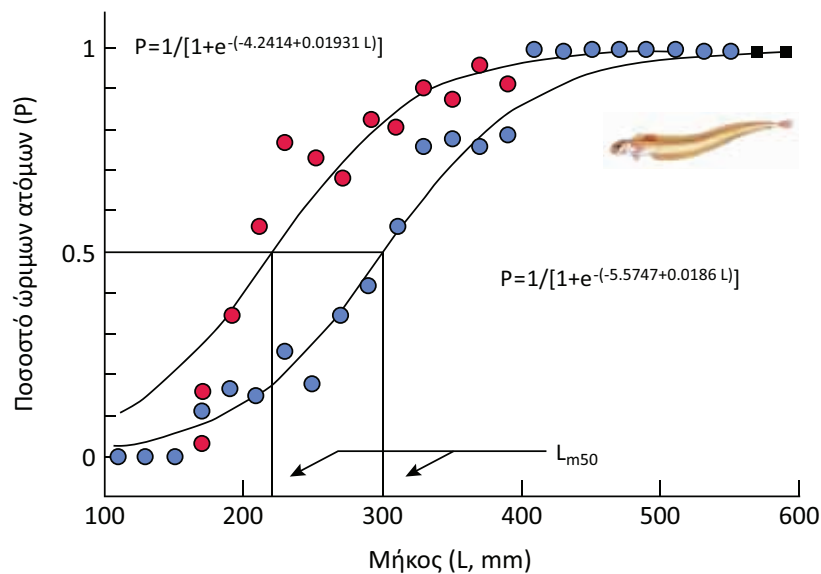
9.5

και

$$L_{m75} = \frac{(\ln(3) - \alpha)}{\beta}$$

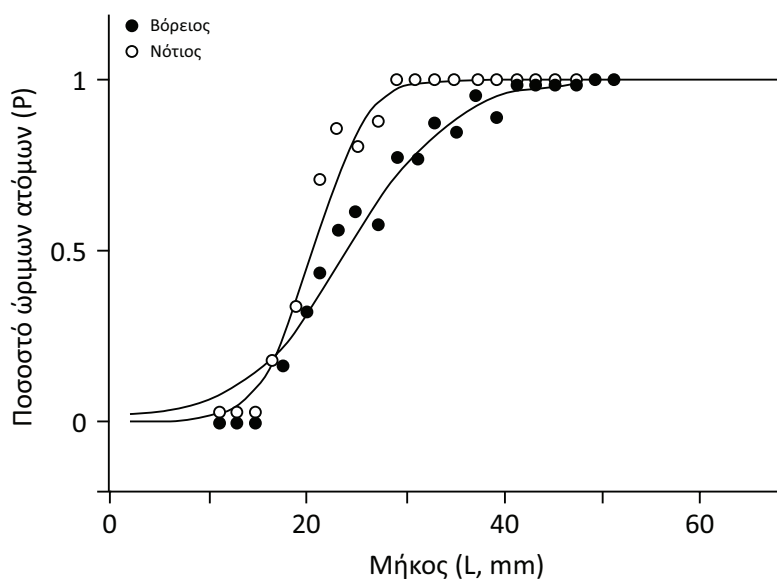
9.6

Το L_m διαφέρει ανάμεσα στα αρσενικά και θηλυκά άτομα (Εικόνες 9.9 και 9.10) και γεωγραφικά (Εικόνα 9.11) ανάμεσα στο ίδιο είδος. Για παράδειγμα, οι αρσενικές κορδέλες *Cepola macrophthalma* που ζουν πολύ περισσότερο και φθάνουν σε πολύ μεγαλύτερο μήκος από τα θηλυκά ωριμάζουν επίσης σε πολύ μεγαλύτερο μήκος, κατά περίπου 80 mm, από ό,τι τα θηλυκά άτομα (Εικόνα 9.10).



Εικόνα 9.10. Καμπύλες γεννητικής ωρίμασης για τα αρσενικά (μπλε) και θηλυκά (κόκκινο) άτομα κορδέλας *Cepola macrophthalma* στον βόρειο και νότιο Ευβοϊκό Κόλπο (τροποποιημένη από Stergiou et al. 1996).

Επίσης, η κορδέλα *Cepola macrophthalma* στον νότιο Ευβοϊκό, ωριμάζει σε μικρότερο μήκος απ' ό,τι στον βόρειο Ευβοϊκό (Εικόνα 9.11), γεγονός που συμφωνεί με τη διαφοροποίηση της αύξησής της στις δύο περιοχές (κεφάλαιο 7), που σχετίζεται με το χαμηλότερο τροφοδυναμικό του νότιου Ευβοϊκού.



Εικόνα 9.11. Καμπύλες γεννητικής ωρίμασης για την κορδέλα *Cepola macrophthalma* στον βόρειο και νότιο Ευβοϊκό Κόλπο (τροποποιημένη από Stergiou 1999).

9.4.2. Υπολογισμός L_m από εμπειρικές εξισώσεις

Το μήκος πρώτης γεννητικής ωρίμασης (L_m) σχετίζεται άμεσα με το μέγιστο μήκος σώματος (L_{max}) και το ασυμπτωτικό μήκος σώματος (L_{∞}) ενός πληθυσμού. Έχει βρεθεί ότι οι λόγοι L_m / L_{∞} (Beverton 1963) και L_m / L_{max} (Tsikliras & Stergiou 2014β) είναι σταθεροί μεταξύ των πληθυσμών ενός είδους και μεταξύ των ειδών μιας οικογένειας. Συνεπώς, αν είναι γνωστά το L_{max} ή το L_{∞} ή έχουν μετρηθεί για έναν πληθυσμό ή για ένα είδος, τότε μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την εκτίμηση του L_m μέσα από εμπειρικές εξισώσεις (Froese & Binohlan 2000, 2003) που βασίζονται σε μεγάλο αριθμό δεδομένων και αφορούν πολλά αποθέματα και είδη (Binohlan & Froese 2009, Tsikliras & Stergiou 2014β). Η κυριότερη πηγή δεδομένων οικολογίας και βιολογίας για τα ψάρια είναι η *FishBase* (www.fishbase.org).

Το L_m μπορεί λοιπόν να υπολογιστεί από τις **εμπειρικές εξισώσεις** που χρησιμοποιούν το μέγιστο μήκος σώματος (L_{max}) που έχει παρατηρηθεί σε έναν πληθυσμό ή ένα είδος. Για τον σκοπό αυτόν έχουν χρησιμοποιηθεί αποθέματα με παγκόσμια και μεσογειακή εξάπλωση. Για τα αποθέματα των **ακτινοπτερύγιων** ή **ελασμοβράγχιων** ψαριών με παγκόσμια εξάπλωση μπορούν να χρησιμοποιηθούν οι παρακάτω εξισώσεις (Binohlan & Froese 2009):

$$\text{Ακτινοπτερύγια: } \log(L_m) = -0,1189 + 0,9157 \times \log(L_{max}) \quad 9.7$$

$$\text{Ελασμοβράγχια: } \log(L_m) = -0,1246 + 0,99924 \times \log(L_{max}) \quad 9.8$$

Για τα αποθέματα των ακτινοπτερύγιων ή ελασμοβράγχιων ψαριών με μεσογειακή εξάπλωση μπορούν να χρησιμοποιηθούν οι παρακάτω εξισώσεις σε απλή και λογαριθμική μορφή (Tsikliras & Stergiou 2014β):

$$\text{Ακτινοπτερύγια: } L_m = 1,419 + 0,527 \times L_{max} \quad 9.9$$

$$\text{Ακτινοπτερύγια: } \log(L_m) = -0,123 + 0,920 \times \log(L_{max}) \quad 9.10$$

$$\text{Ελασμοβράγχια: } L_m = 5,541 + 0,633 \times L_{max} \quad 9.11$$

$$\text{Ελασμοβράγχια: } \log(L_m) = -0,008 + 0,922 \times \log(L_{max}) \quad 9.12$$

Έτσι, ένα ψάρι που φτάνει σε μέγιστο μήκος τα 24,5 cm (όπως η φρίσσα *Sardinella aurita* στο βόρειο Αιγαίο) με βάση την εξίσωση για τους ακτινοπτερύγιους της Μεσογείου (εξίσωση 9.9) θα ωριμάζε στα 14,33 cm. Το πραγματικό L_m της φρίσσας έχει υπολογιστεί περίπου στα 15,5 cm για τα αρσενικά και στα 16,8 για τα θηλυκά για την ίδια περιοχή από το ποσοστό ώριμων ατόμων (Tsikliras & Antonopoulou 2006).

Για τα Μεσογειακά αποθέματα ψαριών μπορούν να χρησιμοποιηθούν και οι εξισώσεις ανά φύλο, επίσης σε απλή και λογαριθμική μορφή (Tsikliras & Stergiou 2014β):

$$\text{Αρσενικά: } L_m = -0,273 + 0,614 \times L_{max} \quad 9.13$$

$$\text{Αρσενικά: } \log(L_m) = -0,183 + 0,973 \times \log(L_{max}) \quad 9.14$$

$$\text{Θηλυκά: } L_m = -1,980 + 0,662 \times L_{max} \quad 9.15$$

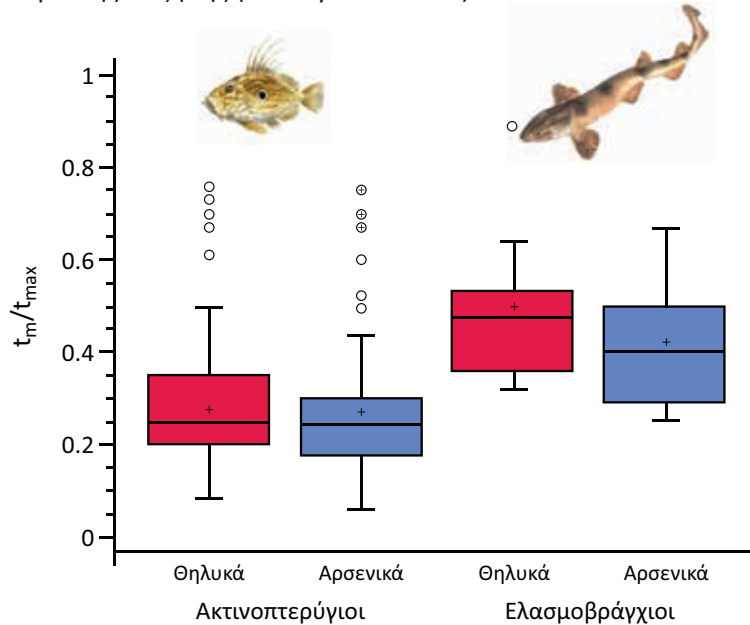
$$\text{Θηλυκά: } \log(L_m) = -0,243 + 1,012 \times \log(L_{max}) \quad 9.16$$

Έτσι, η φρίσσα *Sardinella aurita* στο βόρειο Αιγαίο που φτάνει σε μέγιστο μήκος τα 24,5 cm με βάση τις παραπάνω εξισώσεις θα ωριμάζε στα 14,23 cm (θηλυκά) και στα 14,77 cm (αρσενικά), που είναι πολύ κοντά στις τιμές που υπολογίστηκαν (15,5 cm για τα αρσενικά και στα 16,8 για τα θηλυκά) για την ίδια περιοχή από το ποσοστό ώριμων ατόμων (Tsikliras & Antonopoulou 2006).

9.5. Ηλικία πρώτης ωρίμασης

Η **ηλικία πρώτης γεννητικής ωρίμασης** (age at maturity, t_m) είναι ιδιαίτερα σημαντική στις στρατηγικές ζωής των ψαριών και έχει ευρέως χρησιμοποιηθεί σε μοντέλα και ομαδοποιήσεις ειδών (Winemiller & Rose

1992, Rochet 2000, King & McFarlane 2003), στον υπολογισμό της φυσικής θνησιμότητας (Hoenig 1983), και ως δείκτης καταπόνησης εξαιτίας της αλιείας (Trippel 1995). Έχει αναφερθεί ότι οι ταυτόχρονη μείωση του ρυθμού αύξησης και της t_m αποτελούν ενδείξεις εξελικτικής αντίδρασης του Ατλαντικού γάδου *Gadus morhua* που προέρχεται από την πληθυσμιακή μείωση εξαιτίας της αλιείας (Olsen et al. 2004). Η t_m είναι επίσης καθοριστική στις δημογραφικές αναλύσεις (Chen & Yuan 2006) καθώς αποτελεί το ελάχιστο όριο του χρόνου γενεάς, δηλαδή της μέσης ηλικίας του αναπαραγόμενου αποθέματος, που σχετίζεται ισχυρά με τον ενδογενή ρυθμό πληθυσμιακής αύξησης (Ainsley et al. 2011).



Εικόνα 9.12. Λόγος t_m/t_{max} των θηλυκών και αρσενικών ακτινοπτερύγιων και ελασμοβράγγιων ψαριών της Μεσογείου. Η μέση τιμή διακρίνεται με + (τροποποιημένη από Tsikliras & Stergiou 2015).

Σε σχέση με το **μήκος πρώτης γεννητικής ωρίμασης** (L_m) υπάρχει περιορισμένη διαθέσιμη δημοσιευμένη πληροφορία για την t_m (για ανασκόπηση: Tsikliras & Stergiou 2015). Η διαθέσιμη πληροφορία για τα μεσογειακά ψάρια επιβεβαιώνει το γενικό πρότυπο ότι τα ψάρια που ζουν περισσότερα χρόνια ωριμάζουν αργότερα σε μέγεθος σε σχέση με αυτά που ζουν λιγότερο και ότι τα θηλυκά ωριμάζουν αργότερα από τα αρσενικά (Tsikliras & Stergiou 2015). Σύμφωνα με την ίδια ανασκόπηση, αναφέρεται ότι τα είδη με αργή στρατηγική ζωής, όπως οι καρχαρίες και τα σαλάχια, ωριμάζουν αργότερα σε σχέση με τα ακτινοπτερύγια ψάρια (Εικόνα 9.12). Συνεπώς επιβεβαιώνεται η ευαισθησία των ειδών αυτών στην αλιευτική πίεση.

Όπως το L_m , έτσι και η ηλικία πρώτης γεννητικής ωρίμασης t_m μπορεί να υπολογιστεί με βάση το ποσοστό των ώριμων ατόμων ανά ηλικία με σιγμοειδή εξίσωση και από εμπειρικές εξισώσεις (Tsikliras & Stergiou 2015), αρκεί να είναι γνωστή η μέγιστη ηλικία (t_{max}). Οι διαθέσιμες εμπειρικές εξισώσεις για τα ακτινοπτερύγια και ελασμοβράγγια ψάρια με μεσογειακή εξάπλωση είναι (Tsikliras & Stergiou 2015):

$$\text{Ακτινοπτερύγια: } t_m = 1,10 + 0,11 \times t_{max} \quad 9.17$$

$$\text{Ακτινοπτερύγια: } \log(t_m) = -0,25 + 0,58 \times \log(t_{max}) \quad 9.18$$

$$\text{Ελασμοβράγγια: } t_m = 2,72 + 0,23 \times t_{max} \quad 9.19$$

$$\text{Ελασμοβράγγια: } \log(t_m) = 0,006 + 0,67 \times \log(t_{max}) \quad 9.20$$

9.6. Γονιμότητα

Η διαθέσιμη ενέργεια για την αναπαραγωγή ενός είδους μπορεί να επιμεριστεί με διάφορους τρόπους. Έτσι, υπάρχουν ψάρια που παράγουν πολλά μικρά ωοκύτταρα (**ωοτοκία**), άλλα που παράγουν λίγα και μεγάλα και άλλα που γεννούν μικρά άτομα (**ζωοτοκία**). Αν και έχουν παρατηρηθεί πολλές στρατηγικές καταμερισμού της ενέργειας για αναπαραγωγή (Nikolskii 1980), στα περισσότερα θαλάσσια τελεόστεα ψάρια

κυριαρχεί η παραγωγή πολλών μικρών ωοκυττάρων σε αντίθεση με τους ελασμοβράγχιους (καρχαρίες και σαλάχια) που παράγουν λίγα και μεγάλα ωοκύτταρα (Wootton 1998, Jennings et al. 2001). Επιπλέον, περισσότερα ωοκύτταρα παράγουν τα ψάρια εκείνα που έχουν επιπλέοντα **πελαγικά** αυγά και λιγότερα αυτά που παρέχουν κάποιου είδους γονική φροντίδα (Nikolskii 1963). Γενικά, στα ψάρια που έχουν γρήγορη αύξηση παρατηρείται μεγαλύτερη γονιμότητα όπως επίσης και στα είδη εκείνα που υπόκεινται σε συνθήκες υψηλής θνησιμότητας εξαιτίας έντονης θήρευσης ή υπεραλίευσης (Cushing 1981).

Ο σημαντικότερος παράγοντας που καθορίζει το μέγεθος κάθε γενιάς στα ωοτόκα ψάρια είναι ο αριθμός των ωοκυττάρων, ο οποίος εξαρτάται από τη γονιμότητα και τον αριθμό των γεννητικά ώριμων θηλυκών ατόμων ενός πληθυσμού (Nikolskii 1980). Η επιβίωση των γονιμοποιημένων αυγών και η θνησιμότητα των αρχικών σταδίων ζωής του ψαριού είναι επίσης καθοριστική για την ετήσια **νεοσυλλογή** και τη μετέπειτα αλιευτική παραγωγή (Bagenal & Braum 1978, Mertz & Myers 1996). Η γονιμότητα ποικίλλει μεταξύ των ατόμων ενός πληθυσμού, μεταξύ πληθυσμών και μεταξύ ειδών, είτε εξαιτίας προσαρμοστικών μεταβολών των ατόμων και των πληθυσμών στις περιβαλλοντικές συνθήκες, είτε εξαιτίας ενδογενών παραγόντων που βασίζονται στην κληρονομικότητα (Nikolskii 1980). Οι ίδιοι παράγοντες που επηρεάζουν τη γονιμότητα καθορίζουν και την ποιότητα των αυγών που παράγονται (Brooks et al. 1997). Σύμφωνα με τον Nikolskii (1980) δύο περίοδοι στη ζωή του ψαριού καθορίζουν την μετέπειτα **γονιμότητά** (fecundity) του. Η πρώτη είναι κατά τη διάρκεια του πρώτου χρόνου ζωής, όταν αποτίθεται το σπερματικό επιθήλιο και καθορίζεται το γενικό επίπεδο γονιμότητας του είδους που είναι χαρακτηριστικό για κάθε πληθυσμό, και η δεύτερη περίοδος είναι αυτή ακριβώς πριν την αναπαραγωγή, οπότε η διατροφή του ψαριού έχει σημαντική επίπτωση στον αριθμό των αυγών που θα παραχθούν και στην επιβράδυνση ή επιτάχυνση της ωρίμασής τους (Nikolskii 1980).

Η δυσκολία στη μέτρηση των γονιμοποιημένων αυγών (fertility) λόγω της εξωτερικής γονιμοποίησης των περισσότερων ψαριών έχει αναγκάσει τους επιστήμονες να υπολογίζουν τον αριθμό των ωοκυττάρων που παράγονται από τα θηλυκά άτομα ενός πληθυσμού (Pitcher & Hart 1982). Η **γονιμότητα** συχνά αναφέρεται με διαφορετικούς όρους στη βιβλιογραφία, με αποτέλεσμα να δημιουργείται σύγχυση και να είναι αναγκαίος ο ορισμός της. Είναι χρήσιμος ο διαχωρισμός μεταξύ της **γονιμότητας ανά απόθεση** (batch fecundity), της **γονιμότητας ανά αναπαραγωγική περίοδο** (breeding season fecundity) και της **γονιμότητας της διάρκειας ζωής** (lifetime fecundity) (Wootton 1998).

Ο ολικός αριθμός αυγών που περιέχει η ωοθήκη ενός θηλυκού ψαριού λίγο πριν την ωοτοκία αποτελεί την **απόλυτη, ατομική ή ολική γονιμότητα** (absolute ή total fecundity), ενώ ο αριθμός των αυγών ανά μονάδα βάρους ή μήκους του ψαριού αποτελεί τη **σχετική γονιμότητα** (relative fecundity) και χρησιμοποιείται ως δείκτης κατάστασης του θηλυκού και ως δείκτης ποιότητας των αυγών (Nikolskii 1963, Potts & Wootton 1984). Η σχετική γονιμότητα επιτρέπει συγκρίσεις μεταξύ ατόμων και πληθυσμών ενός είδους, καθώς είναι ανεξάρτητη από το μήκος και το βάρος του ψαριού. Για συγκριτικούς λόγους πολλές φορές χρησιμοποιείται η μέση απόλυτη γονιμότητα, δηλαδή ο μέσος όρος των αυγών από άτομα ίδιου μήκους, βάρους ή ηλικίας (Živkova & Petrova 1993).

9.6.1. Υπολογισμός γονιμότητας

Για τον υπολογισμό της γονιμότητας αφαιρούνται οι γονάδες των θηλυκών ατόμων και διατηρούνται σε διάλυμα φορμόλης 8% (Crim & Glebe 1990) ή σε υγρό Gilson (100 ml 60% αλκοόλη, 880 ml νερό, 15 ml 80% νιτρικό οξύ, 18 ml κρυσταλλικό οξικό οξύ, 20 g χλωριούχος ψευδάργυρος), το οποίο θεωρείται η καλύτερη μέθοδος συντήρησης ωοκυττάρων μεταξύ των μεθόδων που συνήθως αναφέρονται στη βιβλιογραφία (Bagenal & Braum 1978). Το υγρό Gilson σκληραίνει τα ωοκύτταρα και τα απελευθερώνει από τη μεμβράνη της γονάδας διαλύοντας το συνδετικό ιστό που τα περιβάλλει (Bagenal & Braum 1978). Η ελάχιστη διάρκεια παραμονής των ωοκυττάρων στο υγρό Gilson μπορεί να είναι 24 ώρες, ενώ η μέγιστη μέχρι τρεις μήνες (Bagenal & Braum 1978).

Για τον προσδιορισμό της απόλυτης γονιμότητας χρησιμοποιούνται δύο μέθοδοι (όγκου και βάρους) η κάθε μια από τις οποίες έχει αρκετές παραλλαγές (Nikolskii 1963, Bagenal & Braum 1978). Συνήθως, όμως, χρησιμοποιείται η ογκομετρική μέθοδος όπως περιγράφεται από τους Bagenal & Braum (1978) γιατί θεωρείται ως περισσότερο αξιόπιστη και λιγότερο χρονοβόρα μέθοδος.

Ογκομετρική μέθοδος

Σύμφωνα με την ογκομετρική μέθοδο (Nikolskii 1963, Bagenal & Braum 1978), μετά τη συντήρηση των ωοθηκών και αφού διαλυθεί ο συνδετικός ιστός της ωοθήκης, τα ωοκύτταρα τοποθετούνται σε γυάλινο δοχείο

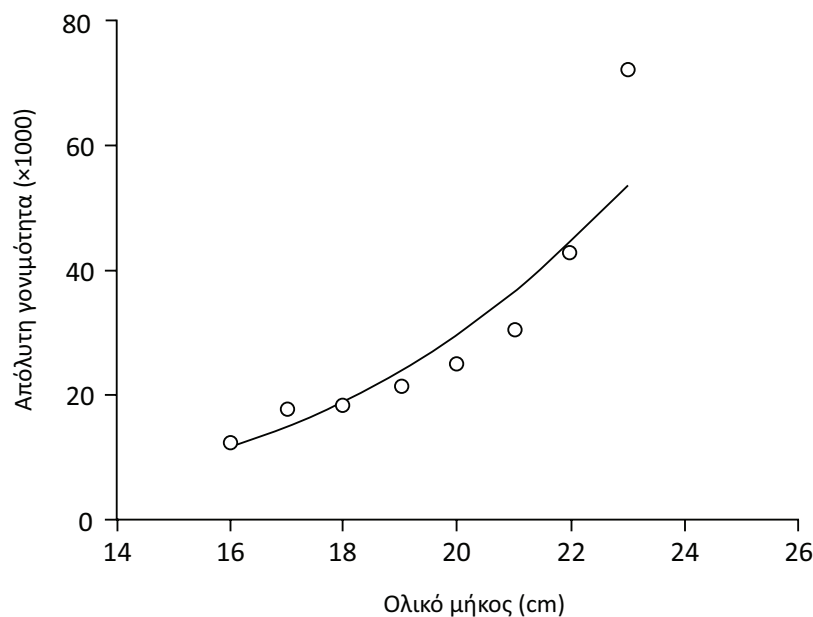
με 1 λίτρο νερό και αναδεύονται για να κατανεμηθούν ομοιόμορφα στην υδατινή στήλη. Αμέσως μετά το τέλος της ανάδευσης αφαιρούνται γρήγορα τέσσερα υποδείγματα των 10 ml το καθένα και μετρούνται τα ωκυττάρτα στα δείγματα αυτά. Στη συνέχεια γίνεται αναγωγή του αριθμού των ωκυττάρων στο 1 λίτρο για κάθε υπόδειγμα. Ο μέσος όρος του αριθμού των ωκυττάρων που περιέχονται στα τέσσερα υποδείγματα αποτελεί τη γονιμότητα κάθε ατόμου. Για τη λήψη των υποδειγμάτων πρέπει να χρησιμοποιείται πλαστική πιπέτα με μεγάλο στόμιο για να διασφαλιστεί η είσοδος και των μεγαλύτερων ωκυττάρων στο δείγμα. Ο αριθμός των ωκυττάρων σε κάθε υπόδειγμα μετριέται σε στερεοσκόπιο, ενώ αν κριθεί αναγκαία η μέτρηση της διαμέτρου των ωκυττάρων, τότε μετριέται σε μικροσκόπιο η μέγιστη και η ελάχιστη διάμετρος κάθε ωκυττάρου και υπολογίζεται ο μέσος όρος.

Βαρομετρική μέθοδος

Η μέθοδος βάρους είναι παρόμοια με αυτήν του όγκου, με τη διαφορά ότι λαμβάνονται υποδείγματα βάρους της γονάδας στα οποία μετρούνται τα ωκυττάρτα. Στη συνέχεια γίνεται αναγωγή στο συνολικό βάρος της γονάδας που έχει προηγουμένως ζυγιστεί (Nikolskii 1963, Bagenal & Braum 1978).

9.6.2. Σχέση γονιμότητας με σωματικό μήκος και βάρος

Ο αριθμός των ωκυττάρων (**απόλυτη γονιμότητα**) είναι εκθετική συνάρτηση του μεγέθους του οργανισμού και κατά συνέπεια της ηλικίας και του βάρους του (Nikolskii 1980, Quinn & Deriso 1999, Jennings et al. 2001). Μάλιστα η συσχέτιση της γονιμότητας με το βάρος είναι ισχυρότερη απ' ό,τι με το μήκος και την ηλικία (Nikolskii 1980). Καθώς οι κλάσεις μεγέθους σπάνια αντιπροσωπεύονται ισοτίμα στο δείγμα ως προς τον αριθμό των ατόμων, συνήθως χρησιμοποιείται η μέση απόλυτη γονιμότητα ανά κλάση μήκους (Εικόνα 9.13).



Εικόνα 9.13. Σχέση της μέσης απόλυτης γονιμότητας με το μήκος ενός υποθετικού ψαριού.

Η σχέση μεταξύ της απόλυτης γονιμότητας και του μήκους, βάρους ή της ηλικίας του οργανισμού είναι εκθετική της μορφής (Wootton 1998):

$$F = a \times L^b \quad 9.21$$

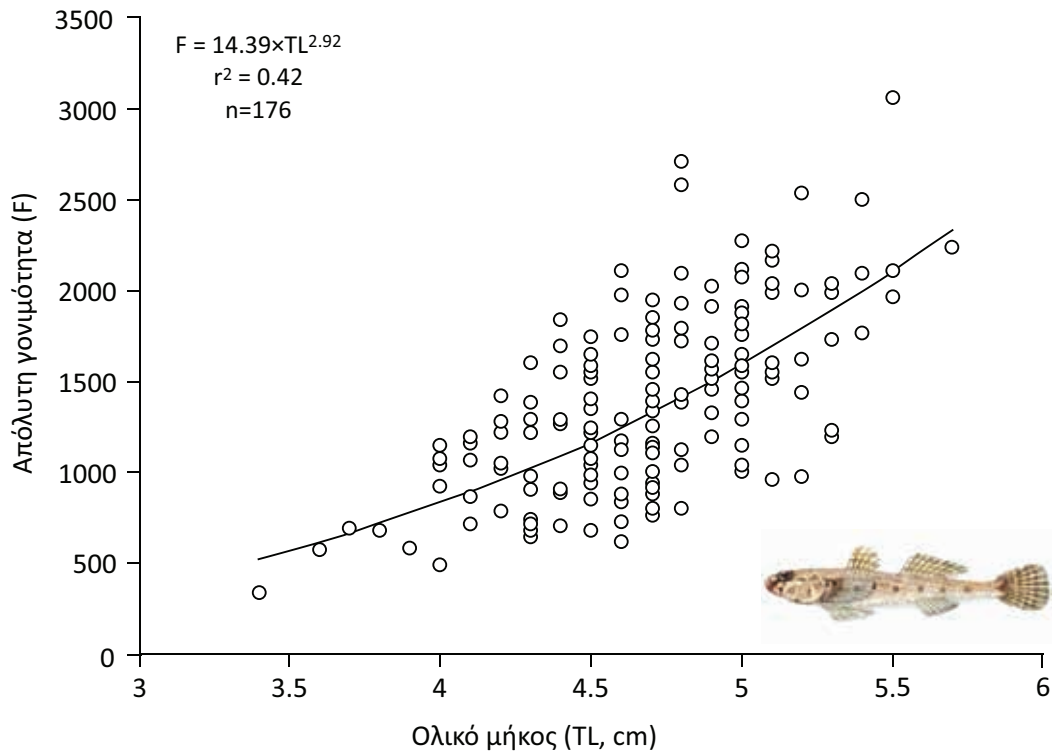
ή γραμμική που προκύπτει μετά από λογαριθμικό μετασχηματισμό της εκθετικής:

$$\ln F = \ln a + b \times \ln L \quad 9.22$$

όπου F είναι η απόλυτη γονιμότητα, L είναι το μήκος (μπορεί να χρησιμοποιηθεί και το βάρος ή η ηλικία) του οργανισμού και a και b είναι οι παράμετροι της εξίσωσης (Εικόνα 9.13).

Σε περιπτώσεις στις οποίες το εύρος των μηκών που χρησιμοποιείται είναι περιορισμένο, η καμπύλη της παραπάνω εξίσωσης μπορεί να εμφανίζεται ως γραμμικής μορφής, στην πραγματικότητα όμως είναι τμήμα

της εκθετικής (Bagenal & Braum 1978). Λόγω της εξάρτησης της γονιμότητας από τον όγκο της σωματικής κοιλότητας που καταλαμβάνεται από τις ώριμες γονάδες, η παράμετρος b (ο συντελεστής παλινδρόμησης στη γραμμική μορφή της εξίσωσης) θεωρητικά ισούται περίπου με 3 όταν η γονιμότητα σχετίζεται με το μήκος (Εικόνα 9.14).



Εικόνα 9.14. Σχέση της απόλυτης γονιμότητας με το μήκος του μαρμαρογωβιού *Pomatoschistus marmoratus* από την εκβολή του Ποταμού Στρυμόνα (τροποποιημένη από Koutrakis & Tsikliras 2009).

Η παράμετρος b συνήθως κυμαίνεται από 1 ως 5 (στις περισσότερες περιπτώσεις από 3,25 μέχρι 3,75), ενώ τείνει να είναι μεγαλύτερη στα θαλασσινά και μικρότερη στα ψάρια γλυκού νερού (Wootton 1998). Όταν η **γονιμότητα** σχετίζεται με το βάρος ή την ηλικία, η παράμετρος b ισούται περίπου με τη μονάδα.

Τα περισσότερα ψάρια διαφέρουν από τα υπόλοιπα σπονδυλωτά στο ότι η γονική φροντίδα είναι πολύ περιορισμένη ή ανύπαρκτη, με αποτέλεσμα τα αρχικά στάδια (αυγά, ιχθυονύμφες) ή τα νεαρά άτομα να υφίστανται μεγάλη θνησιμότητα μέχρι να μεγαλώσουν σε μέγεθος. Η υψηλή γονιμότητα των τελεόστων ψαριών είχε οδηγήσει πολλούς επιστήμονες να πιστεύουν ότι τα ψάρια μπορούν να επανακάμπτουν, ακόμη και αν το γονικό απόθεμα είναι πολύ μειωμένο εξαιτίας της έντονης αλίευσης. Αυτή η θεωρία είναι πλέον γνωστή ως η «**πλάνη των εκατομμυρίων αυγών**» (million egg fallacy) και είχε οδηγήσει στην υποτίμηση της επίδρασης της αλιείας και συνεπώς στην κακοδιαχείριση των αποθεμάτων προκαλώντας ανυπολόγιστη ζημιά στα παγκόσμια αποθέματα (Pauly 2007), ειδικά σε αυτό του ατλαντικού γάδου *Gadus morhua* (Walters & Maguire 1996). Σχετικά πρόσφατα αποδείχθηκε ότι σε χαμηλά πληθυσμιακά μεγέθη, μόνο 3 με 5 άτομα των περισσότερων εμπορικών ειδών επιβιώνουν μέχρι τη νεαρή ηλικία ανά θηλυκό, παρά τα εκατομμύρια αυγών που μπορεί να αποθέσουν και να γονιμοποιηθούν από τα αρσενικά (Myers et al. 1999).

Σε πολλές περιπτώσεις η σχέση της απόλυτης γονιμότητας με το μήκος, το βάρος και την ηλικία μπορεί να εκφράζεται καλύτερα από τη γραμμική ή τη σιγμοειδή εξίσωση (Žinkov & Petrova 1993). Για να βρεθεί η συνάρτηση που απεικονίζει καλύτερα τη σχέση αυτή είναι απαραίτητος ο υπολογισμός της διασποράς (D) των εμπειρικών τιμών σε σχέση με τις θεωρητικές για όλες τις πιθανές συναρτήσεις. Η συνάρτηση με τη μικρότερη διασπορά απεικονίζει τη σχέση με τον καλύτερο τρόπο (Žinkov & Petrova 1993). Η διασπορά υπολογίζεται από τον τύπο:

$$D = \sum (F_x - F_i)^2$$

9.23

όπου F_x είναι οι θεωρητικές τιμές της γονιμότητας που προκύπτουν από την εφαρμογή κάθε μοντέλου και F_i οι πραγματικές τιμές της γονιμότητας που έχουν μετρηθεί.

Προτεινόμενη βιβλιογραφία κεφαλαίου

Υπάρχουν πολλά συγγράμματα και εγχειρίδια που αφορούν την αναπαραγωγή των ψαριών και την εκτίμηση των παραμέτρων που σχετίζονται με αυτήν, όπως τα ειδικά συγγράμματα των Bagenal & Braum (1978), Potts & Wootton (1984), Jakobsen et al. (2009), Cole (2010) και τα γενικότερα συγγράμματα στη βιολογία των ψαριών των Nikolskii (1963, 1980), Wootton (1990, 1998), Pitcher & Hart (1982), Roff 1992, Jennings et al. (2001), King (2007) και Bone & Moore (2008).

Ασκήσεις

1. Το ποσοστό των ώριμων ατόμων σε σχέση με το μήκος ενός είδους είναι 0,0,0,0, 0,1, 0,3, 0,4, 0,6, 0,8, 0,9, 0,95, 1, 1, 1 και 1 για τις κλάσεις μήκους 10-12, 12-14, 14-16, 16-18, 18-20, 20-22, 22-24, 24-26, 26-28, 28-30, 30-32, 32-34, 34-36, 36-38, 38-40. Να υπολογιστούν τα L_m , L_{m25} , L_{m75} .
2. Τρία Μεσογειακά αποθέματα τριών ειδών και ένα απόθεμα ενός είδους στον Ειρηνικό Ωκεανό έχουν μέγιστο μήκος 30, 80, 120 και 120 cm, αντίστοιχα. Να υπολογιστεί το L_m των αποθεμάτων αυτών.
3. Ο αριθμός των παραγόμενων ωοκυττάρων σε σχέση με το μήκος ενός είδους είναι:

Μήκος (cm)	Αριθμός ωοκυττάρων
12	5.000
18	12.000
24	22.000
30	35.000
35	60.000
40	100.000
50	150.000

- α. να υπολογιστεί η σχέση γονιμότητας-μήκους και να γίνει το γράφημα
 - β. πόση θα είναι η γονιμότητα ενός ατόμου του είδους αυτού με μήκος 55 cm;
4. Ένα ψάρι μήκους 60 cm έχει ωοθήκη ολικού βάρους 30 g, από την οποία αφαιρούμε 4 κομμάτια βάρους 1, 2, 1,5 και 1,5 g. Ο αριθμός των ωοκυττάρων σε κάθε κομμάτι της ωοθήκης είναι 300, 500, 500 και 600. Να υπολογιστεί η γονιμότητα του ατόμου αυτού.

10. Διατροφή

Σύνοψη

Στο κεφάλαιο αυτό θα εξεταστούν η διαίτα των ψαριών και οι μέθοδοι εκτίμησης διαφόρων παραμέτρων που σχετίζονται με αυτήν, το τροφικό επίπεδο και οι μέθοδοι εκτίμησης του, οι ενδοειδικές, διαειδικές και χωροχρονικές μεταβολές του τροφικού επιπέδου, η κατανομή των τροφικών επιπέδων στα θαλάσσια οικοσυστήματα και οι χρήσεις του τροφικού επιπέδου και των τροφοδυναμικών δεικτών στην αλιευτική βιολογία.

Εισαγωγή

Η σπουδαιότητα της διατροφής των ψαριών είχε μέχρι πρόσφατα οικολογική διάσταση (π.χ. συμπεριφορά, τροφικός ανταγωνισμός, σχέσεις θηρευτή-λείας, επιλογή λείας), ενώ τα τελευταία χρόνια έχει αποκτήσει ιδιαίτερο ενδιαφέρον για την αλιευτική βιολογία, τη δυναμική των πληθυσμών και τη διαχείριση των αποθεμάτων (Pauly et al. 1998α, 2002), καθώς έχουν αναπτυχθεί πολλοί δείκτες (Cury et al. 2005) και οικολογικά μοντέλα (Moutopoulos et al. 2014β, Libralato et al. 2014) που βασίζονται σε διατροφικές ή ενεργειακές μεταβολές ενός οικοσυστήματος και τις αλληλεπιδράσεις των ειδών που ζουν σε αυτό.

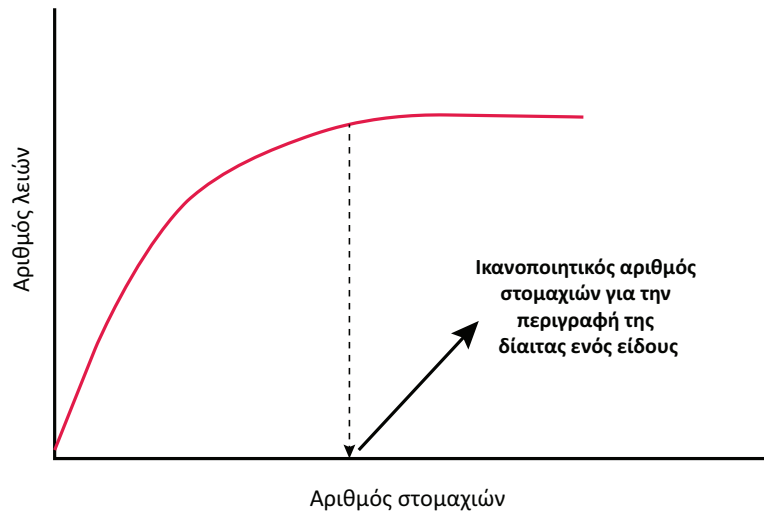
Οι διατροφικές συνήθειες ενός ψαριού επηρεάζουν σε μεγάλο βαθμό την εποχική αύξηση και την αναπαραγωγική στρατηγική του (Bagenal 1974, Fréon et al. 1997, Wootton 1998), ενώ η αναζήτηση τροφής και η αποφυγή θηρευτών συνδέονται με μεταναστεύσεις και αλλαγές στο ενδιαιτήμα των ψαριών (Roy 1998, Samb & Pauly 2000). Μαζί με το χώρο, η τροφή αποτελεί τον κυριότερο λόγο ανταγωνιστικής συμπεριφοράς μεταξύ των ειδών (Wootton 1998). Συνεπώς, η γνώση των διατροφικών συνηθειών συμπατρικών ειδών είναι απαραίτητη και για διαχειριστικούς σκοπούς.

10.1. Σύνθεση διαίτας

Μια έρευνα με στόχο την απάντηση στο ερώτημα τί τρώει (ή και από ποιόν τρώγεται) ένα είδος περιλαμβάνει συνήθως τη συλλογή εποχικών ή μηνιαίων δειγμάτων. Τα δείγματα συλλέγονται κυρίως με δυναμικά εργαλεία (π.χ. τράτα βυθού), αφού οι οργανισμοί που πιάνονται με δίχτυα ή παραγάδια παραμένουν στο εργαλείο συνήθως για πολλές ώρες μετά τη σύλληψή τους, με αποτέλεσμα να έχει προχωρήσει η πέψη των λειών και να μην είναι δυνατή η αναγνώρισή τους (Τσικληρας 2004).

Το μέγεθος του δείγματος παίζει σημαντικό ρόλο στη διερεύνηση της διαίτας ενός είδους, γιατί τα μικρά δείγματα μπορεί να μην είναι αντιπροσωπευτικά των λειών που καταναλώνει ένα είδος. Συνήθως η σχέση ανάμεσα στον αριθμό των εξετασθέντων στομαχιών και τον αριθμό των διαφορετικών λειών που αναγνωρίζονται στα στομάχια αυτά είναι ασυμπτωτική, δηλαδή μετά από ένα συγκεκριμένο, για κάθε είδος, αριθμό στομαχιών (=ιδανικός αριθμός στομαχιών για το είδος) ο αριθμός των διαφορετικών λειών δεν αλλάζει ή αλλάζει πολύ λίγο (Εικόνα 10.1).

Μετά τη συλλογή των δειγμάτων και αφού μετρηθεί το μήκος κάθε ατόμου του δείγματος, αφαιρείται το πεπτικό σύστημα (στόμαχος και έντερο) και γίνεται η αναγνώριση των διαφόρων λειών που βρίσκονται σε αυτό. Ακολούθως γίνονται μια σειρά από μετρήσεις που περιλαμβάνουν το συνολικό βάρος του περιεχομένου του πεπτικού συστήματος, τον αριθμό και το βάρος κάθε διαφορετικής λείας και σε πολλές περιπτώσεις, το μήκος της λείας (Καραχλε 2008). Από τα στοιχεία που συλλέχθηκαν εκτιμούνται διάφορες παράμετροι που σχετίζονται με τη διατροφή και περιγράφονται παρακάτω (Bowen 1996).



Εικόνα 10.1. Σχέση ανάμεσα στον αριθμό των εξετασθέντων στομαχιών και τον αριθμό των διαφορετικών λειών που αναγνωρίζονται στα στομάχια αυτά.

10.1.1. Εκτίμηση βαθμού πληρότητας του στομάχου

Η εκτίμηση της πληρότητας του στομάχου μπορεί να γίνει με τη χρήση διαφόρων δεικτών όπως είναι η κλίμακα του Lebedev (1946), που κυμαίνεται από 0 (άδειο στομάχι) έως 5 (στομάχι πλήρως γεμάτο με τροφή), ή ο δείκτης πληρότητας (FI) του Hureau (1966):

$$FI = \frac{\text{(συνολικό βάρος στομάχου)}}{\text{(ολικό βάρος σώματος)}} \times 100$$

10.1

10.1.2. Ποσοστό άδειων στομάχων

Το ποσοστό των άδειων στομαχιών (V) υπολογίζεται ως εξής:

$$V = 100 \times \frac{\text{(αριθμός άδειων στομάχων)}}{\text{(συνολικός αριθμός στομάχων που εξετάστηκαν)}}$$

10.2

Ο βαθμός πληρότητας και το ποσοστό των άδειων στομάχων μας δίνουν πληροφορίες για την ένταση της διατροφής και πώς αυτή αλλάζει με το φύλο, το μήκος, την εποχή, τη χρονιά ή την περιοχή. Για παράδειγμα, η ανάλυση του στομαχικού περιεχομένου της μαύρης αγριόσαλπας (γερμανός) *Siganus luridus* στα νερά του Καστελόριζου έδειξε ότι ο βαθμός πληρότητας ήταν μικρότερος και το ποσοστό των άδειων στομάχων ήταν μεγαλύτερο το καλοκαίρι σε σχέση με τις υπόλοιπες εποχές γεγονός που δείχνει ότι η ένταση της διατροφής είναι μικρότερη την περίοδο της αναπαραγωγής του, η οποία εκτείνεται από τον Μάιο μέχρι τον Ιούλιο (Stergiou 1988). Επίσης, η ανάλυση του στομαχικού περιεχομένου του χρυστόψαρου *Zeus faber* έδειξε ότι το ποσοστό των άδειων στομάχων ήταν μεγαλύτερο και ο βαθμός πληρότητας μικρότερος στα άτομα με μήκος >141 mm σε σχέση με τα άτομα με μήκος <141 mm (Stergiou & Fourtouni 1991).

10.1.3. Συμμετοχή λείας στη διαίτα

Πολύ σημαντικοί είναι και οι υπολογισμοί της κατά βάρος συμμετοχής (C_w) κάθε λείας στη διαίτα ενός είδους (Hyslop 1980, Bowen 1996):

$$C_w = \frac{100W_i}{\sum_{i=1}^n W_i}$$

10.3

της αριθμητικής συμμετοχής (C_n) κάθε λείας στη διαίτα ενός είδους (Hyslop 1980, Bowen 1996):

$$C_n = \frac{100N_i}{\sum_{i=1}^n N_i}$$

10.4

της συχνότητας παρατήρησης κάθε λείας (O) (Hyslop 1980, Bowen 1996):

$$O = \frac{100O_i}{\sum_{i=1}^n O_i}$$

10.5

καθώς και του δείκτη σχετικής σημασίας κάθε λείας (IRI) (Pinkas et al. 1971):

$$IRI = (C_n + C_w) + O$$

10.6

Γενικά, με εξαίρεση τις **ιχθυονύμφες** και τα πολύ μικρού μεγέθους είδη ψαριών, τα οποία συνήθως καταναλώνουν μικρές λείες σχεδόν ομοιόμορφες σε μέγεθος, η συχνότητα παρουσίας και η αριθμητική συμμετοχή δεν είναι αντιπροσωπευτικοί δείκτες της συνεισφοράς μιας λείας στη διαίτα ενός είδους.

Για παράδειγμα, από τον Πίνακα 10.1 είναι φανερό ότι στη διαίτα των ατόμων του χριστόψαρου *Zeus faber* με μήκος μικρότερο από 141 mm κυριαρχούν κατά βάρος η κορδέλα *Cepola macrophthalma* και ο γωβιός *Deltentosteus quadrimaculatus*, ενώ αριθμητικά κυριαρχούν τα μυσιδώδη (*Mysicadea*). Τα τελευταία, παρόλο που βρίσκονται στο 50% των στομαχιών των μικρών χριστόψαρων, αποτελούν μικρό ποσοστό κατά βάρος (Πίνακας 10.1), γεγονός που οφείλεται στο ότι τα μυσιδώδη είναι λείες πολύ μικρές σε μέγεθος και βάρος. Αυτό δηλώνει ότι ενεργειακά τα μυσιδώδη παίζουν μικρό ρόλο στη διατροφή των μικρών χριστόψαρων. Αντίθετα, τα χριστόψαρα με μήκος μεγαλύτερο από 141 mm, στη διαίτα των οποίων η συμμετοχή των μικρών σε μέγεθος λειών είναι πολύ χαμηλή, τρέφονται τόσο κατά βάρος όσο και αριθμητικά και σε συχνότητα σχεδόν αποκλειστικά με την κορδέλα *Cepola macrophthalma* (Πίνακας 10.1). Έτσι, η χρήση ενός μόνο δείκτη είναι συχνά παραπλανητική σχετικά με τη σημασία μιας λείας στη διαίτα, ειδικά όταν ο δείκτης αυτός δεν είναι ο C_w .

Πίνακας 10.1. Η διαίτα του χριστόψαρου *Zeus faber* στον Ευβοϊκό Κόλπο (C_w = κατά βάρος συμμετοχή, C_n = αριθμητική συμμετοχή, O = συχνότητα συνάντησης) (από Stergiou & Fourtouni 1991).

Λεία ατόμων με μήκος <141 mm	Cw	O	n
<i>Γαστερόποδα</i>	0,09	2,50	0,39
<i>Δίθυρα</i>	0,52	2,50	0,79
<i>Ευφασεώδη</i>	0,31	7,50	2,76
<i>Μυσιδώδη</i>	8,72	50,00	82,28
<i>Καρκινοειδή</i>	0,89	7,50	5,91
<i>Callionymus maculatus</i>	10,22	10,00	1,57
<i>Cepola macrophthalma</i>	39,13	5,00	1,18
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	32,97	20,00	3,94
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	3,93	2,50	0,39
<i>Gonostomatidae</i>	3,23	5,00	0,79
Λεία ατόμων με μήκος <141 mm	Cw	O	n
<i>Δίθυρα</i>	0,01	1,15	0,88
<i>Καρκινοειδή</i>	0,02	1,15	4,42
<i>Callionymus maculatus</i>	0,29	4,60	4,42
<i>Cepola macrophthalma</i>	65,35	59,77	70,80
<i>Spicara flexuosa</i>	18,64	5,75	6,19
<i>Trigla lyra</i>	2,56	2,30	1,77
<i>Serranus hepatus</i>	1,27	4,60	4,42
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	0,18	1,15	1,77
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	0,03	1,15	0,88

<i>Trachurus sp.</i>	7,48	1,15	0,88
<i>Gaidropsarus sp.</i>	0,60	2,30	1,77
<i>Gadiculus argenteus</i>	0,23	1,15	0,88
<i>Micromesistius poutassou</i>	3,34	1,15	0,88

10.1.4. Εύρος διαίτας

Το εύρος της διαίτας ενός είδους είναι σημαντική οικολογική παράμετρος με διαχειριστική διάσταση, γιατί τα **στενοφάγα** είδη, που συνήθως είναι και επιλεκτικά ως προς τη λεία τους (βλέπε παρακάτω), είναι γενικά πιο επιρρεπή στην κατάρρευση των αποθεμάτων τους αν εξαφανιστεί ή μειωθεί δραστικά η κύρια λεία τους (Hunter & Price 1992). Αυτό συμβαίνει γιατί τα στενοφάγα είδη έχουν περιορισμένο φάσμα εναλλακτικών λειών σε σχέση με τα **ευρυφάγα είδη**. Το εύρος της διαίτας μπορεί να υπολογιστεί με διάφορους δείκτες, ένας από τους οποίους είναι ο δείκτης εύρους του θώκου (Levins 1968):

$$B = \frac{1}{\sum_{i=1}^j p_i^2}$$

10.7

όπου p_i είναι το ποσοστό της λείας i στη διαίτα του είδους και j είναι ο αριθμός των διαφορετικών λειών. Ο δείκτης αυτός μπορεί να κανονικοποιηθεί και να εκφραστεί σε κλίμακα από 0 έως 1 ως εξής:

$$B' = \frac{B-1}{N-1}$$

10.8

όπου N είναι ο διαφορετικός αριθμός λειών.

10.1.5. Αλληλεπικάλυψη διαίτας

Πολλές φορές απαιτείται η σύγκριση της διαίτας ενός είδους με αυτήν ενός ή περισσότερων άλλων ειδών ή η σύγκριση της διαίτας ενός είδους ανά εποχή, ή ανά φύλο ή ανά κλάση μήκους. Στην περίπτωση αυτή, αν η σύγκριση δεν γίνει με τη χρήση της πολυμεταβλητής ανάλυσης (Stergiou & Fourtouni 1991, Karachle & Stergiou 2011α,β), γίνεται με τη χρήση ενός δείκτη αλληλοεπικάλυψης. Ένας τέτοιος δείκτης είναι ο δείκτης ειδικής επικάλυψης (SO) του Petraitis (1979, 1985), για τον οποίον υπάρχει δυνατότητα στατιστικής δοκιμής του αποτελέσματος. Ο δείκτης αυτός είναι:

$$SO_{ih} = e_{ih}^E$$

10.9

και

$$E_{ih} = S(p_{ij} \times \ln p_{hj}) - S(p_{ij} \times \ln p_{ij})$$

10.10

όπου p_{ij} and p_{hj} είναι οι αναλογίες (αριθμητικές ή κατά βάρος) της λείας j στη διαίτα των ειδών i και h αντίστοιχα.

Ο δείκτης αυτός κυμαίνεται από 0 έως 1. Για τον έλεγχο της μηδενικής υπόθεσης (= αν υπάρχει πλήρης επικάλυψη στη διαίτα των ειδών i και h) χρησιμοποιούμε την παράμετρο (Petraitis 1979):

$$U_{ih} = -2N_i \ln(SO_{i,h})$$

10.11

η τιμή της οποίας έχει κατανομή χ^2 με $n-1$ βαθμούς ελευθερίας. Αν η μηδενική υπόθεση απορριφθεί, τότε η εναλλακτική υπόθεση είναι ότι δεν υπάρχει ή υπάρχει μερική επικάλυψη.

Ένας άλλος δείκτης επικάλυψης, είναι ο δείκτης του Schoener (Schoener 1970):

$$C_{ih} = 1 - 0.5 \left(\sum |p_{ij} - p_{hj}| \right)$$

10.12

όπου p_{ij} and p_{hj} είναι οι αναλογίες (αριθμητικές ή κατά βάρος) της λείας j στη διαίτα των ειδών i και h αντίστοιχα. Ο δείκτης αυτός κυμαίνεται από 0 (πλήρως ανόμοιες δίαιτες) έως 1 (πλήρως ίδιες δίαιτες). Η τιμή του δείκτη αυτού επηρεάζεται από το ταξινομικό επίπεδο όπου αναγνωρίστηκαν οι λείες, με αποτέλεσμα

να μην είναι δυνατός ο στατιστικός έλεγχος του αποτελέσματος. Έτσι χρησιμοποιείται ο γενικός κανόνας του Langton (1982) σύμφωνα με τον οποίο οι τιμές του δείκτη από 0,00 έως 0,29 δηλώνουν χαμηλή ομοιότητα, τιμές από 0,30 έως 0,60 μεσαία ομοιότητα και τιμές >0,60 μεγάλη ομοιότητα.

10.1.6. Επιλογή λείας

Η επιλογή λείας από ένα θηρευτή είναι ιδιαίτερα πολύπλοκη διεργασία στην οποία συμμετέχουν πολλά ερεθίσματα, αντιδράσεις και περιορισμοί (Πίνακας 10.1). Τα σχετικά ερευνητικά ερωτήματα αφορούν κυρίως το γνωστικό αντικείμενο της θεωρητικής οικολογίας. Στην αλιευτική βιολογία, όμως, συχνά απαιτείται και είναι χρήσιμη μια εκτίμηση του αν ένα είδος επιλέγει τη λεία του ενεργά γιατί, όπως αναφέρθηκε παραπάνω, τα είδη που επιλέγουν τη λεία τους είναι συνήθως στενοφάγα είδη, που είναι πιο ευάλωτα στην εξαφάνιση της κύριας λείας τους. Θεωρητικά, όμως, αναμένουμε τα είδη αυτά να είναι ιδιαίτερα επιλεκτικά ως προς τις λείες τους. Ένας δείκτης επιλογής λείας (PS) είναι ο δείκτης του Shorygin όπως τροποποιήθηκε από τον Berg (1979):

$$PS = \ln \left(\frac{C_n \text{ της καταναλωθείσας λείας}}{C_n \text{ της λείας στο περιβάλλον}} \right)$$

10.13

όπου C_n είναι το αριθμητικό ποσοστό της λείας i . Ο δείκτης αυτός έχει τιμή 0 όταν η πρόσληψη μιας λείας είναι τυχαία, ενώ λαμβάνει θετικές τιμές όταν η πρόσληψη μιας λείας γίνει με ενεργή επιλογή και αρνητικές τιμές όταν υπάρχει ενεργή αποφυγή της λείας.

10.2. Κλασματικό τροφικό επίπεδο

Τα τροφικά επίπεδα εκφράζουν τις σχετικές θέσεις των οργανισμών μέσα στα τροφικά πλέγματα στα οποία είναι ενταγμένα. Αν και η έννοια του τροφικού επιπέδου χρησιμοποιείται εδώ και περίπου 70 χρόνια για να περιγράψει τη θέση ενός είδους στο τροφικό πλέγμα του οικοσυστήματος (Lindeman 1942, βλέπε ανασκόπηση στους Libralato et al. 2014), στην αλιευτική βιολογία και διαχείριση άρχισε να χρησιμοποιείται ευρέως σχετικά πρόσφατα με την εισαγωγή της έννοιας και της εκτίμησης του **κλασματικού τροφικού επιπέδου** (fractional trophic level, Troph) (Pauly et al. 1998a). Για να υπολογιστεί το Troph ενός οργανισμού πρέπει να ληφθεί υπόψη, εκτός από τις διατροφικές συνήθειες του ίδιου του οργανισμού, και το τροφικό επίπεδο των λειών του (Pauly et al. 2000):

$$TROPH = 1 + \sum_{j=1}^G DC_{ij} \times TROPH_j$$

10.14

όπου $TROPH_j$ είναι το κλασματικό τροφικό επίπεδο (=έννας κλασματικός αριθμός) της λείας j , το DC_{ij} αντιπροσωπεύει το ποσοστό της λείας j στη δίαιτα του είδους i και G είναι ο συνολικός αριθμός των λειών. Στην ουσία η εξίσωση αυτή παρέχει μια συγκεκριμένη αριθμητική τιμή στο TROPH.

Η **παμφαγία**, που ορίζεται ως η διατροφή ενός είδους σε περισσότερα από ένα τροφικά επίπεδα (Pimm & Lawton 1978), περιγράφεται από τον **δείκτη παμφαγίας** (OI). Ο δείκτης αυτός, που απορρέει από τη διακύμανση των τροφικών επιπέδων της λείας ενός θηρευτή, υπολογίζεται από τον τύπο (Pauly et al. 2000):

$$OI_i = \sum_{j=1}^n (TROPH_j - (TROPH_i - 1))^2 \times DC_{ij}$$

10.15

όπου $TROPH_i$ είναι το τροφικό επίπεδο του θηρευτή, $TROPH_j$ το τροφικό επίπεδο της λείας και DC_{ij} η ποσοστιαία αναλογία της λείας j στη δίαιτα του θηρευτή i . Ο δείκτης παμφαγίας ισούται με 0, όταν όλες οι λείες ανήκουν στο ίδιο τροφικό επίπεδο, ενώ αυξάνει με την ποικιλότητα των τροφικών επιπέδων των λειών.

10.2.1. Μέθοδοι εκτίμησης τροφικού επιπέδου

Η εκτίμηση του τροφικού επιπέδου γίνεται με άμεσες και έμμεσες μεθόδους (Stergiou & Polunin 2000) που περιγράφονται παρακάτω.

Άμεση εκτίμηση από στοιχεία στομαχικού περιεχομένου

Η εκτίμηση των τροφικών επιπέδων μπορεί να γίνει από τα στοιχεία ανάλυσης του στομαχικού περιεχομένου (Πίνακας 10.1) χρησιμοποιώντας την κατά βάρος (ή όγκο ή θερμιδικό περιεχόμενο) συμμετοχή κάθε λείας στη δίαιτα ενός είδους. Η συχνότητα παρουσίας και η αριθμητική παρουσία δεν αποτελούν γενικά καλούς δείκτες της σχετικής συμμετοχής των διαφόρων τροφικών αντικειμένων στη δίαιτα ενός είδους και η χρήση τους στην εκτίμηση του τροφικού επιπέδου πρέπει να αποφεύγεται (Κεφάλαιο 10.1.3).

Η εκτίμηση του Τροφή με βάση τα παραπάνω στοιχεία στηρίζεται σε μια σειρά παραδοχών (Stergiou & Polunin 2000), όπως ότι έχουν προσδιοριστεί όλα τα κύρια τροφικά αντικείμενα της διαίτας, ότι έχουν ποσοτικοποιηθεί σωστά και ότι επετεύχθη ακριβής εκτίμηση των τροφικών επιπέδων όλων των λειών. Στην πραγματικότητα, υπάρχουν πολλά προβλήματα στην αναγνώριση πολλών οργανισμών (π.χ. ζελατινώδεις ζωοπλαγκτό και θρύμματα) στο στομαχικό περιεχόμενο, οι οποίοι μπορεί παρ' όλα αυτά να παίζουν σημαντικό ρόλο στη διατροφή. Επιπλέον ο βαθμός πέψης κάθε λείας διαφέρει, με αποτέλεσμα οι λείες που τελικά αναγνωρίζονται να είναι αυτές με τον αργότερο ρυθμό πέψης. Πολλά προβλήματα υπάρχουν και στην ποσοτικοποίηση της συμμετοχής των διαφόρων λειών, αφού στην ουσία τα στοιχεία του στομαχικού περιεχομένου δίνουν στιγμιαίες περιγραφές της διατροφής, ενώ τα σαρκοφάγα είδη έχουν τις περισσότερες φορές κενά στομάχια. Τέλος, σημαντική πηγή σφάλματος μπορεί να είναι το γεγονός ότι συχνά τα τροφικά επίπεδα των λειών δεν είναι πάντα γνωστά. Για παράδειγμα, πολλά «ιχθυοβόρα» ψάρια μπορεί να τρέφονται και με ασπόνδυλα, ενώ πολλά «φυτοφάγα» είδη και τα «κωπήποδα» μπορεί να είναι μερικής σαρκοφάγα. Γενικά, τέτοια σφάλματα προκύπτουν λόγω της ομαδοποίησης των ειδών σε ευρείες ομάδες (Stergiou & Polunin 2000).

Οι εκτιμήσεις του ΤΡΟΦΗ μπορούν να γίνουν με το λογισμικό *TrophLab*, με το οποίο μπορεί να υπολογιστεί το τροφικό επίπεδο ενός είδους με ποσοτικά ή ποιοτικά δεδομένα της σύνθεσης της διαίτας του (Tsikliras et al. 2005β).

Άμεση εκτίμηση τροφικών επιπέδων από μοντέλα Ecopath

Τα οικοσυστημικά μοντέλα *Ecopath* προσομοιάζουν τη ροή ενέργειας ανάμεσα στις διάφορες λειτουργικές ομάδες θηρευτών και λειών (Pauly et al. 2000). Στο *Ecopath* γίνεται επίλυση ενός συστήματος γραμμικών εξισώσεων που αντιστοιχούν σε όλες τις λειτουργικές ομάδες του οικοσυστήματος. Έτσι το *Ecopath* μπορεί να χρησιμοποιηθεί και στην εκτίμηση των τροφικών επιπέδων, αλλά χρησιμοποιείται κυρίως για τη βελτίωση των εκτιμήσεων των τροφικών επιπέδων που προκύπτουν από άλλες μεθόδους (Stergiou & Polunin 2000).

Άμεση εκτίμηση τροφικού επιπέδου από ισότοπα

Τα ισότοπα χρησιμοποιούνται επίσης για την εκτίμηση του τροφικού επιπέδου των ψαριών. Η εκτίμηση του τροφικού επιπέδου γίνεται από την εξίσωση (Post et al. 2000, Stergiou & Polunin 2000):

$$TL_{fish} = TL_{ref} + \frac{\delta^{15}N_{fish} - \delta^{15}N_{ref}}{3,4} \quad 10.16$$

όπου TL_{fish} είναι το τροφικό επίπεδο του μελετούμενου είδους, TL_{ref} είναι το τροφικό επίπεδο του οργανισμού ή της βάσης του τροφικού πλέγματος και $\delta^{15}N$ είναι ο δείκτης της σχετικής αφθονίας των σταθερών ισωτόπων του αζώτου, που υπολογίζονται από την εξίσωση:

$$\delta^{15}N = \left(\frac{(^{14}N/^{15}N)_{fish}}{(^{14}N/^{15}N)_{standard}} - 1 \right) \times 10^3 \quad 10.17$$

όπου το «standard» αναφέρεται στον μάρτυρα που χρησιμοποιείται στη φασματομετρία μάζας (mass spectrometry), που είναι το ατμοσφαιρικό άζωτο (N_2) στην περίπτωση των ισωτόπων του αζώτου.

Οι εκτιμήσεις από ισότοπα υπόκεινται και αυτές σε διάφορες παραδοχές και περιορισμούς (Stergiou & Polunin 2000). Για παράδειγμα, για κάθε τροφικό επίπεδο η κλασμάτωση των ισωτόπων μπορεί να διαφέρει και να μην είναι ίση με 3,4, όπως στην εξίσωση 10.16, ο μάρτυρας για τον υπολογισμό του TL_{ref} μπορεί να μην είναι κατάλληλος και το τροφικό του επίπεδο να μην είναι γνωστό (Polunin et al. 2001). Επιπλέον, οι εκτιμήσεις από ισότοπα δεν είναι κατάλληλες για τον εντοπισμό βραχυπρόθεσμων αλλαγών στη δίαιτα των μεγαλόσωμων θηρευτών (Pinnegar & Polunin 2000).

Γενικά, όταν το τροφικό επίπεδο της λείας είναι γνωστό με ακρίβεια, τότε οι εκτιμήσεις του τροφικού επιπέδου από τα ισότοπα και την ανάλυση του στομαχικού περιεχομένου είναι παρόμοιες, όπως έδειξε

η ανάλυση στοιχείων για 75 είδη ψαριών στον Κόλπο της Καλιφόρνιας (Amezcuca et al. 2015). Το ίδιο έχει αποδειχθεί και σε άλλες περιοχές (Pinnegar & Polunin 2000) καθώς και από την εκτίμηση του τροφικού επιπέδου από ισότοπα και από το *Ecopath* (Vander Zanden et al. 1997, Kline & Pauly 1998). Διαφορές ανάμεσα στις δύο μεθόδους υπάρχουν και οι εκτιμήσεις από το στομαχικό περιεχόμενο είναι ανεπαρκείς όταν χρησιμοποιούνται γενικές τιμές για το τροφικό επίπεδο μιας λείας (π.χ. το *TrophLab* δίνει στα ψάρια-λείες πάντα μια γενική μέση τιμή 3,5 αντί για την πραγματική τιμή μιας συγκεκριμένης λείας). Τέλος, η σύγκριση των τροφικών επιπέδων 13 ειδών Μεσογειακών ψαριών που υπολογίστηκαν με ισότοπα και με το *Ecopath* έδειξε ότι είτε το *Ecopath* υπερεκτιμά τα μεγάλα τροφικά επίπεδα είτε ότι η μέθοδος των ισοτόπων υποεκτιμά τα μικρά τροφικά επίπεδα (Pinnegar & Polunin 2000).

Έμμεση εκτίμηση τροφικού επιπέδου από εμπειρικές εξισώσεις

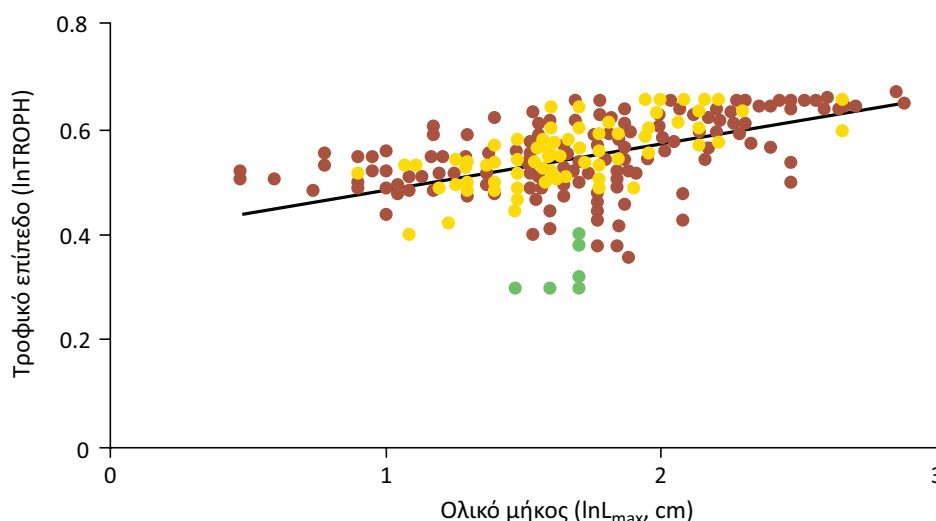
Η μελέτη της διατροφής των ειδών είναι αρκετά χρονοβόρα διαδικασία. Ταυτόχρονα, θα ήταν ιδανικό να υπήρχαν εκτιμήσεις του τροφικού επιπέδου για όσο το δυνατόν περισσότερα είδη ενός οικοσυστήματος, κάτι το οποίο δεν είναι πάντα εφικτό για πολλούς λόγους. Σε αυτές τις περιπτώσεις υπάρχει η δυνατότητα να εκτιμηθούν τα τροφικά επίπεδα διαφόρων ειδών (π.χ. σπάνια είδη χαμηλής αφθονίας, μη εμπορικά είδη) από εμπειρικές εξισώσεις που σχετίζουν το τροφικό επίπεδο με άλλες παραμέτρους, εύκολα μετρήσιμες για πολλά και διαφορετικά είδη. Η πιο εύκολα μετρήσιμη βιολογική παράμετρος είναι το μέγιστο μήκος σώματος (L_{max}) που υπάρχει διαθέσιμο για όλα τα είδη ψαριών (*Fishbase*).

Γενικά το τροφικό επίπεδο στα ψάρια αυξάνει με το μέγεθος (Stergiou & Karpouzi 2002, 2005), ισχύει δηλαδή η ρήση «το μεγάλο ψάρι τρώει το μικρό». Για παράδειγμα, οι Stergiou & Karpouzi (2002), χρησιμοποιώντας το τροφικό επίπεδο (TROPH) και το μέγιστο μήκος σώματος (L_{max}) για 442 αποθέματα Μεσογειακών ψαριών, υπολόγισαν τις παρακάτω σχέσεις:

$$\text{Log(TROPH)} = 0,429 + 0,074\text{Log}(L_{max}) \quad 10.18$$

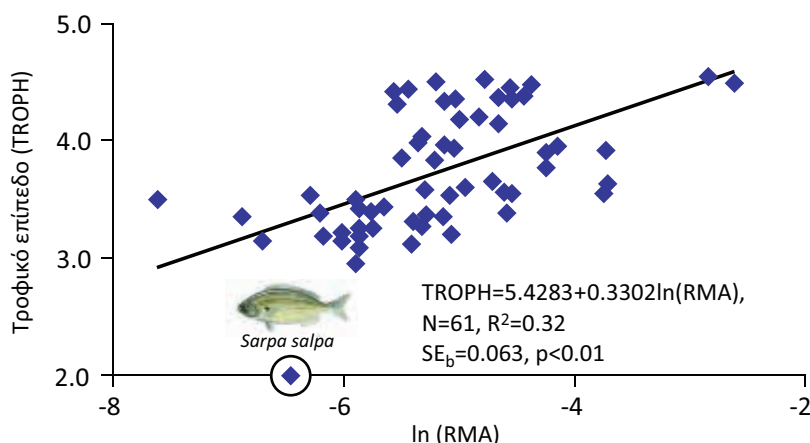
$$\text{Log(μέσου TROPH ανά είδος)} = 0,437 + 0,073\text{Log}(L_{max}) \quad 10.19$$

Στην ανάλυση αυτή δεν ελήφθησαν υπόψη τα αμιγώς φυτοφάγα είδη μαύρη αγριόσαλα (γερμανός) *Siganus luridus*, άσπρη αγριόσαλα *Siganus rivulatus* και σάλπα *Sarpa salpa* (Εικόνα 10.2). Μια άλλη παράμετρος που αναμένει κάποιος να σχετίζεται με το τροφικό επίπεδο είναι το άνοιγμα στόματος, αφού θεωρητικά, όσο μεγαλύτερο είναι το άνοιγμα στόματος τόσο μεγαλύτερες λείες θα καταναλώνει ένα ψάρι, ενώ όσο μεγαλύτερη είναι μια λεία τόσο υψηλότερο είναι το τροφικό της επίπεδο (Karpouzi & Stergiou 2003, Karachle & Stergiou 2011β).



Εικόνα 10.2. Σχέση ανάμεσα στο τροφικό επίπεδο (TROPH) και το μέγιστο μήκος σώματος (L_{max}) για 442 αποθέματα Μεσογειακών ψαριών (Stergiou & Karpouzi 2002, 2005). Με πράσινο τα αμιγώς χορτοφάγα είδη μαύρη αγριόσαλα (γερμανός) *Siganus luridus*, άσπρη αγριόσαλα *Siganus rivulatus* και σάλπα *Sarpa salpa*.

Πράγματι οι Karachle & Stergiou (2011β) βρήκαν ότι η σχέση ανάμεσα στη σχετική επιφάνεια στόματος (RMA) και το TROPH για 61 είδη ψαριών στο βόρειο Αιγαίο είναι γραμμική (Εικόνα 10.3):



Εικόνα 10.3. Σχέση ανάμεσα στη σχετική επιφάνεια στόματος (RMA) και το τροφικό επίπεδο (TROPH) για 61 είδη ψαριών στο βόρειο Αιγαίο (τροποποιημένη από Karachle & Stergiou 2011b).

$$\text{TROPH} = 5,428 + 0,330 \ln(\text{RMA})$$

10.20

Ομοίως, οι Karrouzi & Stergiou (2003) βρήκαν ότι η σχέση ανάμεσα στο τροφικό επίπεδο και τη μέγιστη επιφάνεια στόματος (MA_{\max}) για 18 είδη στις Κυκλάδες είναι ασυμπτωτική:

$$\text{TROPH} = 4,513 (1 - e^{-0,35MA_{\max} + 37,144})$$

10.21

Το μέγεθος του εντέρου επίσης σχετίζεται με τη δίαιτα και είναι γνωστό ότι γενικά το μήκος του εντέρου είναι μεγαλύτερο στα φυτοφάγα και παμφάγα είδη, γιατί τρέφονται με λείες που είναι σχετικά δύσκολες στην πέψη, απ' ότι στα σαρκοφάγα είδη (Ward-Campbell et al. 2005, Karachle & Stergiou 2010α,β). Έτσι, αναμένουμε θεωρητικά να υπάρχει μια σχέση ανάμεσα στο σχετικό μήκος του εντέρου (RGL) και το τροφικό επίπεδο. Πράγματι η συλλογή των διαθέσιμων στοιχείων για 229 αποθέματα από τους Karachle & Stergiou (2010β) έδειξε ότι:

$$\ln(\text{TROPH}) = 0,485 - 0,1444 \ln(\text{RGL})$$

10.22

Όπως αναφέρθηκε στην εισαγωγή, η *FishBase* είναι η πιο σημαντική πηγή στοιχείων για διάφορες βιολογικές παραμέτρους των ψαριών, ανάμεσα στις οποίες είναι και το τροφικό επίπεδο. Όμως, οι εκτιμήσεις του τροφικού επιπέδου που παρέχονται από την *FishBase* είναι γενικές και επειδή, όπως αναφέρθηκε παραπάνω, το τροφικό επίπεδο διαφέρει χωροχρονικά, είναι πιθανόν οι εκτιμήσεις αυτές να μην ανταποκρίνονται απόλυτα σε αυτές των ψαριών μιας συγκεκριμένης περιοχής.

Οι Karachle & Stergiou (2006) υπολόγισαν τα τροφικά επίπεδα 76 ειδών ψαριών στον Θερμαϊκό Κόλπο ($\text{TROPH}_{\Theta\epsilon\rho\mu}$) και τα σύγκριναν με τα γενικά τροφικά επίπεδα της *FishBase* (TROPH_{FB}). Από τη σύγκριση αυτή προέκυψε η παρακάτω στατιστικά σημαντική σχέση:

$$\text{TROPH}_{\Theta\epsilon\rho\mu} = 1,2392 + 0,6459 \text{TROPH}_{\text{FB}}$$

10.23

Από την εξίσωση 10.23 είναι φανερό ότι υπάρχει πολύ ισχυρή συσχέτιση μεταξύ του πραγματικού τροφικού επιπέδου των ψαριών του Θερμαϊκού Κόλπου και των εκτιμήσεων της *FishBase*, δηλαδή η τελευταία δίνει ικανοποιητικές εκτιμήσεις του τροφικού επιπέδου για τα είδη μιας περιοχής. Επιπλέον, η εξίσωση 10.23 μπορεί να χρησιμοποιηθεί για τη «διόρθωση» των εκτιμήσεων της *FishBase*. Για παράδειγμα, αν ένα είδος ψαριού του Θερμαϊκού που δεν ανήκει στα 75 είδη που μελέτησαν οι Karachle & Stergiou (2006) έχει τροφικό επίπεδο 4 στη *FishBase* τότε από την εξίσωση 10.23 προκύπτει ότι το τροφικό του επίπεδο στο Θερμαϊκό θα κυμαίνεται μεταξύ 3,73 και 3,91 (το τυπικό σφάλμα της κλίσης της εξίσωσης είναι $\pm 0,09$).

10.2.2. Ενδοειδική διαφοροποίηση τροφικού επιπέδου

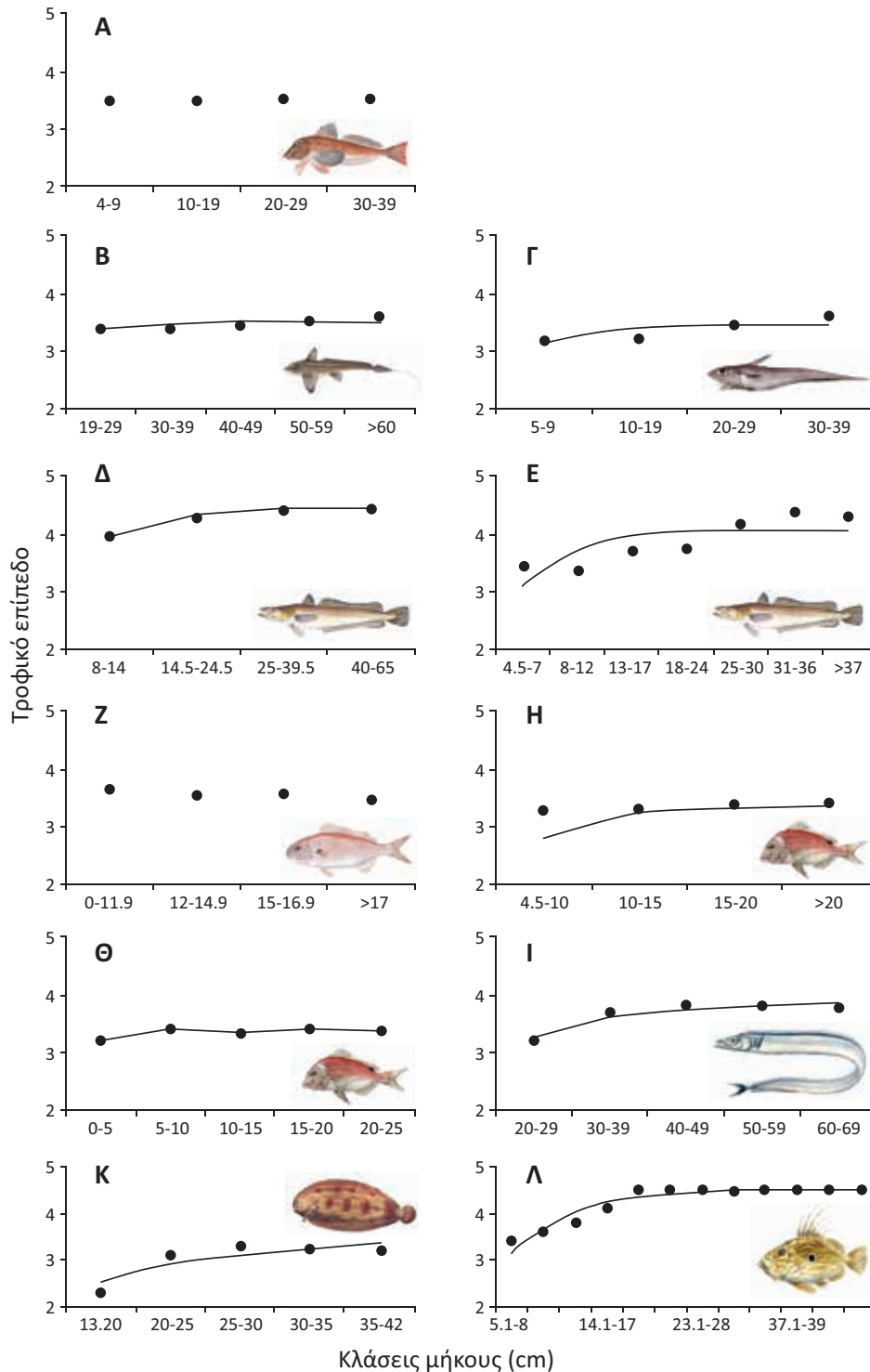
Το τροφικό επίπεδο ενός είδους δεν είναι σταθερό. Γενικά, με εξαίρεση τα αμιγώς φυτοφάγα είδη και πολλά μικρόσωμα, ζωοπλακτοφάγα είδη ψαριών που καταναλώνουν σχεδόν αποκλειστικά λείες μικρού μεγέθους, το τροφικό επίπεδο αυξάνει όσο ένα ψάρι μεγαλώνει σε μέγεθος, κάτι που όπως είδαμε ισχύει και διαειδικά (Εικόνα 10.2).

Θεωρητικά, η σχέση του τροφικού επιπέδου με τη μέση τιμή των διαφόρων κλάσεων μήκους ενός οργανισμού είναι συνήθως ασυμπτωτική (Cortés 1999, Stergiou & Karpouzi 2002) και υπολογίζεται με βάση την εξίσωση (Εικόνα 10.4):

$$TROPH_{L_i} = TROPH_{L_{\infty}} (1 - e^{-KL_i})$$

10.24

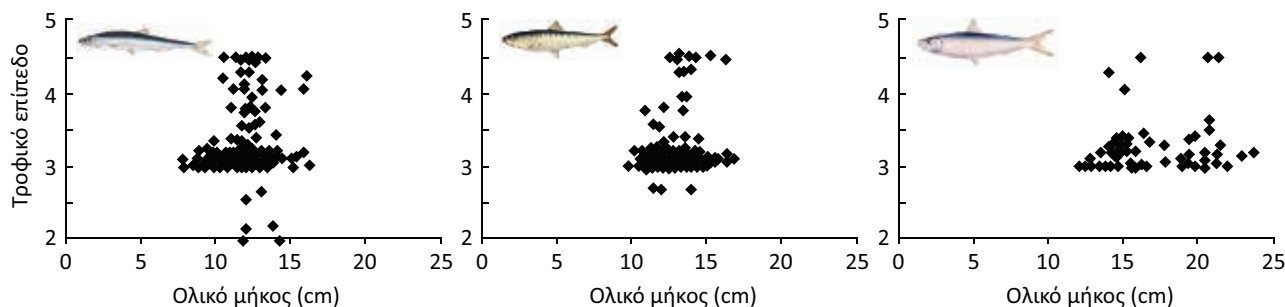
όπου $Troph_{L_i}$ είναι το τροφικό επίπεδο σε μήκος L_i , $Troph_{L_{\infty}}$ είναι το ασυμπτωτικό τροφικό επίπεδο και K ο ρυθμός με τον οποίο προσεγγίζεται το $Troph_{L_{\infty}}$.



Εικόνα 10.4. Σχέση ανάμεσα στο τροφικό επίπεδο ($TROPH$) και στο μήκος σώματος (μέσω κλάσης μήκους σε cm) για διάφορα είδη ψαριών σε διαφορετικές περιοχές της Μεσογείου: (Α) λυροκαπόνι *Trigla lyra*, (Β) χίμαιρα *Chimaera monstrosa*, (Γ) ανοιχτόρυγχος γρεναδιέρος *Coelorinchus caelorhincus*, (Δ) μπακαλιάρος *Merluccius merluccius*, (Ε) μπακαλιάρος *Merluccius merluccius*, (Ζ) μουσμούλι *Pagellus carnea*, (Η) λυθρίνι *Pagellus erythrinus*, (Θ) λυθρίνι *Pagellus erythrinus*, (Ι) σπαθόψαρο *Lepidorus caudatus*, (Κ) γλώσσα *Solea solea* και (Λ) χριστόψαρο *Zeus faber* (τροποποιημένη από Stergiou & Karpouzi 2002).

Από την εικόνα 10.4 είναι φανερό ότι το τροφικό επίπεδο μπορεί να αλλάζει από περίπου 0,2 έως 1,5 μονάδες στη διάρκεια της ζωής ενός είδους. Πολλές φορές βέβαια η σχέση αυτή μπορεί να είναι γραμμική ή άλλης μορφής. Το τροφικό επίπεδο διαφέρει και ανάμεσα στα άτομα που πιάστηκαν σε μία ή περισσότερες δειγματοληψίες. Το ατομικό τροφικό επίπεδο του γαύρου *Engraulis encrasicolus*, της σαρδέλας *Sardina pilchardus* και της φρίσσας *Sardinella aurita* στο βόρειο Αιγαίο κυμαίνεται από περίπου 2,5 έως 4,5, παρόλο που για τα περισσότερα άτομα είναι περίπου 3 (Εικόνα 10.5).

Η διαφοροποίηση αυτή σχετίζεται αφενός με το ότι όλα τα άτομα δεν έχουν το ίδιο μήκος όπως αναφέρθηκε παραπάνω, και αφετέρου η σχετική αναλογία των διαφόρων λειών που καταναλώθηκε από κάθε άτομο δεν είναι πάντα η ίδια, αλλά αλλάζει ανάλογα με την ώρα, το βάθος, την περιοχή και την εποχή της δειγματοληψίας.



Εικόνα 10.5. Ατομικό τροφικό επίπεδο του γαύρου *Engraulis encrasicolus* (πάνω), της σαρδέλας *Sardina pilchardus* (μέση) και της φρίσσας *Sardinella aurita* (κάτω) στο βόρειο Αιγαίο (τροποποιημένη από Karachle & Stergiou 2014).

Το τροφικό επίπεδο διαφέρει σημαντικά και από εποχή σε εποχή (Karachle & Stergiou 2008). Το τροφικό επίπεδο διαφέρει επίσης ανάλογα με το φύλο, αλλά έρευνα με βάση τα στοιχεία για 76 είδη από το βόρειο Αιγαίο (Karachle & Stergiou 2008) έδειξε ότι οι διαφορές αυτές είναι πολύ μικρές σε σχέση με τις εποχικές διαφορές. Έτσι, η μέση διαφορά μεταξύ του ελάχιστου και μέγιστου εποχικού τροφικού επιπέδου ήταν 0,45 και για το 28,8% των ειδών η διαφορά αυτή ήταν μεγαλύτερη από το σταθερό σφάλμα του τροφικού επιπέδου των ειδών που εξετάστηκαν. Αντίθετα, στην περίπτωση του φύλου, η μέση διαφορά μεταξύ του τροφικού επιπέδου των αρσενικών και θηλυκών ατόμων ανά είδος ήταν μόλις 0,18 και μόνο για το 6,6% των ειδών η διαφορά αυτή ήταν μεγαλύτερη από το σταθερό σφάλμα του τροφικού επιπέδου του είδους. Έτσι, οι έρευνες στην ανάλυση του στομαχικού περιεχομένου θα πρέπει να εστιάζονται κυρίως στην εποχική διαφοροποίηση και όχι τόσο στη φυλετική διαφοροποίηση της διαίτας.

Τέλος, το τροφικό επίπεδο διαφέρει επίσης και από έτος σε έτος και από περιοχή σε περιοχή (Stergiou & Karrouzi 2002, 2005). Για παράδειγμα το τροφικό επίπεδο της κουτσομούρας *Mullus barbatus* στη Μεσόγειο κυμαίνεται από 2,79 έως 3,57, περισσότερο δηλαδή από όσο κυμαίνεται αυτό του μπαρμπουνιού *Mullus surmuletus* (από 3,16 έως 3,58), ανάλογα με την περιοχή (Πίνακας 10.2).

Πίνακας 10.2. Το τροφικό επίπεδο (TROPH) της κουτσομούρας *Mullus barbatus* και του μπαρμπουνιού *Mullus surmuletus* σε διάφορες περιοχές της Μεσογείου (από Stergiou & Karrouzi 2002, 2005). SE= σταθερό σφάλμα.

ΕΙΔΟΣ	TROPH	SE	ΕΙΔΟΣ	TROPH	SE
Θρακικό πέλαγος	2,79	0,36	Σικελία	3,29	0,43
Κρήτη	3,48	0,53	Κόλπος Παλέρμο	3,44	0,49
Ιόνιο Πέλαγος	3,20	0,38	Κρήτη	3,38	0,49
Θερμαϊκός Κόλπος	3,42	0,51	Σικελία	3,20	0,42
Κορινθιακός Κόλπος	3,14	0,33	Κόλπος Μασσαλίας	3,30	0,53
Αμβρακικός Κόλπος	3,30	0,47	Κρήτη	3,53	0,56
Σαρωνικός Κόλπος	3,31	0,42	Βόρειο Αιγαίο	3,53	0,56
Κόλπος Castellamare	3,10	0,38	Βόρεια Κρήτη	3,58	0,58
ΝΑ Μεσόγειος	3,57	0,57	Σικελία	3,16	0,36

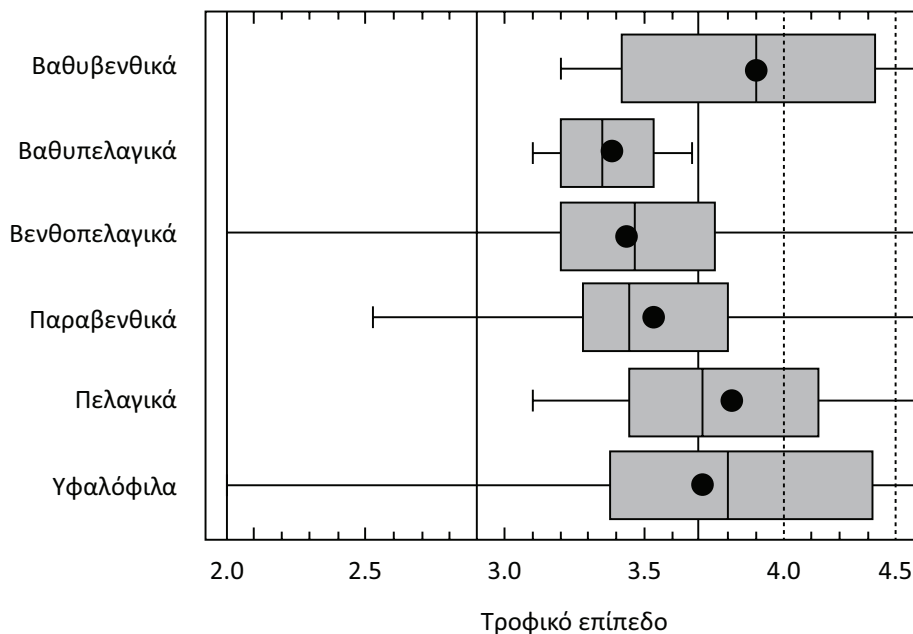
Αδριατική Θάλασσα	3,30	0,43	Κορσική	3,51	0,54
Μέγιστο	3,57			3,58	
Ελάχιστο	2,79			3,16	
Μέσο	3,27			3,38	

10.2.3. Εύρος τροφικών επιπέδων στα θαλάσσια οικοσυστήματα

Το κλασματικό τροφικό επίπεδο στα θαλάσσια οικοσυστήματα κυμαίνεται από 1 έως 5,5. Το *φυτοπλαγκτό* έχει εξ ορισμού τροφικό επίπεδο 1, επειδή φωτοσυνθέτει. Τα τροφικά επίπεδα των ζωοπλαγκτικών ομάδων γενικά κυμαίνονται από 2 έως 3,5. Τα κωπήποδα έχουν χαμηλότερο τροφικό επίπεδο απ' ό,τι το μακρο-ζωοπλαγκτό, τα *ευφασεώδη*, τα *δεκάποδα* και το επιβένθος, ενώ το ζελατινώδες πλαγκτό τρέφεται κυρίως με μικροζωοπλαγκτό (Polunin et al. 2001).

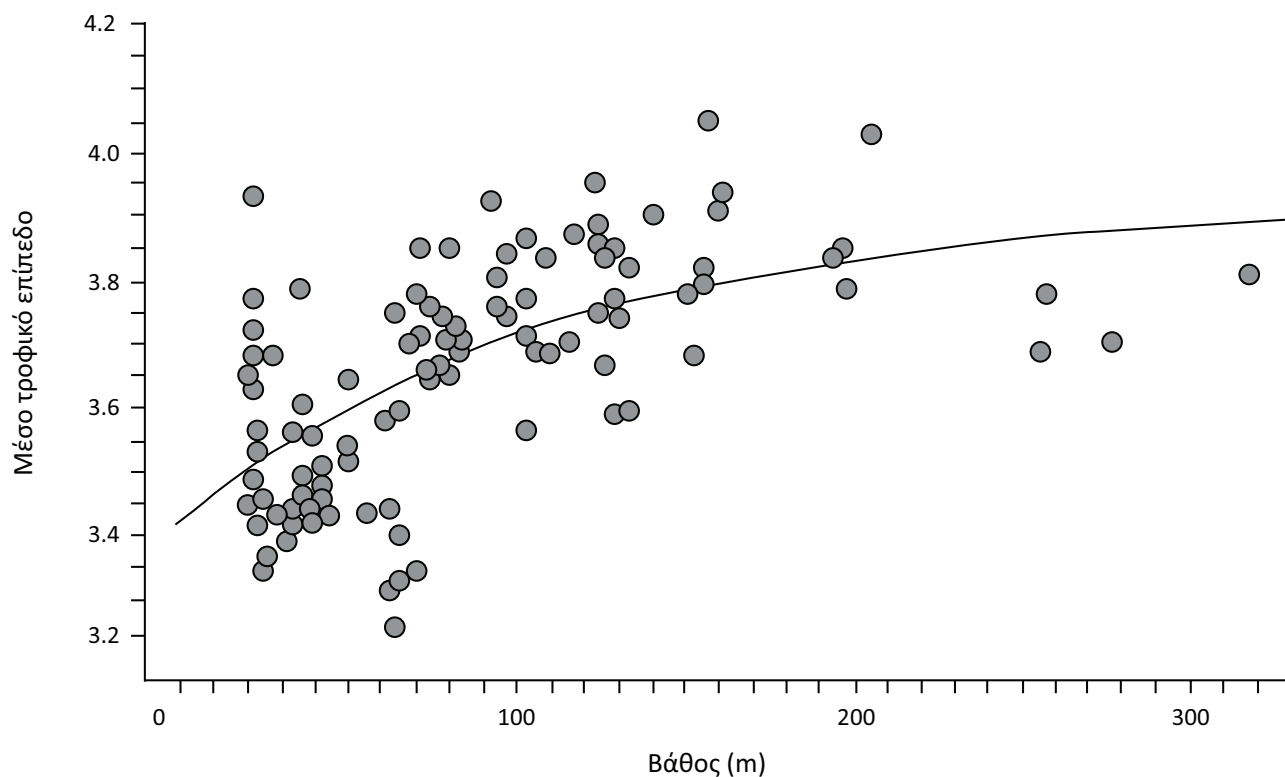
Τα ψάρια έχουν τροφικό επίπεδο που κυμαίνεται από 2 για αυτά που τρέφονται με *φυτοπλαγκτό* ή/και *φύκη* (π.χ. σάλπα *Sarpa salpa*) ή θρύμματα (π.χ. κέφαλος *Mugil cephalus*) έως 4,5, για πολύ μεγάλα σε μέγεθος ψαροφάγα είδη, όπως ο ερυθρός τόννος *Thunnus thynnus*, ο μεγάλος λευκός καρχαρίας *Carcharodon carcharias* και ο ξιφίας *Xiphias gladius*. Τα ενδιάμεσα στάδια περιλαμβάνουν ζωοπλαγκτοφάγους οργανισμούς με τροφικό επίπεδο περίπου 3 (μελανούρι *Oblada melanura*), παμφάγους με προτίμηση σε λεία ζωικής προέλευσης με τροφικό επίπεδο περίπου 3,5 (βλάχος *Polyprion americanus*) και αμιγώς ψαροφάγους με τροφικό επίπεδο υψηλότερο από 4 (συναγρίδα *Dentex dentex*) (Stergiou & Karpouzi 2002). Παρόμοιο είναι και το εύρος των τροφικών επιπέδων των ψαριών των εσωτερικών νερών. Για παράδειγμα, η ανασκόπηση στοιχείων διατροφής για 80 αποθέματα ψαριών της Βαλκανικής Χερσονήσου που αντιστοιχούσαν σε 45 είδη και η εκτίμηση των τροφικών τους επιπέδων έδειξε ότι τα τροφικά επίπεδα κυμάνθηκαν από 2 για την τσερούκλα *Scardinius acarnanicus*, η οποία καταναλώνει αποκλειστικά υδρόβια φυτά και φυτοπλαγκτό, έως 4,5 για το ποταμολάβρακο *Sander lucioperca*, το οποίο θηρεύει αποκλειστικά ψάρια (Μπόμπορη et al. 2010).

Το τροφικό επίπεδο των ψαριών διαφέρει ανάλογα με το ενδιαίτημα και είναι μεγαλύτερο για τα **βαθυ-βενθοπελαγικά ψάρια**, τα πελαγικά ψάρια και τα **υφαλόφιλα** είδη (Εικόνα 10.6). Το τροφικό επίπεδο αυξάνει επίσης με το βάθος (Εικόνα 10.7), αφού γενικά στα μεγάλα βάθη τα περισσότερα ψάρια είναι σαρκοφάγα. Τέλος, το τροφικό επίπεδο είναι μεγαλύτερο για τα εμπορικά είδη, γεγονός που δηλώνει ότι τα μη εμπορικά είδη είναι γενικά μικρότερα σε μέγεθος (Lamprakis et al. 2008).



Εικόνα 10.6. Θηκογράμματα του τροφικού επιπέδου των Μεσογειακών ψαριών με το ενδιαίτημα. Το παραλληλόγραμμο καλύπτει το 50% των τιμών, οι οριζόντιες γραμμές δείχνουν το εύρος των τιμών, η κατακόρυφη γραμμή μέσα στο κουτί δείχνει το διάμεσο τροφικό επίπεδο και η μαύρη βούλα το μέσο τροφικό επίπεδο. Το ενδιαίτημα λαμβάνεται σύμφωνα με την *FishBase*. Οι κάθετες γραμμές δείχνουν τις λειτουργικές ομάδες που παρουσιάζονται παρακάτω, στην εικόνα 10.10 (τροποποιημένη από Stergiou & Karpouzi 2002).

Όμως, εκτός από τα ψάρια στα θαλάσσια οικοσυστήματα υπάρχουν και άλλοι μη πλαγκτικοί ζωικοί οργανισμοί, όπως τα κεφαλόποδα, τα θαλάσσια θηλαστικά, οι χελώνες και τα θαλασσοπούλια. Όσον αφορά τα κεφαλόποδα, στη Μεσόγειο αυτά έχουν τροφικό επίπεδο που κυμαίνεται από 2,4 για τη σουπιά *Sepia officinalis* (Vinagre et al. 2012) έως 4,1 για το καλαμάρι *Loligo vulgaris* (Carlier et al. 2007) και το θράψαλο *Illex coindetii* με τα περισσότερα είδη να έχουν τροφικά επίπεδα >3,1 (μέσο και διάμεσο τροφικό επίπεδο 3,70 και 3,61 αντίστοιχα: *SeaLife Base*).















Εικόνα 10.7. Σχέση ανάμεσα στο μέσο τροφικό επίπεδο των συλλήψεων και το βάθος στο Θρακικό πέλαγος (τροποποιημένη από Lamprakis et al. 2008).

Τα θαλάσσια θηλαστικά στη Μεσόγειο έχουν τροφικό επίπεδο που κυμαίνεται από 3,2 για την πτεροφάλινα *Balaenoptera physalus* που τρέφεται με ζωπλαγκτό (κρυλ) έως 5,5 για την όρκα *Orcinus orca*, έναν εξειδικευμένο θηρευτή άλλων θαλάσσιων θηλαστικών όπως οι φώκιες (Εικόνα 10.8, Kaschner et al. 2004). Τα περισσότερα όμως θαλάσσια θηλαστικά έχουν τροφικό επίπεδο που κυμαίνεται μεταξύ 4,3 και 4,7, όπως το κοινό δελφίνι *Delphinus delphis*, ο ζιφιός *Ziphius cavirostris*, η φώκαινα *Phocoena phocoena*, το ρινοδέλφιο *Tursiops truncatus* και το ζωνοδέλφιο *Stenella coeruleoalba* (Εικόνα 10.8). Ένα άλλο θηλαστικό επίσης κορυφαίος θηρευτής είναι η πολική αρκούδα *Ursus maritimus* που τρέφεται σχεδόν αποκλειστικά με θαλάσσια θηλαστικά αλλά και η καφέ αρκούδα *Ursus arctos* που τρέφεται με σολομούς του γένους *Oncorhynchus*, πέστροφες του γένους *Salmo* και άλλα ψάρια.

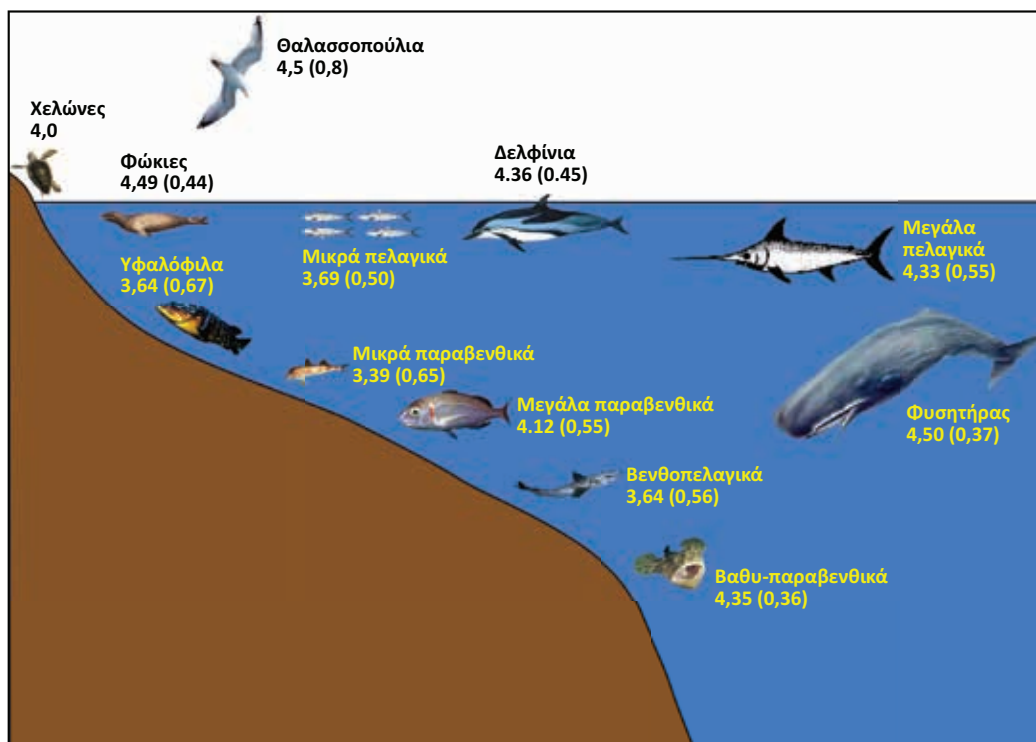
Οι θαλάσσιες χελώνες έχουν γενικά τροφικά επίπεδα που κυμαίνονται από περίπου 2, για τις φυτοφάγες χελώνες, όπως η πρασινοχελώνα *Chelonia mydas*, που τρέφεται κυρίως με φυτά, έως 4-5, όπως η καρέτα *Caretta caretta*, που είναι σαρκοφάγο είδος και τρέφεται κυρίως με μαλάκια και καρκινοειδή, ενώ η δερμοχελώνα *Dermochelys coriacea*, που τρέφεται με ζελατινώδεις οργανισμούς, βρίσκεται σε ενδιάμεσα τροφικά επίπεδα (Godley et al. 1998, Stergiou & Karpouzi 2002).

Τέλος, όσον αφορά τα θαλασσοπούλια, η Karpouzi (2005) εκτίμησε το τροφικό επίπεδο 351 ειδών από όλο τον κόσμο και βρήκε ότι τα τροφικά τους επίπεδα κυμαίνονται από 2,7 έως 4,9, ενώ τα διαφορετικά είδη χωρίζονται σε δύο κύριες λειτουργικές ομάδες: (α) αυτά με τροφικά επίπεδα από 2,7 έως 3,7 (μέσο τροφικό επίπεδο 3,44) που τρέφονται με *κωπήποδα* και άλλα καρκινοειδή και (β) αυτά με τροφικά επίπεδα από 3,7 έως 4,9 (μέσο τροφικό επίπεδο 4,21) που τρέφονται κυρίως με ψάρια και καλαμάρια.

Μια συνοπτική εικόνα της κατανομής των τροφικών επιπέδων στις ελληνικές θάλασσες (αλλά που γενικά ισχύει και για τη Μεσόγειο) παρουσιάζεται στην εικόνα 10.9.

	Είδος	TROPH	Εύρος	SE
	<i>Balaenoptera physalus</i>	3.23	3.20-3.20	0.03
	<i>Stenella coeruleoalba</i>	4.36	3.50-4.60	0.07
	<i>Monachus monachus</i>	4.40	4.29-4.50	0.06
	<i>Ziphius cavirostris</i>	4.46	4.38-4.50	0.04
	<i>Grampus griseus</i>	4.46	4.39-4.50	0.03
	<i>Globicephala melas</i>	4.50	-	-
	<i>Hyperoodon ampullatus</i>	4.50	-	-
	<i>Physeter macrocephalus</i>	4.50	-	-
	<i>Delphinus delphis</i>	4.53	4.50-4.60	0.03
	<i>Phocoena phocoena</i>	4.62	4.43-4.80	0.19
	<i>Tursiops truncatus</i>	4.71	4.43-4.92	0.10
	<i>Orcinus orca</i>	5.50	-	-

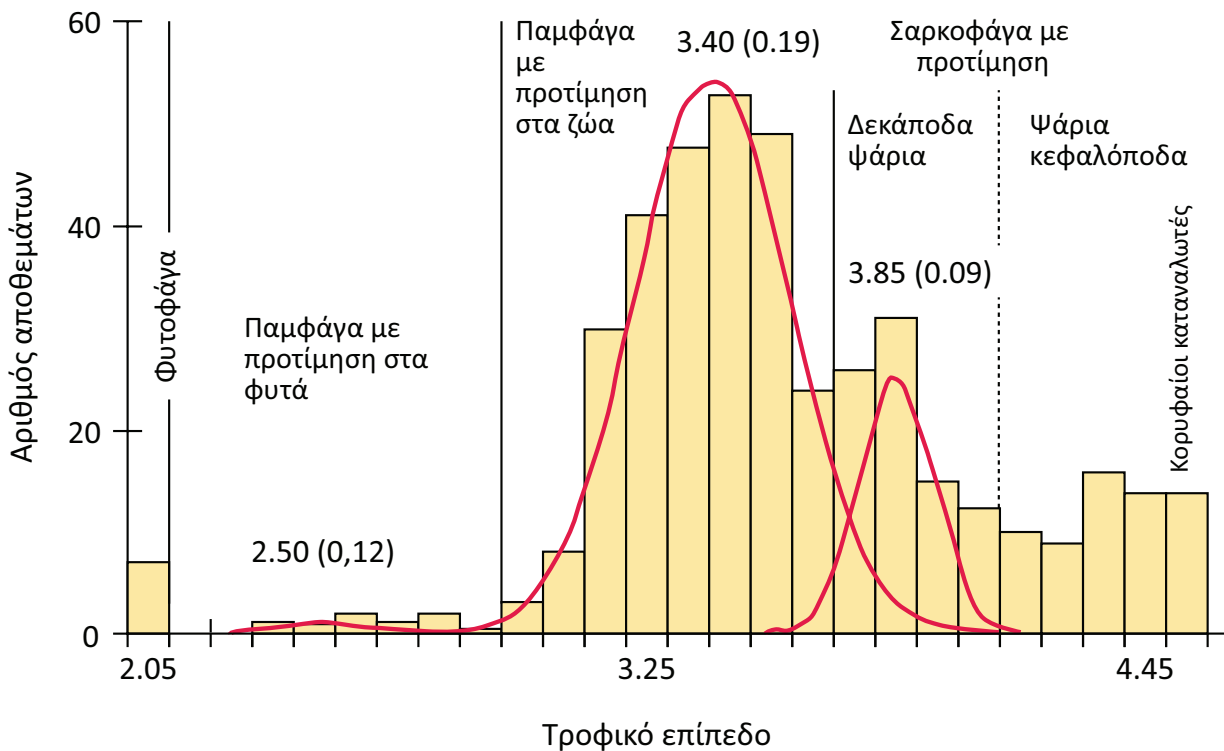
Εικόνα 10.8. Τα θαλάσσια θηλαστικά της Μεσογείου και το τροφικό επίπεδό τους (TROPH) (τροποποιημένη από Kaschner et al. 2004). SE=σταθερό σφάλμα.



Εικόνα 10.9. Διάφορες ομάδες θαλάσσιων ζώων και τα μέσα τροφικά τους επίπεδα (σε παρένθεση το σταθερό σφάλμα) (τροποποιημένο από Stergiou & Karrouzi 2005).

10.2.4. Τροφικές λειτουργικές ομάδες

Η εκτίμηση των τροφικών επιπέδων για όσο το δυνατό περισσότερα είδη σε ένα οικοσύστημα δίνει τη δυνατότητα να οριστούν λειτουργικές ομάδες ειδών, οι οποίες θα ληφθούν υπόψη για την αλιευτική διαχείριση στο πλαίσιο του οικοσυστήματος. Έτσι, οι Stergiou & Karrouzi (2002, 2005) στα άρθρα ανασκόπησης σχετικά με τη δίαιτα και τα τροφικά επίπεδα των Μεσογειακών ψαριών αναγνώρισαν τέσσερις βασικές λειτουργικές ομάδες, κάθε μια από τις οποίες έχει διαφορετικό εύρος και μέσο τροφικό επίπεδο: (α) τα φυτοφάγα είδη, (β) τα παμφάγα είδη με προτίμηση στα φυτά, (γ) τα παμφάγα είδη με προτίμηση στα ζώα και (δ) τα σαρκοφάγα είδη που χωρίζονται σε δύο υποομάδες σε αυτά με προτίμηση τα δεκάποδα και τα ψάρια και σε αυτά με προτίμηση τα ψάρια και τα κεφαλόποδα (Εικόνα 10.10). Τα είδη με τροφικό επίπεδο μεγαλύτερο από 4,2-4,3 είναι οι κορυφαίοι καταναλωτές (Εικόνα 10.10).

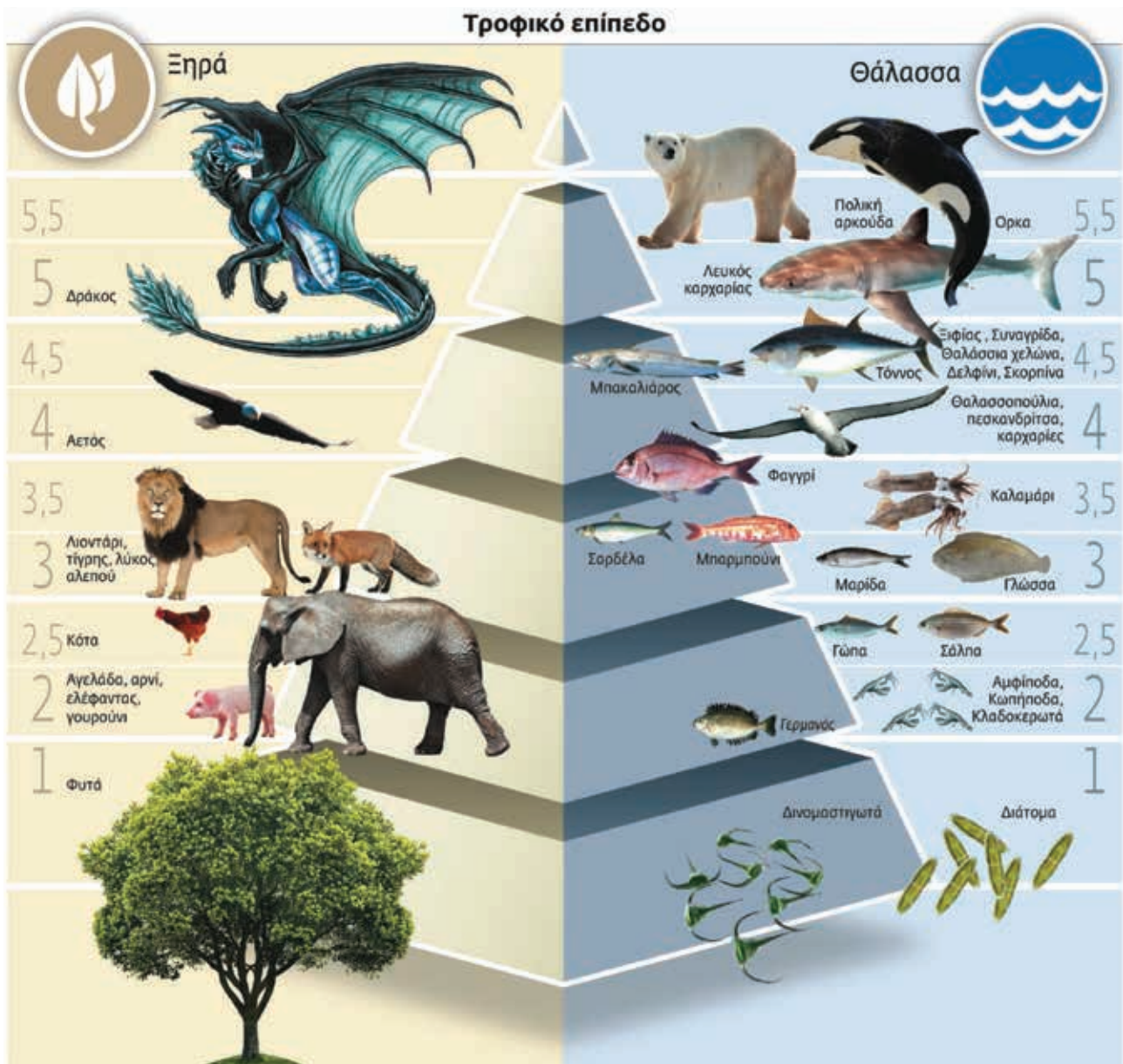


Εικόνα 10.10. Οι βασικές λειτουργικές ομάδες των Μεσογειακών ψαριών (τροποποιημένη από Stergiou & Karrouzi 2002, 2005).

10.2.5. Άνθρωπος, τροφικά επίπεδα, κατανάλωση και διαχείριση

Ο άνθρωπος τρέφεται με χερσαία ζώα που έχουν τροφικό επίπεδο από 2 (π.χ. αρνιά, κατσίκια, αγελάδες, γουρούνια) έως 2,5 (πουλερικά) (Εικόνα 10.11). Το μέσο ψάρι που καταναλώνει ο άνθρωπος έχει τροφικό επίπεδο 3,5, ενώ τα μεγάλα ψάρια που έχουν και την προτίμηση του καταναλωτή, όπως ο ξιφίας *Xiphias gladius* και ο τόννος *Thunnus thynnus*, έχουν τροφικό επίπεδο 4,5. Το αντίστοιχο του ξιφία και τόννου σε χερσαία ζώα θα ήταν ένας δράκος που αν υπήρχε θα έτρωγε λιοντάρια *Panthera leo* και τίγρεις *Panthera tigris* (Εικόνα 10.11)!

Για να κατανοήσουμε τι σημαίνει αυτό, πρέπει να λάβουμε υπόψη ότι μόνο το 10% της ενέργειας των φυτών, τα οποία βρίσκονται στη βάση της τροφικής πυραμίδας, μεταφέρεται στο αμέσως παραπάνω επίπεδο, στα ζώα που τρώνε τα φυτά, και από εκεί πάλι μόνο το 10% πηγαίνει στο αμέσως επόμενο και ούτω καθεξής. Αν λοιπόν φάμε 1.000 τόνους λιοντάρι *Panthera leo* – ή κάτι που βρίσκεται στο τροφικό επίπεδο 3 – θα είναι σαν να έχουμε φάει 10.000 τόνους αρνί, που βρίσκεται στο 2, και 100.000 τόνους φυτά. Αν μεταφέρουμε αυτή τη σχέση στα ψάρια, τρώγοντας 1.000 τόνους ξιφία *Xiphias gladius* ή τόννο *Thunnus thynnus* είναι σαν να τρώμε 10.000 τόνους φαγγρί *Pagrus pagrus*, 100.000 τόνους αθερίνα *Atherina boyeri* και 1 εκατομμύριο τόνους λαχανικά και φρούτα αντίστοιχα! Αυτό σημαίνει ότι καταναλώνοντας τα ψάρια στις ποσότητες που συνηθίζουμε να τα καταναλώνουμε (περίπου 100.000.000 τόνοι ψαριών αφαιρούνται κάθε έτος από την αλιεία: Κεφάλαιο 2) επιφέρουμε μεγάλη ανισορροπία στο θαλάσσιο οικοσύστημα.



Εικόνα 10.11. Σύγκριση τροφικών επιπέδων στα χερσαία και θαλάσσια οικοσυστήματα (τροποποιημένη από ΒΗΜΑ SCIENCE, με βάση την ιδέα του Κ.Ι. Στεργίου).

Στην παραπάνω αντίληψη υπάρχει, όπως συμβαίνει σε πολλές περιπτώσεις στην οικολογία, και μια δι-αφορετική προσέγγιση. Σύμφωνα με αυτήν η σταθμεύουσα συγκομιδή των ειδών (δηλαδή οι βιομάζες των ειδών που υπάρχουν μία δεδομένη στιγμή) είναι αντίστροφη πυραμίδα λόγω της υψηλής παραγωγικότητας στην θάλασσα. Δηλαδή η παραγωγικότητα του φυτοπλαγκτού και ζωοπλαγκτού στη μονάδα του χρόνου είναι μεγάλη και δεν αποτυπώνεται στην ποσότητα της βιομάζας που καταμετρούμε μία χρονική στιγμή. Στην πραγματικότητα η παραγωγικότητα στη θάλασσα είναι σε θέση να συντηρήσει πολύ μεγαλύτερο αριθμό θη-ρευτών, με πολύ υψηλότερα τροφικά επίπεδα, από ό,τι θα αναμενόταν από την σταθμεύουσα συγκομιδή, με βάση τα πρότυπα που παρατηρούνται στην ξηρά. Αυτός είναι και ο λόγος που διαχρονικά και παγκοσμίως τα μοναδικά κοινά σαρκοφάγα που συμπεριλάμβανε ο άνθρωπος στη διατροφή του ήταν τα ψάρια και τα θαλασσινά. Αυτό ταυτόχρονα απαιτεί μια διαφορετική και πιο προσεκτική διαχείριση των θαλάσσιων δια-τροφικών πόρων.

10.3. Χρήσεις τροφικού επιπέδου

Η εκτίμηση του τροφικού επιπέδου είναι ιδιαίτερα χρήσιμη, γιατί το τροφικό επίπεδο αντανακλά την πολυ-πλοκότητα, συμπεραλαμβανομένης της βιοποικιλότητας, σχετίζεται με το μέγεθος των οργανισμών, και έτσι έμμεσα με τη γονιμότητα και το εύρος της νεοσυλλογής, και αντανακλά διάφορους άλλους τύπους καταπό-

νησης (Stergiou & Polunin 2000). Στην ουσία η χρήση του κλασματικού τροφικού επιπέδου αποκάλυψε την κρυμμένη επίδραση της αλιείας στα θαλάσσια οικοσυστήματα: τη συρρίκνωση των θαλάσσιων τροφικών πλεγμάτων (Pauly et al. 1998α). Πρόκειται για τη βαθμιαία μείωση του μεγέθους των θαλάσσιων οργανισμών στην αλιευτική παραγωγή και το οικοσύστημα, εξαιτίας της επιλεκτικής αφαίρεσης από την αλιεία των μεγαλόσωμων ατόμων, κάτι που ισχύει τόσο διαειδικά, όσο και ενδοειδικά (περιγράφεται στο Κεφάλαιο 5). Έτσι, και με ξεκίνημα την αλιευτική ταπείνωση, άρχισε η ευρεία χρήση του κλασματικού τροφικού επιπέδου στην αλιευτική βιολογία με σκοπό την εξέταση μεγάλης κλίμακας οικολογικών υποθέσεων (Stergiou & Tsikliras 2011). Με βάση το κλασματικό τροφικό επίπεδο αναπτύχθηκαν διάφοροι δείκτες, γνωστοί ως τροφοδυναμικοί, που σχετίζονται με τη διαχείριση των αποθεμάτων (Τσικληρας & Στεργίου 2016).

10.3.1. Τροφοδυναμικοί δείκτες

Οι **τροφοδυναμικοί δείκτες** (trophodynamic indicators) χρησιμοποιούνται στην αλιευτική έρευνα με σκοπό τη μέτρηση των αλληλεπιδράσεων μεταξύ των διαφορετικών οργανισμών ενός οικοσυστήματος και των δομικών αλλαγών που πραγματοποιούνται στο οικοσύστημα ως αποτέλεσμα της εκμετάλλευσης από τον άνθρωπο (Cury et al. 2005).

Από τους 45 δείκτες που έχουν χρησιμοποιηθεί και ικανοποιούν τα παραπάνω κριτήρια, οι 6 είναι ιδιαίτερα εύχρηστοι και αποτυπώνουν ξεκάθαρα πρότυπα και τάσεις στο επίπεδο του οικοσυστήματος (Rice & Rochet 2005). Μερικοί από αυτούς είναι:

- η πρωτογενής παραγωγή που απαιτείται για να υποστηρίξει την αλιεία (Pauly & Christensen 1995),
- η αναλογία βιομάζας παραβενθικών-πελαγικών ειδών (Tsikliras & Stergiou 2007),
- η αναλογία παραγωγής ή κατανάλωσης και θνησιμότητα εξαιτίας της θήρευσης (Bax 1991, Jarre et al. 1991),
- η διακύμανση του τροφικού επιπέδου των αλιευμάτων (Pauly et al. 1998α),
- ο δείκτης αλιευτικής ισορροπίας (Pauly et al. 2000) και
- η μικτή τροφική επίδραση (Ulanowicz & Puccia 1990).

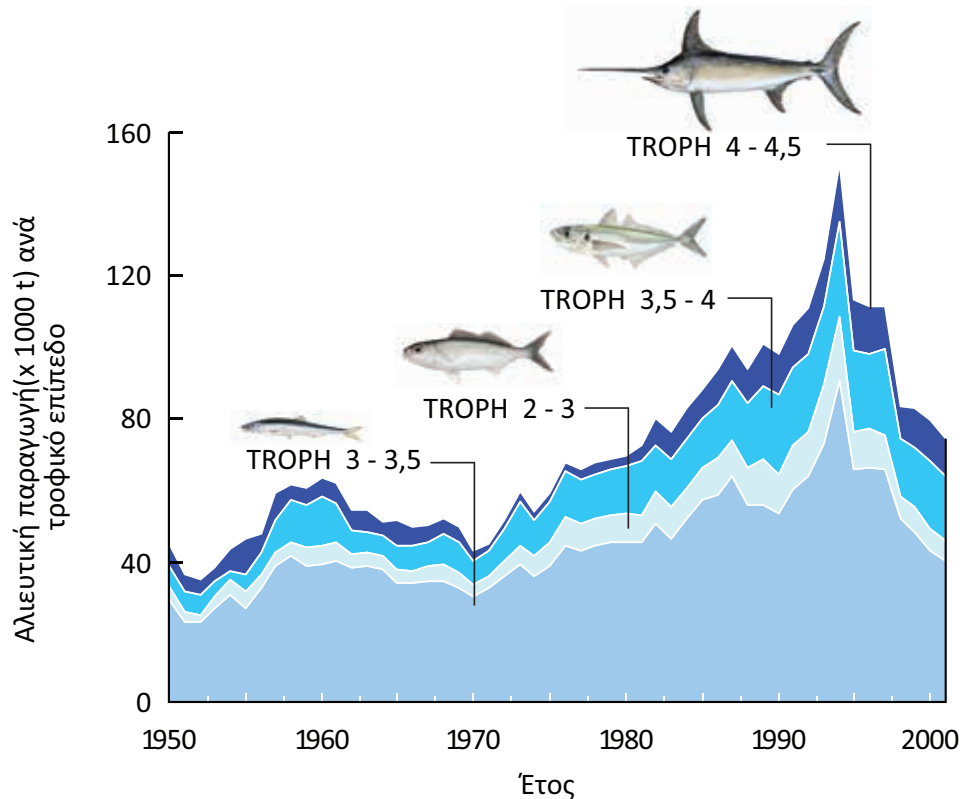
Στους παραπάνω δείκτες έχει πρόσφατα προστεθεί και ο **θαλάσσιος τροφικός δείκτης** (marine trophic index, MTI) που αποτελεί παραλλαγή του μέσου τροφικού επιπέδου και εφαρμόζεται με σκοπό να εκτιμηθεί η επίδραση της αλιείας στους οργανισμούς υψηλού τροφικού επιπέδου (Pauly & Watson 2005, Stergiou 2005). Τέλος, το τροφικό επίπεδο έχει χρησιμοποιηθεί για τον εντοπισμό των οικολογικά φιλικών αλιευτικών εργαλείων (Stergiou et al. 2007γ).

Όλοι οι παραπάνω δείκτες έχουν πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα και το αποτέλεσμά τους εξαρτάται από τα διαθέσιμα δεδομένα που θα χρησιμοποιηθούν για την εκτίμησή τους. Για περιοχές με περιορισμένη διαθεσιμότητα επιστημονικών δεδομένων (όπως πολλές χώρες της Μεσογείου μεταξύ των οποίων και η Ελλάδα) έχουν χρησιμοποιηθεί με επιτυχία η αναλογία βιομάζας βενθοπελαγικών προς τα πελαγικά είδη (Tsikliras & Stergiou 2007), η διακύμανση του μέσου τροφικού επιπέδου των αλιευμάτων (Stergiou & Koulouris 2000, Stergiou 2005), ο δείκτης αλιευτικής ισορροπίας (Pilling et al. 2008) καθώς και ο θαλάσσιος τροφικός δείκτης (Stergiou & Tsikliras 2008). Παρακάτω αναλύεται ο θαλάσσιος τροφικός δείκτης και οι τροφικές υπογραφές των αλιευτικών εργαλείων, που είναι από τις σημαντικότερες χρήσεις του τροφικού επιπέδου.

Θαλάσσιος τροφικός δείκτης

Ο **θαλάσσιος τροφικός δείκτης** (marine trophic index, MTI) έχει καθιερωθεί πολύ πρόσφατα από τους Pauly & Watson (2005) και χρησιμοποιείται για τη μέτρηση της βιοποικιλότητας και την επίδραση της αλιείας στο οικοσύστημα (Κεφάλαιο 5). Υπολογίζεται όπως το μέσο τροφικό επίπεδο των αλιευμάτων, αλλά εξαιρεί τους οργανισμούς που βρίσκονται χαμηλά στο τροφικό πλέγμα (αυτούς με τροφικό επίπεδο μικρότερο από 3,5). Οι οργανισμοί αυτοί (π.χ. *Sardina pilchardus*, γάυρος *Engraulis encrasicolus*) εξαιρούνται γιατί επηρεάζονται περισσότερο από τις κλιματικές και περιβαλλοντικές αλλαγές (π.χ. El Niño) παρά από την αλιεία εξαιτίας των οικολογικών χαρακτηριστικών τους (μικρό μέγεθος, μεγάλες πληθυσμιακές συγκεντρώσεις, μικρή διάρκεια ζωής, γρήγορη γεννητική ωρίμαση). Για παράδειγμα στην εικόνα 10.12 είναι φανερό ότι, ενώ το μέσο τροφικό επίπεδο της συνολικής αλιευτικής παραγωγής από τις ελληνικές θάλασσες δεν μειώνεται με το χρόνο την περίοδο 1950-2005, όταν ληφθούν υπόψη μόνο τα μεγάλα τροφικού επιπέδου είδη, τότε αυτό μειώνεται στατιστικά την περίοδο αυτή και η μείωση είναι εντονότερη στην περίπτωση της αλιευτικής παραγωγής των ειδών με τροφικό επίπεδο > 3,75 (Εικόνα 10.12).

Η μείωση του θαλάσσιου τροφικού δείκτη είναι ενδεικτική της επιλεκτικής αφαίρεσης των μεγαλόσωμων ειδών από την αλιεία, ενώ η αύξησή του δείχνει μια αύξηση στην εκμετάλλευση των χαμηλών τροφικών επιπέδων ειδών, τη γεωγραφική ή βαθυμετρική διεύρυνση της αλιευτικής δραστηριότητας ή ακόμη και εκμετάλλευση νέων ειδών (Tsikliras et al. 2013β,γ, 2015β).



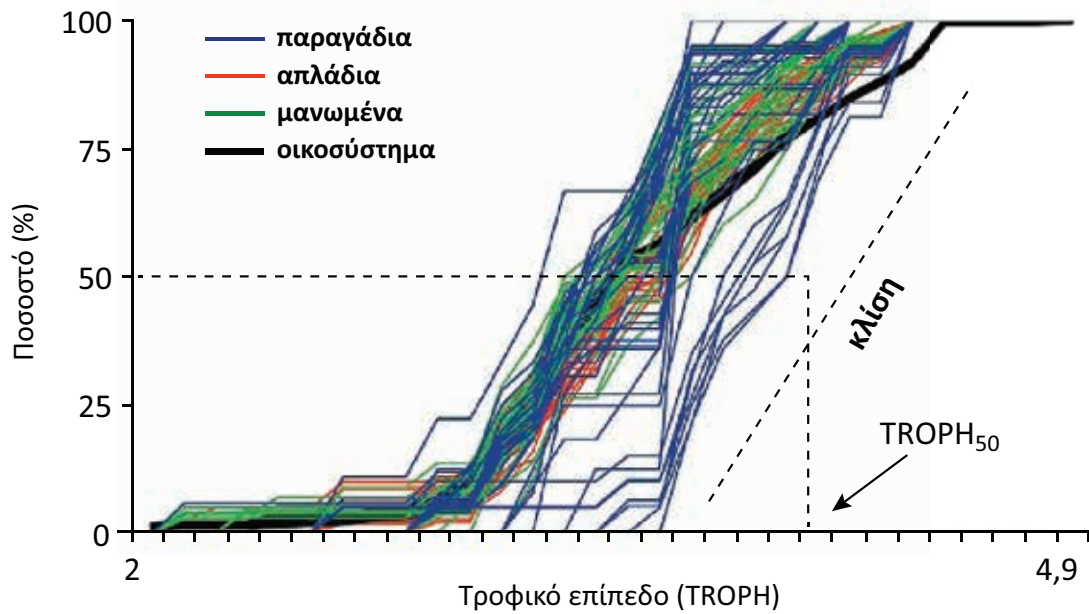
Εικόνα 10.12. Η αλιευτική παραγωγή ανά τροφικό επίπεδο για τις ελληνικές θάλασσες για το διάστημα 1950-2000 (από Stergiou 2005).

10.3.2. Τροφικές υπογραφές αλιευτικών εργαλείων

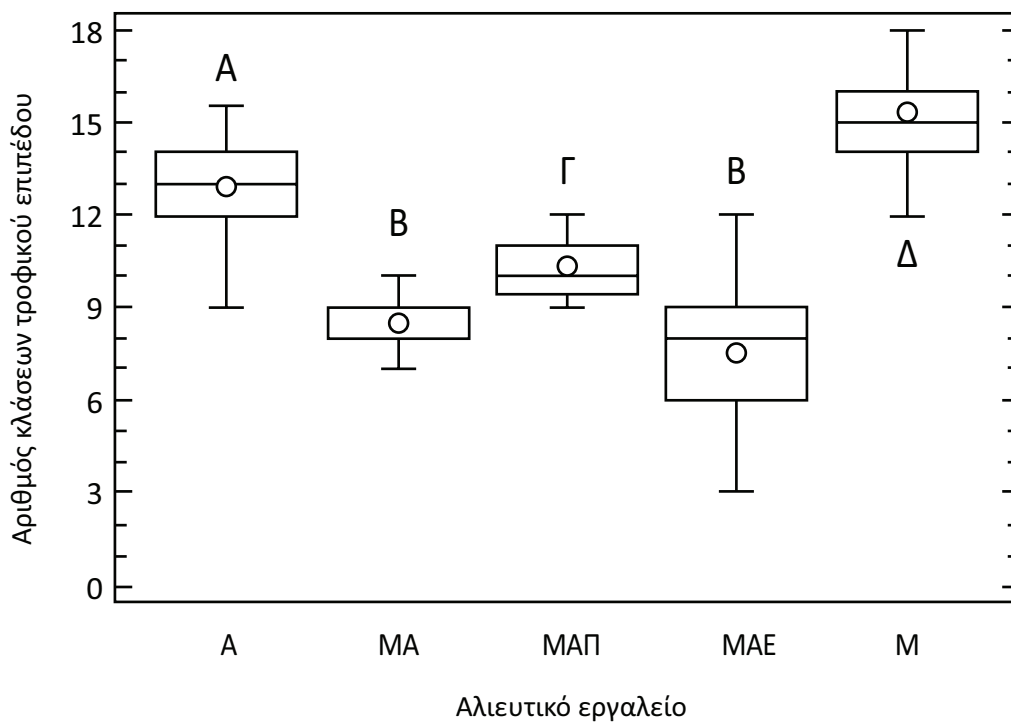
Κάθε αλιευτικό εργαλείο ανάλογα με τα χαρακτηριστικά του (μέγεθος ματιού δίχτυων, μέγεθος αγκιστριού) συλλαμβάνει συγκεκριμένα είδη και άτομα συγκεκριμένου εύρους μεγεθών. Έτσι, είναι πολύ εύκολο να υπολογίσουμε την αθροιστική κατανομή των τροφικών επιπέδων των συλλήψεων (Εικόνα 10.13), δηλαδή την τροφική υπογραφή και το μέσο τροφικό επίπεδο των αλιευτικών συλλήψεων κάθε εργαλείου (Stergiou et al. 2007δ).

Έτσι, οι Stergiou et al. (2007δ) εκτίμησαν τις τροφικές υπογραφές διαφόρων εργαλείων της παράκτιας αλιείας στα νερά της νότιας Ευρώπης. Τα εργαλεία που χρησιμοποιήθηκαν ήταν: (1) απλά δίκτυα 8 μεγεθών ματιών, από 44 έως 80 mm, (2) μανωμένα δίκτυα 9 διαφορετικών ματιών από 40 έως 140 mm και (3) παραγάδια με 8 διαφορετικά μεγέθη αγκιστριών, από το Νο 15 (το μικρότερο) έως το 5 (το μεγαλύτερο).

Οι Stergiou et al. (2007δ) υπολόγισαν τον αριθμό των αλιευόμενων ειδών ανά τροφικό επίπεδο (TROPH) και τις τροφικές «υπογραφές» (αθροιστικές κατανομές τροφικών επιπέδων) και εκτίμησαν το TROPH στο 25%, 50% και 75% της αθροιστικής συχνότητας ($TROPH_{25}$, $TROPH_{50}$, $TROPH_{75}$), καθώς και τις τιμές των κλίσεων των υπογραφών (με τη λογιστική εξίσωση). Τέλος, εκτίμησαν το μέσο σταθμισμένο TROPH των αλιευόμενων ειδών ($TROPH_w$). Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι το TROPH των συλλήψεων με παραγάδια ποικίλει σε μεγαλύτερο βαθμό από ότι αυτών που πιάστηκαν με απλά και μανωμένα δίκτυα. Τα παραγάδια με τα μεγάλα αγκίστρια (No 10, 9, 7 και 5) είχαν: (α) ιδιαίτερα μεγάλη επιλεκτικότητα σε TROPH και οι τροφικές υπογραφές τους είχαν πολύ απότομες κλίσεις, (β) υψηλότερο μέσο $TROPH_{50}$ και $TROPH_w$ μεγαλύτερο από 4, και (γ) τροφικές υπογραφές που ήταν στα δεξιά των τροφικών υπογραφών των υπόλοιπων εργαλείων. Οι τροφικές υπογραφές των μικρών αγκιστριών (No 15, 13, 12 και 11) διέφεραν στην Πορτογαλία και την Ελλάδα: ο μέσος αριθμός κλάσεων TL ήταν μικρότερος και το μέσο TL_{50} και το TLW ήταν μεγαλύτερα στην Ελλάδα. Τα μανωμένα και τα απλά δίκτυα ήταν λιγότερο επιλεκτικά σε TROPH σε σύγκριση με τα παραγάδια (Εικόνα 10.14).

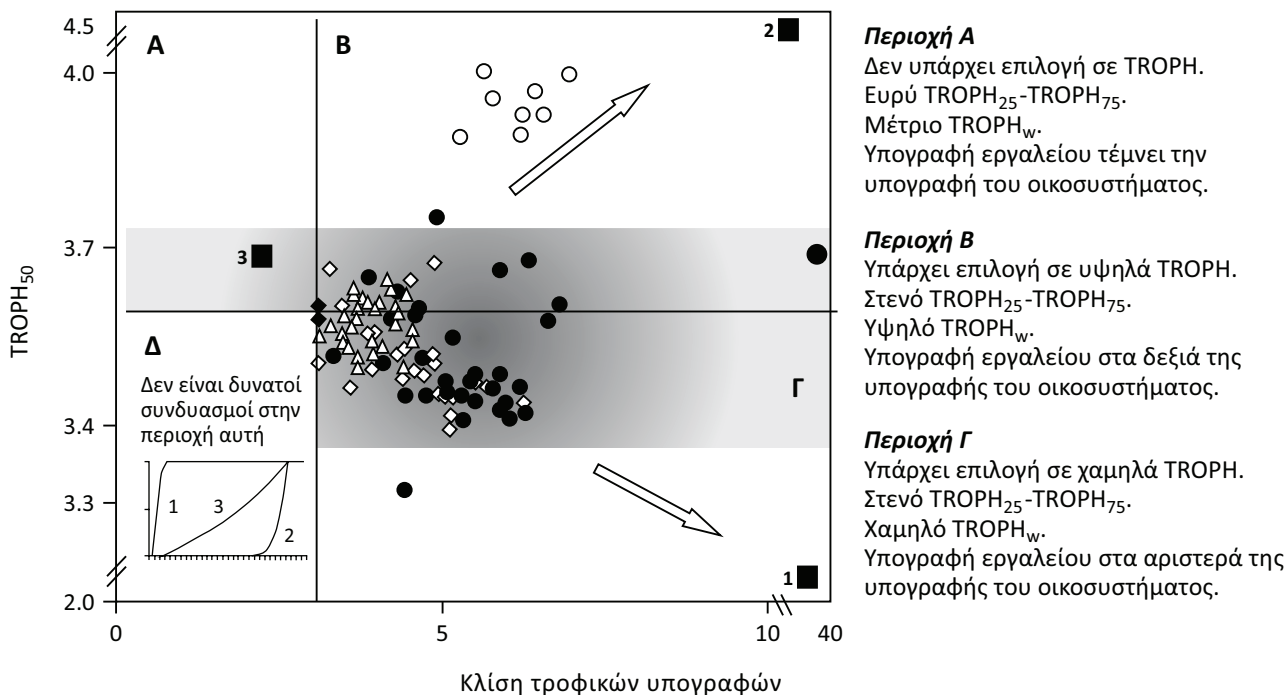


Εικόνα 10.13. Αθροιστική συχνότητα κατανομής τροφικών επιπέδων για 102 διαφορετικούς συνδυασμούς μεγεθών παραγαδιών, απλάδιών και μανωμένων δικτύων ανά εποχή και περιοχή (τροποποιημένη από Stergiou et al. 2007δ).



Εικόνα 10.14. Θηκόγραμμα του αριθμού των κλάσεων τροφικού επιπέδου των συλλήψεων με απλάδια δίκτυα (A), μανωμένα δίκτυα (M), παραγάδια μεγάλων αγκιστριών στην Πορτογαλία (ΜΑΠ) και στην Ελλάδα (ΜΑΕ) και παραγάδια μικρών αγκιστριών (MA). Για τα εργαλεία με το ίδιο γράμμα (A έως Δ) ο μέσος όρος του αριθμού των κλάσεων δεν διαφέρει (τροποποιημένη από Stergiou et al. 2007δ).

Τα δίκτυα αλίευαν περισσότερες κλάσεις TL και η μέση τιμή των κλίσεων των τροφικών υπογραφών τους ήταν μικρότερη από αυτή των παραγαδιών. Παράλληλα, ο μέσος αριθμός των κλάσεων TL, το μέσο TL₅₀ και το TLW στα απλάδια ήταν σημαντικά μικρότερα από ό,τι στα μανωμένα δίκτυα. Το γράφημα ανάμεσα στα στατιστικά χαρακτηριστικά των τροφικών υπογραφών, δηλαδή της κλίσης και του TL₅₀, μπορεί να χρησιμοποιηθεί για τον χαρακτηρισμό οικολογικά φιλικών αλιευτικών εργαλείων (Εικόνα 10.15).



Εικόνα 10.15. Η σχέση μεταξύ του TROPH στο 50% της αθροιστικής συχνότητας (TL_{50}) και της κλίσης των τροφικών υπογραφών τριών υποθετικών εργαλείων (διακρίνονται από τα 3 μεγάλα μαύρα τετράγωνα), που φαίνεται ως ένθετο στην περιοχή Δ, και για τις 102 περιπτώσεις που αναλύθηκαν (μαύροι ρόμβοι: τα οικοσυστήματα, μαύροι κύκλοι: παραγάδια με μικρά αγκίστρια, λευκοί κύκλοι: παραγάδια με μικρά αγκίστρια-Πορτογαλία, λευκά τρίγωνα: μανωμένα δίκτυα, λευκοί ρόμβοι: απλάδια). Διακρίνονται επίσης τα κυριότερα χαρακτηριστικά των εργαλείων για συνδυασμούς TL_{50} -κλίσης που έχουν τοποθετηθεί σε διαφορετικές περιοχές του γραφήματος (Α, Β, Γ).

Προτεινόμενη βιβλιογραφία κεφαλαίου

Τα περισσότερα συγγράμματα που πραγματεύονται τη διατροφή των ψαριών και άλλων υδρόβιων οργανισμών επικεντρώνονται στις διατροφικές απαιτήσεις των οργανισμών κατά την εκτροφή τους (Lovell 1998). Από τα βιβλία οικολογίας της διατροφής των ψαριών ξεχωρίζουν αυτά των Ivlev (1961) και Gerking (1994).

Ασκήσεις

1. Από τον Πίνακα 10.1 να υπολογιστεί το εύρος του θώκου και την αλληλοεπικάλυψη της διαίτας των χριστόψαρων *Zeus faber* με μήκος <141 και >141 mm χρησιμοποιώντας το Cn και το Cw. Συζητήστε τα αποτελέσματα.
2. Από τον Πίνακα 10.1 να υπολογιστεί το τροφικό επίπεδο των χριστόψαρων *Zeus faber* με μήκος <141 και >141 mm χρησιμοποιώντας το Cn, Cw και F. Συζητήστε τα αποτελέσματα.
3. Από τον πίνακα των τροφικών αντικειμένων της διαίτας του μπακαλιάρου *Merluccius merluccius* στη FishBase να βρεθεί η συχνότητα κατανομής των τροφικών του επιπέδων στις διάφορες περιοχές εξάπλωσής του. Να υπολογιστεί επίσης το μέσο τροφικό επίπεδο ανά περιοχή εξάπλωσης (και το σταθερό σφάλμα) και να συζητηθούν τα αποτελέσματα.
4. Να υπολογιστεί το μέσο τροφικό επίπεδο της αλιευτικής παραγωγής στις ελληνικές θάλασσες.
5. Η αλιευτική παραγωγή σε είδη δύο αλιευτικών εργαλείων είναι:

Είδος	Εργαλείο A	Εργαλείο B
<i>Sardina pilchardus</i>	1000	0
<i>Engraulis encrasicolus</i>	1000	0
<i>Sardinella aurita</i>	500	0
<i>Trachurus trachurus</i>	500	50
<i>Scomber scombrus</i>	200	75
<i>Merluccius merluccius</i>	0	500
<i>Lophius budegassa</i>	0	100
<i>Solea solea</i>	0	150
<i>Raja clavata</i>	0	50
<i>Dentex dentex</i>	0	50
<i>Mullus surmuletus</i>	0	150

Να υπολογιστεί η τροφική υπογραφή του κάθε εργαλείου και να συζητηθούν τα αποτελέσματα.

Βιβλιογραφία

Ελληνόγλωσση

- Ανανιάδης ΚΙ (1964) Θαλασσινή Εγκυκλοπαίδεια. Εκδόσεις Αργυρού. Αθήνα.
- Γκιώνη Σ, Τσίκληρας Α (2010) Παγκόσμια αλιευτική παραγωγή θαλάσσιων θηλαστικών. Πρακτικά Επιστημονικού Συνεδρίου Ελληνικής Εταιρείας Βιολογικών Επιστημών 32: 74
- Καπαντάκης Α (2014) Ψαροκάικα στις φλόγες, Στο: Ελληνική αλιεία και περιβάλλον: πρότυπα, τάσεις και προοπτικές (Στεργίου ΚΙ, Μαχιάς Α, Κουτσικόπουλος Κ, Τσερπές Γ, συντελεστες έκδοσης), σελ. 6-8. ΕΛΚΕΘΕ, Αθήνα.
- Καραχλέ ΠΚ (2008) Οικολογία της διατροφής των σημαντικότερων ιχθυοποθεμάτων του Βόρειου Αιγαίου. Διδακτορική Διατριβή, Τμήμα Βιολογίας, ΑΠΘ
- Κουτράκης Ε, Τσίκληρας Α (2001) Η δυναμική του σαρδελόδιχτου στον Κόλπο Καβάλας. Τεχνική έκθεση. ΙΝΑΛΕ
- Μπόμπορη Δ, Καβαδίας Γ, Στεργίου ΚΙ (2010) Τροφικά επίπεδα των ψαριών εσωτερικών υδάτων των βαλκανικών χωρών. Πανελλήνιο Συνέδριο Οικολογίας 5: 178
- Παρδαλού Ν, Τσίκληρας Α (2015α) Αλληλεπίδραση μικρής παράκτιας αλιείας και θαλάσσιων θηλαστικών στο βόρειο Αιγαίο. Πρακτικά Πανελληνίου Συμποσίου Ωκεανογραφίας και Αλιείας 11: 165-168
- Παρδαλού Ν, Τσίκληρας Α (2015β) Αλιευτικά εργαλεία και αλιευόμενα είδη της μικρής παράκτιας αλιείας στο βορειο Αιγαίο. Πρακτικά Πανελληνίου Συμποσίου Ωκεανογραφίας και Αλιείας 11: 185-188
- Στεργίου ΚΙ (1991) Συμβολή στη μελέτη της βιολογίας, οικολογίας και δυναμικής της κορδέλας, *Cerola macrophthalma*, στον Παγασητικό, Ευβοϊκό και Πεταλιούς. Διδακτορική Διατριβή, Τμήμα Βιολογίας, ΑΠΘ.
- Στεργίου ΚΙ, Καλλιανιώτης Α (2013) Η ελληνική αλιεία – τάσεις, εξέλιξη και διαχείριση. Πρακτικά Πανελληνίου Συνεδρίου Ιχθυολόγων 15: 5-8
- Στεργίου ΚΙ, Καραχλέ ΠΚ, Τσίκληρας Α, Μαμαλάκης Η (2011) Κραυγή ιχθύος-Ψάρια των ελληνικών θαλασσών: βιολογία, αλιεία και διαχείριση. Εκδόσεις Πατάκη, Αθήνα
- Στεργίου ΚΙ, Μαχιάς Α, Κουτσικόπουλος Κ, Τσερπές Γ (συντελεστες έκδοσης) (2014) Ελληνική αλιεία και περιβάλλον: πρότυπα, τάσεις και προοπτικές. ΕΛΚΕΘΕ, Αθήνα
- Στεργίου ΚΙ, Τσίκληρας Α (2014) Ποιά Ελλάδα: θαλάσσια οικοσυστήματα, αλιεία και προοπτικές. Στο Ποιά Ελλάδα? (Βώκου Δ ed.). Ηλεκτρονική έκδοση
- Στεργίου ΚΙ, Τσίκληρας Α, Μουτόπουλος ΔΚ (2013) Η υγεία των ιχθυοποθεμάτων στις ελληνικές θάλασσες. Η Φύση 140: 34-38
- Τσίκληρας Α (2004) Βιολογία και δυναμική του ιχθύος *Sardinella aurita* (φρίσσα) στον Κόλπο Καβάλας. Διδακτορική Διατριβή, Τμήμα Βιολογίας, ΑΠΘ.
- Τσίκληρας Α (2015) Τα κοινωνικά δίκτυα αποκαλύπτουν τα αλιεύματα του υποβρύχιου κυνηγιού. Πρακτικά Πανελληνίου Συμποσίου Ωκεανογραφίας και Αλιείας 11: 213-216
- Τσίκληρας Α, Στεργίου ΚΙ (2013) Η μέση θερμοκρασία των αλιευμάτων των ελληνικών θαλασσών. Πρακτικά Πανελληνίου Συνεδρίου Ιχθυολόγων 15: 205-208
- Τσίκληρας Α, Στεργίου ΚΙ (2016) Εκτίμηση και διαχείριση αλιευτικών αποθεμάτων. Θεσσαλονίκη.
- Τσίρος Β-Ζ, Πολύμερος Κ, Στεργίου ΚΙ, Τσίκληρας Α (2013) Σχέση εμπορικής τιμής και μήκους σώματος για τα ψάρια των ελληνικών θαλασσών. Πρακτικά Πανελληνίου Συνεδρίου Ιχθυολόγων 15: 209-212

Ξενόγλωσση

- Abramson NJ (1970) Computer programmes for fish stock assessment. FAO Fisheries Technical Paper 101: 1-154
- Adamidou A (2007) Commercial fishing gears and methods used in Hellas. In: State of Hellenic Fisheries (Papaconstantinou C, Zenetos A, Vassilopoulou V, Tserpes G, eds), pp. 118-131. Hellenic Centre for Marine Research, Athens
- Ainsley SM, Ebert DA, Cailliet GM (2011) Age, growth, and maturity of the whitebrow skate, *Bathyraja minispinosa*, from the eastern Bering Sea. ICES Journal of Marine Science 68: 1426-1434
- Alagaraja K (1989) Letter to the editor. Fishbyte 7(3): 2-3

- Alexander MA, Kilbourne KH, Nye J (2014) Climate variability during warm and cold phases of the Atlantic Multidecadal Oscillation (AMO) 1871–2008. *Journal of Marine Systems* 133: 14-26
- Alheit J, Niquen M (2004) Regime shifts in the Humboldt Current ecosystem. *Progress in Oceanography* 60: 201–222
- Alheit J, Pohlmann T, Casini M, Greve W, Hinrichs R, Mathis M, O’Driscoll K, Vorberg R, Wagner C (2012) Climate variability drives anchovies and sardines into North Sea and Baltic Sea. *Progress in Oceanography* 96: 128–139
- Alheit J, Licandro P, Coombs S, Garcia A, Giraldez A, Santamaria MTG, Slotte A, Tsikliras AC (2014) Atlantic Multi-decadal Oscillation (AMO) modulates dynamics of small pelagic fishes and ecosystem regime shifts in the eastern North and Central Atlantic. *Journal of Marine Systems* 131: 21-35
- Alverson DL, Freeberg MH, Murawski SA, Pope JG (1994) A global assessment of fisheries by catch and discards. *FAO Fisheries Technical Paper* 339: 1-233
- Amezcuca F, Muro-Torres V, Soto-Jimenez MF (2015) Stable isotopes analysis vs. TROPH: A comparison of methods for estimating trophic positions of fish in a subtropical estuarine system. *Aquatic Ecology* 49: 235-250
- Ananiadis C (1949) Studies on the biology of red mullet *Mullus barbatus* (Rond.) forma typica Fage of the Aegean Sea. *Proceedings of the Greek Hydrobiological Institute of the Athens Academy* 3: 85-150
- Ananiadis C (1950a) Contribution à la systématique et la biologie de à l’espèce *Dentex macrophthalmus* (Bloch) forma *opsophthalmus* (Anan.) de la mer Egée. *Proceedings of the Greek Hydrobiological Institute of the Athens Academy* 4: 5-33
- Ananiadis C (1950b) Studies on the biology of striped mullet *Mullus barbatus* (Rond.) var. *surmuletus* (Fage) of the Aegean Sea. *Proceedings of the Greek Hydrobiological Institute of the Athens Academy* 4: 75-97
- Ananiadis C (1951) Quelques considerations biometriques sur l’ allache (*Sardinella aurita* C. et V.) des eaux grecques. *Proceedings of the Greek Hydrobiological Institute of the Athens Academy* 5: 5-45
- Ananiadis C (1952) On the appearance of the fish *Tetrodon spadiceus* (Rich.) in the Greek Seas. *Proceedings of the Greek Hydrobiological Institute of the Athens Academy* 6: 73-74
- Ananiadis KI (1970) The effects of trawl fishing on the stocks of different commercial species in Greek waters. *Proceedings of the Hydrological Institute of Athens Academy* 31: 493-497
- Annala JH (1979) Mortality estimates for the New Zealand rock lobster, *Jasus edwardsii*. *Fishery Bulletin U.S.* 77: 471-480
- Anticamara JA, Watson R, Gelchu A, Pauly D (2011) Global fishing effort (1950–2010): trends, gaps, and implications. *Fisheries Research* 107: 131–136.
- Aquarone Mc, Adams S, Mifsud P (2008) Mediterranean Sea LME. In: *The UNEP Large Marine Ecosystem Report: A perspective on changing conditions in LMEs of the world’s Regional Seas* (Sherman K, Hempel G, editors), pp. 189-200. *UNEP Regional Seas, Report and Studies No. 182*. United Nations Environment Programme. Kenya
- Armstrong DW, Ferro RST, MacLennan DN, Reeves SA (1990) Gear selectivity and the conservation of fish. *Journal of Fish Biology* 37A: 261–262.
- Arreguin-Sanchez F (1996) Catchability: a key parameter for fish stock assessment. *Reviews in Fish biology and Fisheries* 6: 221-242
- Atar HH, Malal S (2010) Determination of bycatch and discard catch rates on trawl fishing in Mersin-Anamur fishing ground. *Journal of Food, Agriculture and Environment* 8: 348–352.
- Athanassopoulos MG (1917a) Quelques éléments de recherches hydrobiologiques en Grèce. 3. Désignation de certaines espèces de Poissons. *Bulletin du Station Hydrobiologie Mar Grèce* 1: 19-25
- Athanassopoulos MG (1917b) Quelques notes fauniques. *Bulletin du Station Hydrobiologie Mar Grèce* 2: 43-54
- Athanassopoulos MG (1919) Contributo alla distinzione delle species mediterranee del genere *Mugil*. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova, Ser. 3, 8*: 254-269
- Athanassopoulos MG (1921a) Description et caractéristiques de quelques eaux piscicoles. *Bulletin du Station Hydrobiologie Mar Grèce* 3: 70-88
- Athanassopoulos MG (1921b) Addition aux tableaux fauniques. *Bulletin du Station Hydrobiologie Mar Grèce* 3 (2): 9-13
- Athanassopoulos MG (1921c) The distribution of *Thynnus thynnus* in the Greek seas. *Bulletin du Station Hydrobiologie Mar Grèce* 3: 106

- Athanassopoulos MG (1923) Sur les thonidés en Grèce. Comptes Rendus de l' Académie des Sciences Paris 177: 501-502
- Athanassopoulos MG (1924a) Note complémentaire sur les «Thonidés» en Grèce (Méditerranée orientale). Bulletin de l' Institut Oceanographique de Monaco 440, 3p
- Athanassopoulos MG (1924b) Sur la pêche au chalut en Grèce (Méditerranée orientale). Bulletin de l' Institut Oceanographique de Monaco 441, 3p.
- Athanassopoulos MG (1924c) Sur la disparition rapide des civelles. Bulletin de l' Institut Oceanographique de Monaco 442, 2p
- Athanassopoulos MG (1925) Notes sur la pêche en Grèce. Bulletin de l' Institut Oceanographique de Monaco 454, 11p
- Athanassopoulos MG (1926) Notes sur la fauna marine de la Grèce. Bulletin de l' Institut Oceanographique de Monaco 480, 7p
- Athanassopoulos MG (1927) Sur certaines migrations des Anguilles en Grèce. Comptes Rendus de l' Académie des Sciences Paris 184: 305
- Athanassopoulos MG (1928a) The problem of the presence of ton in the eastern Mediterranean. Praktika of Academy of Athens 3: 534-538
- Athanassopoulos MG (1928b) Sur les montées restreintes des civelles dans la partie orientale de la Méditerranée. Comptes Rendus de l' Académie des Sciences Paris 186: 894-896
- Athanassopoulos MG (1929) On the feeding of fishes in the bay of Phaleron (Saronikos Gulf). Praktika of Academy of Athens 4: 42-49
- Athanassopoulos MG (1934a) Sur la présence des palamydes (*Pelamys sarda* Bl.) dans la Méditerranée orientale. Rapports et Procès-Verbaux des Reunions de la CIESM 8: 315-316
- Athanassopoulos MG (1934b) Sur la présence des palamydes (*Pelamys sarda* Bl.) dans la Méditerranée orientale. Rapports et Procès-Verbaux des Reunions de la CIESM 8: 346-347
- Athanassopoulos MG (1935a) Quelques particularités sur l'Ichthyofaune acquicole de la Grèce. International Review des Hydrobiologie et Hydrographie 32: 334-336.
- Athanassopoulos MG (1936a) La *Muraena unicolor* dans la Méditerranée. Bulletin de l' Institut Oceanographique de Monaco 691, 2p
- Athanassopoulos MG (1936b) Sur la montée des civelles dans la Méditerranée orientale. Bulletin de l' Institut Oceanographique de Monaco 692, 3p
- Athanassopoulos MG (1936c) Sur un centre de concentration et de reproduction des poissons de mer dans eaux helléniques. Bulletin de l' Institut Oceanographique de Monaco 693, 5p
- Athanassopoulos MG (1936d) Sur un fait curieux de la Montée d' anguille. Bulletin de l' Institut Oceanographique de Monaco 697, 7p
- Athanassopoulos MG (1936e) Encore sur la montée des civelles en 1936. Bulletin de l' Institut Oceanographique de Monaco 710, 15p
- Athanassopoulos MG (1937a) Sur la *Muraena unicolor* et sa rareté dans la Méditerranée. Proceedings of 12th International Zoological Congress 3: 1687-1689
- Athanassopoulos MG (1937b) Sur la montée des civelles dans la Méditerranée orientale. Proceedings of 12th International Zoological Congress 3: 2165-2169
- Athanassopoulos MG (1937c) Sur la biologie de l'Anguille. Encore sur la Montée des civelles en 1936. International Review des Hydrobiologie et Hydrographie 36: 223-224
- Athanassopoulos MG (1937d) Civelles inanitiées. Bulletin de l' Institut Oceanographique de Monaco 714, 20p
- Athanassopoulos MG (1938) Sur la montée d'Anguille en 1936-1937. Bulletin de l' Institut Oceanographique de Monaco 757, 20p.
- Athanassopoulos MG (1940) Bericht uber die Süßwasserfischerei in Griechenland. International Review des Hydrobiologie et Hydrographie 39: 628-633
- Bagenal tb (1974) Ageing of fish. Unwin Brothers Limited, Surrey
- Bagenal tb, Braum e (1978) Eggs and early life history. In: Methods for Assessment of Fish Production in Freshwaters (Bagenal tb, ed.), pp. 165-201. Blackwell Scientific Publications, Oxford
- Bagenal TB, Tesch FW (1978) Age and growth. In: In: Methods for Assessment of Fish Production in Freshwaters (Bagenal tb, ed.), pp. 101–136. Blackwell Scientific Publications, Oxford
- Bakun A (1990) Global climatic change and intensification of coastal ocean upwelling. Science 247: 198-201
- Baranov FI (1914) The capture of fish by gillnets. Mater. Poznaniyu Russ. Rybolov. 3: 56-99

- Baranov FI (1918) On the question of the biological basis of fisheries. *Izvestiya otdela rybovodstva i nauchno-promyslovyykh issledovaniy* 1: 81–128.
- Baranov FI (1926) On the question of the dynamics of the fishing industry. *Byulleten' Rybnogo Khozyaistva* 8: 7-11
- Baranov FI (1948) Theory and assessment of fishing gear. Pishchepromisdat, Moscow
- Baranov FI (1969) Selected works on fishing gear, Vol. 1: Commercial fishing techniques. Israel Program for Scientific Translations. Keter Press, Jerusalem, pp. 631.
- Baum JK, Myers RA, Kehler DG, Worm B, Harley SJ, Doherty PA (2003) Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. *Science* 299: 389-392
- Bax NJ (1991) A comparison of the fish biomass flow to fish, fisheries and mammals in six marine ecosystems. *ICES Marine Science Symposia* 193: 217-224
- Beamish RJ, McFarlane GA (1983) The forgotten requirement for age validation in fisheries biology. *Transactions of the American Fisheries Society* 112: 735-743
- Beamish RJ, McFarlane GA (1987) Current trends in age determination methodology. In: *Age and Growth of Fish* (Summerfelt RC, Hall GE, eds), pp. 15-42. Iowa State University Press, Iowa
- Bearzi G (2002) Interactions between cetaceans and fisheries: Mediterranean Sea. In: *Cetaceans in the Mediterranean and Black Seas: State of Knowledge and conservation strategies* (Notarbartolo di Sciarra G ed.), pp 78-97. ACCOBAMS, Monaco
- Bearzi G, Reeves Rr, Notarbartolo-Di-Sciarra G, Politi E, Cañadas A, Frantzis A, Mussi B (2003) Ecology, status and conservation of short-beaked common dolphins *Delphinus delphis* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review* 33: 224–252
- Bearzi G, Holcer D, Notarbartolo di Sciarra G (2004) The role of historical dolphin takes and habitat degradation in shaping the present status of northern Adriatic cetaceans. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 363–379
- Bearzi G, Politi E, Agazzi S, Azzellino A (2006) Prey depletion caused by overfishing and the decline of marine megafauna in eastern Ionian Sea coastal waters (central Mediterranean). *Biological Conservation* 127: 373–382
- Bearzi G, Fortuna CM, Reeves RR (2008) Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review* 39: 92-123
- Bearzi G, Agazzi S, Gonzalvo J, Bonizzoni S, Costa M, Petroselli A (2010) Biomass removal by dolphins and fisheries in a Mediterranean Sea coastal area: do dolphins have an ecological impact on fisheries? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 549–559
- Beaugrand G, Brander KM, Lindley JA, Souissi S, Reid PC (2003) Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. *Nature* 426: 661-664
- Beddington JR, Cooke JG (1983) The potential yield of fish stocks. *FAO Fisheries Technical Paper* 242: 1-55
- Beddington JR, Beverton RJH, Lavigne DM (1986) Interaction of fisheries and marine mammals. *Marine Policy [Book reviews]*: 234 – 236
- Ben-Yami M (1976) Fishing with light. *FAO, Fishing News Books, Blackwell Scientific, England*
- Ben-Yami M (1994) Purse Seining Manual. *FAO, Fishing News Books, London.*
- Berg J (1979) Discussion of methods of investigating the food of fishes, with reference to a preliminary study of the prey of *Gobiusculus flavescens* (Gobiidae). *Marine Biology* 50: 263-273
- Bethoux JP, Gentili B (1999). Functioning of the Mediterranean Sea: past and present changes related to freshwater input and climate changes. *Journal of Marine Systems* 20: 33–47
- Beverton RJH (1963) Maturation, growth and mortality of clupeid and engraulid stocks in relation to fishing. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 154: 44-67
- Beverton RJH, Holt SJ (1957) On the dynamics of exploited fish populations. *UK MAFF, Fisheries Investigations (Ser. 2)* 19: 1-533
- Beverton RJH, Holt SJ (1959) A review of the lifespans and mortality rates of fish in nature, and their relation to growth and other physiological characteristics. *CIBA Foundation Colloquia on Ageing* 5: 142-180
- Bhattacharya CG (1967) A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics* 23: 115–135
- Bianchi CM, Corsini-Foka M, Morri C, Zenetos A (2014). Thirty years after: dramatic change in the coastal marine ecosystems of Kos Island (Greece), 1981-2013. *Mediterranean Marine Science* 15: 482-497
- Binet D, Samb B, Taleb Sidi M, Levenez JJ, Servain J (1998) Sardine and other pelagic fisheries changes

- associated with multi-year trade wind increases in the southern canary current. In: *Global Versus Local Changes in Upwelling Systems*, pp. 211–233. Editions de l'ORSTOM, Paris.
- Binet D, Gobert B, Maloueki L (2001) El Niño-like warm events in the eastern Atlantic (60 N, 20o S) and fish availability from Congo to Angola (1964-1999). *Aquatic Living Resources* 14: 99-113
- Binohlan C, Froese R (2009) Empirical equations for estimating maximum length from length at first maturity. *Journal of Applied Ichthyology* 25: 611-613
- Binohlan C, Pauly D (1998) The PopGrowth table. In: *FishBase 98: concepts and design data sources* (Froese R, D Pauly eds.), pp. 124-129. ICLARM, Manilla
- Birkeland C, Dayton PK (2005) The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 356–358
- Birkun A Jr (2002) Interactions between cetaceans and fisheries in the Black Sea. In: *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: state of knowledge and conservation strategies* (Notarbartolo di Sciara G ed.), pp 78-97. ACCOBAMS, Monaco
- Bjerknes J (1969) Atmospheric teleconnections from the equatorial Pacific. *Monthly Weather Review* 97: 163-172
- Black BA, Boehlert GW, Yoklavich MM (2005) Using tree-ring cross dating techniques to validate annual growth increments in long-lived fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 2277–2284
- Blaxter JHS, Hunter JR (1982) The biology of the clupeoid fishes. *Advances in Marine Biology* 20: 1-223
- Bolger T & Connolly PL (1989) The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. *Journal of Fish Biology* 34: 171-182
- Bond CE (1996) *Biology of Fishes*. 2nd edition, Saunders College Publishing, USA
- Bone Q, Moore R (2008) *Biology of fishes*. 3rd edition, Taylor and Francis, USA
- Bonfil R (1994) Overview of world elasmobranch fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* 341: 1-119
- Booth DJ, Keast JA (1986) Growth energy partitioning by juvenile bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus Rafinesque*. *Journal of Fish Biology* 28: 37-45
- Bowen SH (1996) Quantitative description of the diet. In: *Fisheries techniques* (Murphy BR, Willis DW eds.), pp 513-532. American Fisheries Society, Bethesda
- Bozzano A, Sarda F (2002) Fishery discards consumption rate and scavenging activity in the northwestern Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science* 59: 15-28
- Branch TA, Watson R, Fulton EA, Jennings S, McGilliard CR, Pablico GT, Ricard D, Tracey SR (2010) The trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature* 468: 431-435
- Brander K (1981) Disappearance of common skate *Raia batis* from Irish Sea. *Nature* 290: 48–49
- Brander KM (1995) The effect of temperature on growth of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). *ICES Journal of Marine Science* 52: 1–10
- Britton JC, Morton B (1994) Marine carrion and scavengers. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 32: 369-434
- Broadhurst MK (2000) Modifications to reduce by-catch in prawn trawls: a review and framework for development. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10: 27-60
- Bromley PJ (2000) Growth, sexual maturation and spawning in Central North Sea plaice (*Pleuronectes platessa* L.), and the generation of maturity ogives from commercial catch data. *Journal of Sea Research* 44: 27-43
- Brooks S, Tyler CR, Sumpter JP (1997) Egg quality in fish: what makes a good egg? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7: 387-416
- Browman HI, Stergiou KI (2005) Politics and socio-economics of ecosystem-based management of marine resources. *Marine Ecology Progress Series* 300: 241-242
- Caddy J (1997) Regional reviews: Mediterranean and Black Sea. In: *Review of the state of world fishery resources: marine fisheries*. *FAO Fisheries Circular* 920: 44–52
- Caddy JF (2000) Marine catchment basin effects versus impacts of fisheries on semi-enclosed areas. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57: 628–640
- Caddy J, Csirke J, Garcia SM, Grainger RJR (1998) How pervasive is 'fishing down marine food webs'? *Science* 282: 1383a
- Caminas JA (2004) *Sea Turtles of the Mediterranean Sea: Population Dynamics, Sources of Mortality and Relative Importance of Fisheries Impacts*. Technical Report of The Centre for Oceanography of Malaga

- Campana SE (2001) Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. *Journal of Fish Biology* 59: 197-242
- Campana SE, Neilson JD (1985) Microstructure of fish otoliths. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 1014-1032
- Carlander KD (1987) A history of scale age and growth studies of North American freshwater fish. In: *Age and Growth of Fish* (Summerfelt RC, Hall GE eds), pp. 3-14. Iowa State University Press, Iowa.
- Carlier A, Riera P, Amouroux JM, Bodiou J-Y & Gremare A (2007) Benthic trophic network in the Bay of Banyuls-sur-Mer (northwest Mediterranean, France): an assessment based on stable carbon and nitrogen isotopes analysis. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 72: 1–15.
- Carpenter SR, Kitchell JF, Hodgson JR (1985) Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* 35: 634-639
- Casale P (2008) Incidental catch of marine turtles in the Mediterranean Sea: captures, mortality, priorities. WWF Italy, Rome
- Casale P, Cattarino L, Freggi D, Rocco M, Argano R (2007) Incidental catch of marine turtles by Italian trawlers and longliners in the central Mediterranean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17: 686 – 701
- Casselman JM (1987) Determination of age and growth. In: *The Biology of Fish Growth* (Weatherley AH, Gill HS eds), pp. 209-242. Academic Press, New York
- Castro M, Erzini K (1988) Comparison of two length-frequency based packages for estimating growth and mortality parameters using simulated samples with varying recruitment patterns. *Fishery Bulletin US* 86: 645-653
- Cetinić P, Soldo A, Dulčić J, Pallaoro A (2002) Specific method of fishing for Sparidae species in the eastern Adriatic. *Fisheries Research* 55: 131-139
- Charnov EL, Gislason H, Pope JG (2013) Evolutionary assembly rules for fish life histories. *Fish and Fisheries* 14: 213-224
- Chassot E, Bonhommeau S, Dulvy NK, Mélin F, Watson R, Gascuel D, Le Pape O (2010) Global marine primary production constrains fisheries catches. *Ecology Letters* 13: 495-505
- Chavoïn O, Boudouresque C-F (2004) An attempt to quantify spear fishing catches in a French Riviera Mediterranean area. *Scientific Reports of Port-Cros National Park, France* 20: 161-171
- Chen P, Yuan W (2006) Demographic analysis based on the growth parameter of sharks. *Fisheries Research* 78: 374–379
- Cheung WWL, Lam VWY, Sarmiento JL, Kearney K, Watson R, Zeller D, Pauly D (2010) Large-scale redistribution of maximum fisheries catch potential in the global ocean under climate change. *Global Change Biology* 16: 24–35
- Cheung WWL, Watson R, Pauly D (2013) Signature of ocean warming in global fisheries catch. *Nature* 497: 365–369
- Christensen V (1996) Managing fisheries involving top predator and prey species components. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6: 417-442
- Christensen V, Pauly D (1992) Ecopath II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61: 169-185
- Christensen V, Pauly D (1993a) Flow characteristics of aquatic ecosystems. In: *Trophic Models of Aquatic Ecosystems* (Christensen V, Pauly D, eds), pp. 338-352. ICLARM Conference Proceedings 26, Manila
- Christensen V, Pauly D, (eds) (1993b) *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. ICLARM Conference Proceedings 26, Manila, 390 pp
- Christensen V, Walters CJ (2004) Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling* 172: 109-139
- Christensen V, Guenette S, Haymans JH, Walters CJ, Watson R, Zeller D, Pauly D (2003) Hundred-year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish and Fisheries* 4: 1-24
- Christensen V, de la Puente S, Sueiro JC, Steenbeek J, Majluf P (2014) Valuing seafood: The Peruvian fisheries sector. *Marine Policy* 44: 302-311
- Chuenpagdee R, Morgan LE, Maxwell SM, Norse EA, Pauly D (2003) Shifting gears: assessing collateral impacts of fishing methods in the U.S. waters. *Frontiers Ecology and Environment* 10: 517–524
- CIESM (2007) *Impact of mariculture on coastal ecosystems*. Ciesm Workshop Monograph n°32 [F. Briand, ed.], 118 p., CIESM Publisher, Monaco.
- Clark CW (1972) Profit maximisation and the extinction of animal species. *Journal of Political Economy* 81:

- Clark MR, Owen FA, Francis RIC, Tracey DM (2000) The effects of commercial exploitation on orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) from the continental slope of the Chatham Rise, New Zealand, from 1979 to 1997. *Fisheries Research* 45: 217-238
- Clark WG (1977) The lessons of the Peruvian anchoveta fishery. *CalCOFI Report* 19: 57-63
- Cole J, McGlade J (1998) Clupeoid population variability, the environment and satellite imagery in coastal upwelling systems. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 8: 445-471
- Cole KS (2010) *Reproduction and Sexuality in Marine Fishes: Patterns and Processes*. University of California Press, USA
- Coll J, Linde M, Garcia-Rubies A, Riera F, Grau AM (2004) Spearfishing in the Balearic Islands: species affected and catch evolution during the period 1975–2001. *Fisheries Research* 70: 97-111
- Colloca F, Cardinale M, Maynou F, Giannoulaki M, Scarcella G, Jenko K, Bellido JM, Fiorentino F (2013) Rebuilding Mediterranean fisheries: a new paradigm for ecological sustainability. *Fish and Fisheries* 14: 89-109
- Cone SR (1989) The need to reconsider the use of condition indices in fishery science. *Transactions of the American Fisheries Society* 118: 510-514
- Cortés E (1999) Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES Journal of Marine Science* 56: 707-717
- Costanza R (1992) Toward an operational definition of ecosystem health. In: *Ecosystem health: New Goals for Environmental Management* (Costanza R, Norton B, Haskell BJ, eds), pp. 239-256. Island Press, Washington DC
- Coull JP (2007) *World fisheries resources*. Rutledge, London & New York.
- Crespo AE, Hall AM (2002) Interactions between aquatic mammals and humans in the context of ecosystem management. In: *Marine Mammals: Biology and Conservation* (EVANS J, RAGA A, eds). Kluwer Academic/Plenum Publishers
- Crim LW, Glebe BD (1990) Reproduction. In: *Methods for Fish Biology* (Schreck CB, Moyle PB, eds), pp. 529-547. American Fisheries Society, Bethesda
- Croxall JP, Butchart SHM, Lascelles B, Stattersfield AJ, Sullivan B, Symes A, Taylor P (2012) Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22: 1–34
- Cury P, Cayre P (2001) Hunting became a secondary activity 2,000 years ago; marine fishing did the same in 2021. *Fish and Fisheries* 2: 162-169
- Cury P, Shannon L, Shin YJ (2003) The functioning of the marine ecosystems: a fisheries perspective. In: *Responsible fisheries in the marine ecosystem* (Sinclair M, Valdimarsson G, eds), pp. 103-123. FAO and CAB International, Rome, Italy, and Wallingford, UK.
- Cury PM, Shannon LJ, Roux J-P, Daskalov GM, Jarre A, Moloney CL, Pauly D (2005) Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 62: 430-442
- Cushing DH (1968) *Fisheries biology: a study in population dynamics*. University of Wisconsin Press, Madison
- Cushing DH (1971) Upwelling and the production of fish. *Advances in Marine Biology* 9: 255–334.
- Cushing DH (1981) *Fisheries Biology: A Study in Population Dynamics*. 2nd edition, University of Wisconsin Press, Madison
- Cushing DH (1990) Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. *Advances in Marine Biology* 26: 249–292
- Cushing DH (1996) *Towards a science of recruitment in fish populations*. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe.
- Darimont CT, Fox CH, Bryan HM, Reimchen TH (2015) The unique ecology of human predators. *Science* 349: 858-860
- Daskalov G (1999) Fishery causes a trophic cascade in the Black Sea? ICES/SCOR Symposium on Ecosystem effects of Fishing. *Book of Abstracts*. p 43, Montpellier.
- Daskalov Gm (2002) Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Marine Ecology Progress Series* 225: 53-63.
- Dawson SM (1991) Incidental catch of hector's dolphin in inshore gillnets. *Marine Mammal Science* 7: 283–295
- Dawson MS, Read A, Slooten E (1998) Pingers, Porpoises and Power: Uncertainties with using pingers to reduce bycatch of small cetaceans. *Biological Conservation* 84: 141-146

- Dawson S, Northridge SP, Waples D, Read A (2013) To ping or not to ping: the use of active acoustic devices in mitigating interactions between small cetaceans and gillnet fisheries. *Endangered Species Research* 19: 201-221
- De Vries DR, Frie RV (1996) Determination of age and growth. In: *Fisheries Techniques* (Murphy BR, Willis DW, eds), pp. 483-512. American Fisheries Society, Bethesda
- Delahunty G, De Vlaming VL (1980) Seasonal relationships of ovary weight, liver weight and fat stores with body weight in the goldfish, *Carassius auratus* (L.). *Journal of Fish Biology* 16: 5-13
- DeMaster DJ, Fowler CW, Perry SL, Richlen ME (2001) Predation and competition: the impact of fisheries on marine mammal populations over the next one hundred years. *Journal of Mammalogy* 82: 641-651
- Demestre M, Sanchez P, Kaiser MJ (2000) The behavioural response of benthic scavengers to otter-trawling disturbance in the Mediterranean. In: *Effects of Fishing on Non-target Species and Habitats* (Kaiser MJ, de Groot SJ eds), pp 121-129. Blackwell Science, London
- Dendrinou P, Karamanlidis AA, Androukaki E, McConnell BJ (2007) Diving development and behavior of a rehabilitated Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*). *Marine Mammal Science* 23: 387 – 397
- Denney NH, Jennings S, Reynolds JD (2002) Life-history correlates of maximum population growth rates in marine fishes. *Proceedings of the Royal Society London B Biological Sciences* 269: 2229-2237
- Deser C, Alexander MA, Xie S-P, Phillips AS (2010) Sea surface temperature variability: patterns and mechanisms. *Annual Review Marine Science* 2: 115-143
- Di Natale A (1995) Driftnet impact on protected species: observers data from the Italian fleet and proposal for a model to assess the number of cetaceans in the by-catch. *ICCAT Collective Volume of Scientific Papers* 44: 255-263
- Diamond J (1997) *Guns, Germs, and Steel: The Fates of Human Societies*. W.W. Norton & Co
- Diamond B, Beukers-Stewart BD (2011) Fisheries discards in the North Sea: waste of resources or a necessary evil? *Reviews in Fisheries Science* 19: 231-245
- Djabali A, Mehailia A, Koudil M, Brahmi B (1993) Empirical equations for the estimation of natural mortality in Mediterranean teleosts. *Naga* 16: 35-37
- Dorr CH (1923) Fishing for pearls. *Scientific American* 128: 102-103
- Duarte CM, Cebrian J (1996) The fate of marine autotrophic production. *Limnology and Oceanography* 41: 1758-1766
- Dulvy NK, Sadovy Y, Reynolds JD (2003) Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries* 4: 25-64
- Dulvy NK, Fowler SL, Musick JA, Cavanagh RD, Kyne PM, Harrison LR, Carlson JK, Davidson LNK, Fordham S, Francis MP, Pollock CM, Simpfendorfer CA, Burgess GH, Carpenter KE, Compagno LVJ, Ebert DA, Gibson C, Heupel MR, Livingstone SR, Sanciangco JC, Stevens JD, Valenti S, White WT (2014) Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. *eLIFE* 3: e00590
- Duncan KW (1980) On the back-calculation of fish-lengths: modifications and extensions to the Fraser-Lee equation. *Journal of Fish Biology* 16: 725-730
- Echeverria TW (1987a) Relationship of otolith length to total length in rockfishes from northern and central California. *Fishery Bulletin U.S.* 85: 383-387
- Echeverria TW (1987b) Thirty-four species of California rockfishes: maturity and seasonality of reproduction. *Fishery Bulletin U.S.* 85: 229-250
- Edser T (1908) Notes on the number of plaice at each length, in certain samples from the southern part of the North Sea, 1906. *Journal of the Royal Statistical Society* 71: 686-690
- El-Mor M, El-Etreby JS, Mohammad S, Sapota MR (2002) A study on trash catch of the bottom trawl along Port-Said coast, Egypt. *Oceanological Studies* 31: 45-55
- Eliassen S, Christensen A-S (2012) The institutional basis for discard behaviour. The Badminton project: report in the Badminton project work package 4: Socio-economic and institutional incentives for discarding. 16 pp.
- Ellis N, Pantus F, Welna A, Butler A (2008) Evaluating ecosystem-based management options: Effects of trawling in Torres Strait, Australia. *Continental Shelf Research* 28: 2324-2338
- Erzini K, Goncalves JMS, Bentes L, Lino PG (1997 α) Fish mouth dimensions and size selectivity in a Portuguese longline fishery. *Journal of Applied Ichthyology* 13: 41-44
- Erzini K, Monteiro CC, Ribeiro J, Santos MN, Gaspar M, Monteiro P, Borges TC (1997 β) An experimental study of gill net and trammel net 'ghost fishing' off the Algarve (southern Portugal). *Marine Ecology*

Progress Series 158: 257–265

- Erzini K, Goncalves JMS, Bentes L, Lino PG, Ribeiro J, Stergiou KI (2003) Quantifying the roles of competing static gears: comparative selectivity of longlines and monofilament gill nets in a multi-species fishery of the Algarve (southern Portugal). *Scientia Marina* 67: 341-351
- Erzini K, Goncalves JMS, Bentes L, Moutopoulos DK, Casal JAH, Soriguer MC, Puente E, Errazkin LA, Stergiou KI (2006) Size selectivity of trammel nets in southern European small-scale fisheries. *Fisheries Research* 79: 183-201
- Essington TE, Beaudreau AH, Wiedenmann J (2006) Fishing through marine food webs. *Proceedings of the National Academy of Science* 103: 3171-3175
- Falkowski PG, Raven JA (1997) *Aquatic photosynthesis*. Blackwell Science.
- FAO (1990) Definition and classification of fishing gear categories. *FAO Fisheries Technical Paper* 222 Rev.1. FAO, Rome
- FAO (1998) Report of the FAO Technical Working Group on the Management of Fishing Capacity. La Jolla, United States of America, 15-18 April 1998. *FAO Fisheries Report* 586. Rome.
- FAO (2014) *The State of World Fisheries and Aquaculture: Opportunities and challenges*. FAO, Rome
- Fernández de Puellas ML, Grás D, Hernández-León S (2003) Annual cycle of zooplankton biomass, abundance and species composition in the neritic area of the Balearic Sea, Western Mediterranean. *PSZN Marine Ecology* 24: 123–139
- Ferretti F, Myers RA, Serena F, Lotze HK (2008) Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea. *Conservation Biology* 22: 952-964
- Fogarty MJ, O'Brien L (2009) Recruitment in marine fish populations. In: *Fish reproductive biology: implications for assessment and management* (Jakobsen T, Fogarty MJ, Megrey BA, Moksness E eds), pp 11–47. Blackwell, UK
- Fonseca P, Martins R, Campo A, Sobral P (2005) Gill-net selectivity off the Portuguese western coast. *Fisheries Research* 73: 323–339.
- Fontana A (1969) Etude de la maturité sexuelle des Sardinelles *Sardinella eba* (Val) et *Sardinella aurita* C. et V. de la région de Pointe-Noire. *Cahier ORSTOM, série Océanographie* 2: 102–114
- Ford E (1933) An account of the herring investigations conducted at Plymouth during the years from 1924 to 1933. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 19: 305-384
- Fraker MA, Mate BR (1999) Seals, sea lions, and salmon in the Pacific Northwest. In: *Conservation and Management of Marine Mammals* (Twiss JR, Reeves RR, eds), pp. 156-178. Smithsonian Institution Press, Washington, USA.
- Francis RICC (1990) Back-calculation of fish length: a critical review. *Journal of Fish Biology* 36: 883-902
- Francour P (1999) Demographic structure of target species: a low-cost management tool to estimate fishing pressure. *ICES/SCOR Symposium on Ecosystem effects of Fishing. Book of Abstracts*. p 60, Montpellier
- Frank KT, Petrie B, Fisher JA and Leggett WC (2011) Transient dynamics of an altered large marine ecosystem. *Nature* 477: 86–89
- Fraschetti S, Bianchi CN, Boero F, Buia MC, Della Tommasa L, Denitto F, Esposito L, Fanelli G, Giangrande A, Miglietta MP, Morri C, Piraino S, Rubino F (1999) Human disturbance and biodiversity along the Apulian coast. *Biologia Marina Mediterranea* 6: 198–204
- Fraser CM (1916) Growth of the spring salmon. *Transactions of the Pacific Fisheries Society* 1915: 29-39.
- Fréon P, El Khattabi M, Mendoza J, Guzmán R (1997) Unexpected reproductive strategy of *Sardinella aurita* off the coast of Venezuela. *Marine Biology* 128: 363-372
- Fridman AL (1986) *Calculations for fishing gear designs*. FAO, Fishing News Books, London.
- Froese R (2006) Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology* 22: 241-253
- Froese R, Binohlan C (2000) Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology* 56: 758-773
- Froese R, Binohlan C (2003) Simple methods to obtain preliminary growth estimates for fishes. *Journal of Applied Ichthyology* 19: 376-379
- Froese R, Kesner-Reyes K (2012) Impact of fishing on the abundance of marine species. *ICES Council Meeting Report CM 12/L: 1–15*
- Froese R, Pauly D (2015) FishBase. Available at www.fishbase.org (accessed 18 August).
- 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, Tsikliras AC, Stergiou KI (2011) Editorial note on weight-length relations of fishes. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 41: 261–263
- Froese R, Walters C, Pauly D, Winker H, Weyl OLF, Demirel N, Tsikliras AC, Holt SJ (2015) A critique of the balanced harvesting approach to fishing. *ICES Journal of Marine Science*, DOI: 10.1093/icesjms/fsv122
- Froese R, Coro G, Kleisner K, Demirel N (2016) Revisiting safe biological limits in fisheries. *Fish and Fisheries*, DOI: 10.1111/faf.12102
- Fryer RJ (1991) A model of between-haul variation in selectivity. *ICES Journal of Marine Science* 48: 281–290
- Gabriel O, Lange K, Dahm E, Wendt T (2005) *Von Brandt's fish catching methods of the world*. Blackwell Publishing
- Gallucci VF, Quinn TJ II (1979) Reparameterizing, fitting, and testing a simple growth model. *Transactions of the American Fisheries Society* 108: 14–25
- Garcia SM, Kolding J, Rice J, Rochet MJ, Zhou S, Arimoto T, Beyer JE, Borges L, Bundy A, Dunn D, Fulton EA, Hall M, Heino M, Law R, Makino M, Rijnsdorp AD, Simard F, Smith ADM (2012) Reconsidering the consequences of selective fisheries. *Science* 335: 1045–1047
- Garvey JE, Herra TP, Leggett WC (2002) Protracted reproduction in sunfish: the temporal dimension in fish recruitment revisited. *Ecological Applications* 12: 194–205
- Gassie RM (1954) Some use of probability paper in the analysis of frequency distributions. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 5: 513–522
- Gayanilo FC Jr, Soriano M, Pauly D (1988) A draft guide to the COMPLEAT ELEFAN. ICLARM Software Project 2: 1–65
- Gayanilo FC Jr, Sparre P, Pauly D (1994) The FAO-ICLARM stock assessment tools (FISAT): user's guide. FAO Computerised Information Series, Fisheries. Rome.
- Gayanilo FC Jr, Sparre P, Pauly D (2005) FAO-ICLARM stock assessment tools (FISAT II). Revised version. User's manual. FAO, Rome.
- Gerber L, Morissette L, Kaschner K, Pauly D (2009) Should whales be culled to increase fishery yield? *Science* 323: 880–881
- Gerking S (1994) *Feeding ecology of fish*. Academic Press, San Diego
- Gerosa G, Casale P (1998) Interaction of marine turtles with fisheries in the Mediterranean. Tunis, UNEP/ MAP, Regional Activity Centre for Special Protected Areas (RAC/SPA).
- Giakoumi S (2014) Distribution patterns of the invasive herbivore *Siganus luridus* (Ruppell, 1829) and its relation to native benthic communities in the central Aegean Sea, Northeastern Mediterranean. *Marine Ecology* 35: 96–105
- Gillanders BM (2006) Seagrasses, fish, and fisheries. In: *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* (Larkum AWD, editor), pp. 503–536. Springer Science and Business Media, Amsterdam
- Gillet C, Dubois JP (2007) Effect of water temperature and size of females on the timing of spawning of perch *Perca fluviatilis* L. in Lake Geneva from 1984 to 2003. *Journal of Fish Biology* 70: 1001–1014
- Gislason H, Daan N, Rice JC, Pope JG (2010) Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. *Fish and Fisheries* 11: 149–158
- Godley BJ, Thompson DR, Waldron S, Furness RW (1998) The trophic status of marine turtles as determined by stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series* 166: 277–284
- Golani D, Orsi-Relini L, Massuti E, Quignard JP (2002) CIESM atlas of exotic species in the Mediterranean (ed. F. Briand), Vol I, Fishes. CIESM Publisher, Monaco.
- Gompertz B (1825) On the nature of the function expressive of the law of human mortality and on a new mode of determining the value of life contingencies. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 115: 515–585
- Gordo O, Barriocanal C, Robson D (2011) Ecological impacts of the North Atlantic Oscillation (NAO) in Mediterranean Ecosystems. *Advances in Global Change Research* 46: 153–170
- Graham M (1935) Modern theory of exploiting a fishery, and application to North Sea trawling. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 10: 264–274.
- Grixti D, Conron SD, Jones PL (2007) The effect of hook/bait size and angling technique on the hooking location and the catch of recreationally caught black bream *Acanthopagrus butcheri*. *Fisheries Research* 84: 338–344
- Güçlüsoy H (2008) Damage by monk seals to gear of the artisanal fishery in the Foça Monk Seal Pilot Conservation Area, Turkey. *Fisheries Research* 90: 70 – 77

- Guénette S, Heymans JJ, Christensen V, Trites AW (2006) Ecosystem models show combined effects of fishing, predation, competition, and ocean productivity on Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 2495-2517
- Guillén JE, Ramos AA, Martínez L, Sánchez Lizaso JL (1994) Antitrawling reefs and the protection of *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in the Western Mediterranean Sea: demand and aims. *Bulletin of Marine Science* 55: 645-650
- Gulland JA (1955) On the estimation of population parameters from marked members. *Biometrika* 42: 269-270.
- Gulland JA (1969) Manual of methods for fish stock assessment. Part I. Fish population analysis. FAO Fisheries Technical Paper 4: 1-154
- Gulland JA (1977) Fish population dynamics. John Wiley and Sons, New York
- Gulland JA (1983) Fish Stock Assessment: A Manual of Basic Methods. Wiley-Interscience Publications, UK
- Gulland JA (1988) Fish population dynamics. 2nd Edition, John Wiley and Sons, New York
- Gulland JA, Holt SJ (1959) Estimation of growth parameters for data at unequal time intervals. *Journal de Conseil Internationale pour l'Exploration de la Mer* 25: 47-49
- Gunderson DR (1980) Using r-K selection theory to predict natural mortality. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 2266-2271
- Hale R, Pires R, Santos P, Karamanlidis AA (2001) Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*): fishery interactions in the Archipelago of Madeira. *Aquatic Mammals* 37: 298-304
- Hall MA (1998) An ecological view of the tuna-dolphin problem: impacts and trade-offs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 8: 1-34
- Hall MA, Alverson DL, Metuzals KI (2000) By-catch: problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin* 41: 204-219
- Halpern BS, Longo C, Hardy D, McLeod KL, Samhuri JF, Katona SK, Kleisner K, Lester SE, O'Leary J, Ranelletti M, Rosenberg AA, Scarborough C, Selig ER, Best BD, Brumbaugh DR, Chapin FS, Crowder LB, Daly KL, Doney SC, Elfes C, Fogarty MJ, Gaines SD, Jacobsen KI, Karrer LB, Leslie HM, Neeley E, Pauly D, Polasky S, Ris B, St Martin K, Stone GS, Sumaila UR, Zeller D (2012) An index to assess the health and benefits of the global ocean. *Nature* 488: 615-620
- Hamley JM (1975) Review of gillnet selectivity. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32: 1943-1969
- Hampton J, Sibert JR, Kleiber P, Maunder MN, Harley SJ (2005) Changes in abundance of large pelagic predators in the Pacific Ocean. *Nature* 434: E2eE3
- Harding JP (1949) The use of probability paper for the graphical analysis of polymodal frequency distributions. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.* 28: 141-153
- Harmelin-Vivien M (2000) Influence of fishing on the trophic structure of fish assemblages in Mediterranean seagrass beds. In: *Fishing down the Mediterranean food webs?* (Briand F, ed.) CIESM Workshop Series 12: 39-42
- Harrington JM, Myers RA, Rosenberg AA (2005) Wasted fishery resources: discarded by-catch in the USA. *Fish and Fisheries* 6: 350-361
- Hart PJB, Reynolds JD (2002) *Handbook of Fish Biology and Fisheries: 2 Volume Set*. Wiley-Blackwell
- Heileman S, Parr W, Volovik G (2008) Black Sea LME. In: *The UNEP Large Marine Ecosystem Report: A perspective on changing conditions in LMEs of the world's Regional Seas*. (Sherman K, Hempel G, editors), pp 203-218. UNEP Regional Seas, Report and Studies No. 182. United Nations Environment Programme. Kenya
- Heincke F (1913) Investigations on the plaice. General report. 1. The plaice fishery and protective regulations. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 17A: 1-153
- Hilborn R (2007) Managing fisheries is managing people: what has been learned? *Fish and Fisheries* 8: 285-296
- Hilborn R, Walters CJ (1992) Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, London
- Hilborn R, Walters CJ (2003) Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. 2nd edition, Chapman and Hall, London
- Hjort J (1914) Fluctuations in the great fisheries of northern Europe, viewed in the light of biological research. *Rapport et Proces-Verbaux des Reunions du Conseil International pour l'exploration de la*

Mer 20: 1-228

- Hjort J (1926) Fluctuations in the year classes of important food fishes. *Journal of the International Council for the Exploration of the Sea* 1: 5-38
- Hoening JM (1983) Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fishery Bulletin US* 81: 898-903
- Holden MJ, Raitt DFS (1974) *Manual of Fisheries Science*. FAO Fisheries Technical Papers 115: 1-214
- Holt EWL, Byrne LW (1898) Notes on the reproduction of teleostean fishes in the south-western district. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 5: 333-340
- Hovgård H, Lassen H (2000) Manual on estimation of selectivity for gillnet and longline gears in abundance surveys. FAO Fisheries Technical Paper 397: 1-84
- Hunter M, Price PW (1992) Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology* 73: 724-732
- Hureau JC (1966) Biologie comparee des quelques poissons antarctiques (Nototheniidae). *Bulletin Institute Oceanographie Monaco* 68: 1-429
- Hurrell JW (1995) Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: regional temperatures and precipitations. *Science* 269: 676-679
- Hutchings JA (2001) Conservation biology of marine fishes: perceptions and caveats regarding assignment of extinction risk. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 108-121
- Hutchings JA (2002) Life histories of fish. In: *Handbook of Fish Biology and Fisheries Vol. 1. Fish Biology* (Hart PJB, Reynolds JD, eds), pp. 149-174. Blackwell Science, Oxford
- Hutchings L, Verheye HM, Mitchell-Innes BA, Peterson WT, Huggert JA, Painting SJ (1995) Copepod production in the southern Benguela system. *ICES Journal of Marine Science* 52: 439-455
- Hyslop EJ (1980) Stomach contents analysis -- a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17: 411-429
- Iles TD (1984) Allocation of resources to gonad and soma in Atlantic herring, *Clupea harengus* L. In: *Fish Reproduction: Strategies and Tactics* (Potts GW, Wootton RJ eds), pp. 331-347. Academic Press, London
- IUCN (2012) *Marine Mammals and Sea Turtles of the Mediterranean and Black Seas*. Gland, Switzerland and Malaga, Spain. IUCN. 32 pages
- Ivlev VS (1961) *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Yale University Press, New Haven
- Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Estes JA, Hughes TP, Kidwell S, Lange CB, Lenihan HS, Pandolfi JM, Peterson CH, Steneck RS, Tegner MJ, Warner RR (2001) Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-637
- Jacquet J, Alava JJ, Pramod G, Henderson S, Zeller D (2008) In hot soup: sharks captured in Ecuador's waters. *Environmental Sciences* 5: 269-283
- Jacquet J, Pauly D (2008) Funding priorities: big barriers to small-scale fisheries. *Conservation Biology* 22: 832-835
- Jakobsen T, Fogarty MJ, Megrey BA, Moksness E (2009) *Fish reproductive biology: implications for assessment and management*. Blackwell Publishing, UK
- Jarre A, Munck P, Pauly D (1991) Two approaches for modelling fish stock interactions in the Peruvian upwelling ecosystem. *ICES Marine Science Symposia* 193: 171-184
- Jennings S, Kaiser MJ (1998) The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology* 34: 201-350
- Jennings S, Kaiser MJ, Reynolds JD (2001) *Marine fisheries ecology*. Blackwell, London.
- Johnson WM, Karamanlidis AA, Dendrinou P, Delarrinoa FP, Gazo M, Gonzalez ML, Güçlüsoy H, Pires R, Schnellmann M (2006) Monk seal fact files. Biology, behaviour, status and conservation of the Mediterranean monk seal, *Monachus monachus*. The *Monachus Guardian Online*
- Jones R (1961) The assessment of the long-term effects of changes in gear selectivity and fishing effort. *Marine Research (Scotland)* 2: 1-19
- Jones R (1963) Some theoretical observations on the escape of haddock from a codend. *ICNAF Special Publication* 5: 116-127
- Jones R (1976) Growth of fishes. In *The ecology of the seas* (Cushing DH, Walsh JJ, eds), pp. 251-279. Blackwell, London
- Jones R (1984) Assessing the effects of changes in exploitation pattern using length composition data (with

- notes on VPA and cohort analysis). FAO Fisheries Technical Paper 256: 1-118
- Jones R, Van Zalinge NP (1981) Estimates of mortality rate and population size for shrimp in Kuwait. *Bulletin of Marine Science* 2: 273-288
- Kaiser MJ, Edwards DB, Armstrong PJ, Radford K, Lough NE, Jones HD (1998) Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *ICES Journal of Marine Science* 55: 353-361
- 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* 4: 225-229
- Karachle PK, Stergiou KI (2006) Trophic levels of north Aegean Sea. *Fisheries Centre Research Reports* 14 (4) 22p
- Karachle PK, Stergiou KI (2008) The effect of season and sex on trophic levels of marine fishes. *Journal of Fish Biology* 72: 1463-1487
- Karachle PK, Stergiou KI (2010 α) Intestine morphometrics: a compilation and analysis of bibliographic data. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 40: 45-54
- Karachle PK, Stergiou KI (2010 β) Gut length for several marine fishes: relationships with body length and trophic implications. *Marine Biodiversity Records* 3: e106
- Karachle PK, Stergiou KI (2011 α) Feeding and ecomorphology for seven flatfishes in the N-NW Aegean Sea (Greece). *African Journal of Marine Science* 33: 67-78
- Karachle PK, Stergiou KI (2011 β) Mouth allometry and feeding habits in fishes. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 41: 255-275
- Karachle PK, Stergiou KI (2014) Feeding and ecomorphology of three clupeoids in the North Aegean Sea. *Mediterranean Marine Science* 15: 9-26
- Karamanlidis AA, Androukaki E, Adamantopoulou S, Chatzistryrou A, Johnson MW, Kotomatas S, Papadopoulou A, Paravas V, Paximadis G, Pires R, Tounta E, Dendrinou P (2008) Assessing accidental entanglement as a threat to the Mediterranean monk seal *Monachus monachus*. *Endangered Species Research* 5: 205-213
- Karpouzi VS (2005) Modelling and mapping trophic overlap between fisheries and the world's seabirds. MSc Thesis, University of British Columbia, Vancouver, Canada
- Karpouzi VS, Stergiou KI (2003) The relationships between mouth size and shape and body length for 18 species of marine fishes and their trophic implications. *Journal of Fish Biology* 62: 1353-1365
- Kaschner K (2004) Modelling and mapping resource overlap between marine mammals and fisheries on a global scale. PhD Thesis, University of British Columbia, Vancouver, Canada
- Kaschner K, Pauly D (2004) Competition between marine mammals and fisheries: food for thought. Report for the Humane Society, Washington, USA
- Kaschner K, Stergiou KI, Weingartner G, Kumagai S (2004) Trophic levels of marine mammals and overlap in resource utilization between marine mammals and fisheries in the Mediterranean Sea. In: *Investigating the role of cetaceans in marine ecosystems* (Briand F, ed.). *CIESM Workshop Monographs* 25: 51-58.
- Kasperek M (ed) (2001) Marine turtles in the Eastern Mediterranean. *Zoology of the Middle East* 24
- Kasperek M, Godley BJ, Broderick AC (2001) Nesting of green turtle, *Chelonia mydas*, in the Mediterranean: a review of status and conservation needs. In: *Marine turtles in the Eastern Mediterranean* (Kasperek M, ed). *Zoology of the Middle East* 24: 45-74.
- Kastelle CR, Kimura DK (2006) Age validation of walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) from the Gulf of Alaska using the disequilibrium of Pb-210 and Ra-226. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1520-1529
- Katsanevakis S, Maravelias CD (2008) Modelling fish growth: multi-model inference as a better alternative to a priori using von Bertalanffy equation. *Fish and Fisheries* 9: 178-187
- Kavadas S, Bazigos G, Papaconstantinou K, Economou A (2007) Fisheries statistics in Hellas: data collection and processing. In: *State of Hellenic Fisheries* (Papaconstantinou C, Zenetos A, Vassilopoulou V, Tserpes G, eds), pp. 110-117. Hellenic Centre for Marine Research, Athens
- Kelleher K (2005) Discards in the world's marine fisheries. An update. FAO Fisheries Technical Paper 470: 1-131
- Kenchington E (2003) The effects of fishing on species and genetic diversity. In: *Responsible fisheries in the marine ecosystem* (Sinclair M, Valdimarsson G eds), pp. 25-40. FAO and CAB International, Rome, Italy, and Wallingford, UK.
- Kenchington TJ (2014) Natural mortality estimators for information-limited fisheries. *Fish and Fisheries* 14:

- Kerr RA (2000) North Atlantic climate pacemaker for the centuries. *Science* 288: 1984–1986
- Kesteven GL (1960) Manual of field methods in fisheries biology. *FAO Manuals in Fisheries Sciences* 1: 44-45
- King JR, McFarlane GA (2003) Marine fish life history strategies: applications to fishery management. *Fisheries Management and Ecology* 10: 249-264
- King M (2007) *Fisheries Biology, Assessment and Management*. 2nd Edition Wiley-Blackwell, UK
- Kirkwood GP, Walker TI (1986) Gill net selectivities for gummy shark, *Mustelus antarcticus* Gunther, taken in south-eastern Australian waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 37: 689–697
- Kirsch B (2006) Marine aquaculture from a Mediterranean perspective. Proceedings of the conference Future aquaculture-opportunities and challenges in southern and eastern Europe. European Aquaculture Society, Oostende
- Kjesbu OS, Witthames PR (2007) Evolutionary pressure on reproductive strategies in flatfish and groundfish: Relevant concepts and methodological advancements. *Journal of Sea Research* 58: 23-34
- Kleanthidis PK, Sinis AI, Stergiou KI (1999) Length-weight relationships of freshwater fishes in Greece. *Naga (ICLARM)* 22 (4): 37-41
- Kleisner K, Froese R, Zeller D, Pauly D (2012) Using global catch data for inferences on the world's marine fisheries. *Fish and Fisheries* 14: 293-311
- Kline T, Pauly D (1998) Cross-validation of trophic level estimates from a mass balance model of Prince William Sound using $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ data. In: *Fish Stock Assessment Models*. Alaska Sea Grant College Program AK-SG-98-01
- Knauss JA (1997) *Introduction to Physical Oceanography*. Waveland Pr Inc
- Knight W (1969) A formulation of the von Bertalanffy growth curve when the growth rate is roughly constant. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 26: 3069-3072
- Knudsen MF, Jacobsen BH, Seidenkratz M-S, Olsen J (2014) Evidence for external forcing of the Atlantic Multidecadal Oscillation since termination of the Little Ice Age. *Nature Communications* 5: 3323
- Komatsu M, Misaki S (2001) The truth behind the whaling dispute. Institute of Cetacean Research, Tokyo.
- Koutrakis ET, Tsikliras AC (2003) Length-weight relationships of fishes from three northern Aegean estuarine systems (Greece). *Journal of Applied Ichthyology* 19: 258-260
- Koutrakis ET, Tsikliras AC (2009) Reproductive biology of the marbled goby, *Pomatoschistus marmoratus* (Pisces, Gobiidae), in a northern Aegean estuarine system (Greece). *Folia Zoologica* 58: 447-456
- Laist DW (1987) Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 18: 319-326
- Lalli C, Parsons TR (2004) *Biological oceanography*. Butterworth-Heinemann
- Lamprakis MK, Kallianiotis AA, Stergiou KI (2008) Trophic level of fishes caught by trawls in Thracian Sea. *Journal of Natural History* 42: 687–694
- Langton RW (1982) Diet overlap between Atlantic cod, *Gadus morhua*, silver hake, *Merluccius bilinearis*, and fifteen other Northwest Atlantic finfish. *Fishery Bulletin U.S.* 80: 745-759
- Larkin PA (1972) *The stock concept and management of Pacific salmon*. University of British Columbia Press, Vancouver
- Laskarides C (1948a) Studies on the biology of sardine (*Clupea pilchardus* Walb.) of the greek seas. *Proceedings of the Greek Hydrobiological Institute of the Athens Academy* 2: 12-87
- Laskarides C (1948b) Contribution to the biology of the fish species *Mulloides auriflamma* (Forsk.). *Proceedings of the Greek Hydrobiological Institute of the Athens Academy* 2: 103 - 118
- Laskarides C (1948c) *Holocentrum rubrum* (Forsk) and *Lagocephalus lagocephalus* (L.), two newly reported members of the Greek Fishfauna (Dodecanesian Islands). *Proceedings of the Greek Hydrobiological Institute of the Athens Academy* 2: 127-129
- Laskarides C (1949) Analysis of the catches of beach seines. *Proceedings of the Greek Hydrobiological Institute of the Athens Academy* 3: 39-74
- Lassen H (1996) Report of the Group of Independent Experts to advise the European Commission on the Fourth Generation of Multi-Annual Guidance Programmes. DG XIV/298/96-EN.
- Lassen H, Kelly C, Sissenwine M (2014) ICES advisory framework 1977–2012: from Fmax to precautionary approach and beyond. *ICES Journal of Marine Science* 71: 166–172
- Le Cren ED (1951) The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology* 20: 201-219
- Lea E (1910) On the methods used in herring investigations. *ICES Publications de Circonstance* 53: 1-174

- Lea E (1911) Report on the international herring investigation during the year 1910. 3. A study of the growth of herrings. ICES Publications de Circonstance 61: 35-37
- Lea E (1913) Further studies concerning the methods of calculating the growth of herrings. ICES Publications de Circonstance 66: 1-36
- Lebedev NY (1946) Elementary populations of fish. Zoologicheskij Zhurnal 25: 121-135
- Lee R (1920) A review of the methods of age and growth determination in fishes by means of scales. Fisheries Investigations, London, Series 2, 4(2): 1-32
- Lee AM, Williams AJ, Southgate PC (2008) Modelling and comparison of growth of the silver-lip pearl oyster *Pinctada maxima* (Jameson) (Mollusca: Pteriidae) cultured in West Papua, Indonesia. Marine and Freshwater Research 59: 22–31
- Leonardos ID, Tsikliras AC (2011) Validating annulus formation and examining the potential use of pectoral spines for age determination in Aristotle's catfish (*Silurus aristotelis*). Journal of Applied Ichthyology 27: 53-56
- Leontarakis PK, Richardson CK (2004) Growth of the smooth clam, *Callista chione* (Linnaeus, 1758) (Bivalvia: Veneridae) from the Thracian Sea, northeastern Mediterranean. Journal of Molluscan Studies 71: 189-192
- Levins R (1968) Evolution in changing environments. Princeton University Press, USA
- Levitus S, Antonov JI, Boyer TP, Stephens C (2000) Warming of the world ocean. Science 287: 2225–2229
- Libralato S, Pranovi F, Stergiou KI, Link JS (2014) Trophodynamics in marine ecology: 70 years after Lindeman. Marine Ecology Progress Series 512: 1–7
- Lindeman RL (1942) The trophic-dynamic aspect of ecology. Ecology 23: 399–418
- Lleonart J (1999) Precautionary approach and Mediterranean fisheries. CIESM Workshop Series 7: 1-13
- Lloret J, Shulman G, Love RM (2014) Condition and health indicators of exploited marine fishes. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Lloret J, Zaragoza N, Caballero D, Font T, Casadevall M, Riera V (2008) Spearfishing pressure on fish communities in rocky coastal habitats in a Mediterranean marine protected area. Fisheries Research 94: 84-91
- Longhurst A (1998) Cod: perhaps if we all stood back a bit? Fisheries Research 38: 101-108
- Longhurst AR, Pauly D (1987) Ecology of Tropical Oceans. Academic Press, San Diego
- Longhurst AR, Harrison WG (1989) The biological pump: profiles of plankton production and consumption in the upper ocean. Progress in Oceanography 22: 47-123
- Longhurst A, Sathyendranath S, Platt T, Caverhill C (1995) An estimate of global primary production in the ocean from satellite radiometer data. Journal of Plankton Research 17: 1245–1271
- Lopez DB (2006) Interactions between Mediterranean bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and gillnets of Sardinia, Italy. ICES Journal of Marine Science 63: 946-951
- Lovell RT (1998) Nutrition and Feeding of fish. Kluwer Academic Publishers, New York.
- Macdonald PDM (1987) Analysis of length frequency distributions. In: Age and Growth of Fish (Summerfelt RC, Hall GE eds), pp. 371-384. Iowa State University Press, Iowa
- Machias A, Vassilopoulou V, Vatsos D, Bekas P, Kallianotis A, Papaconstantinou C, Tsimenides N (1999) Trawling discards quantification in Greek waters. ICES/SCOR Symposium on Ecosystem effects of Fishing. Book of Abstracts. p 50, Montpellier.
- Machias A, Vasilopoulou V, Vatsos D, Bekas P, Kallianotis A, Papaconstantinou C, Tsimenides N (2001) Bottom trawl discards in the northeastern Mediterranean Sea. Fisheries Research 53: 181–195
- Machias A, Somarakis S, Papadoulakis N, Spedicato M-T, Suquet M, Lembo G, Divanach P (2003) Settlement of the wreckfish (*Polyprion americanus*). Marine Biology 142: 45-52
- Machias A, Karakassis I, Labropoulou M, Somarakis S, Papadopoulou KN, Papaconstantinou C (2004) Changes in wild fish assemblages after the establishment of a fish farming zone in oligotrophic marine ecosystems. Estuarine, Coastal and Shelf Science 60: 771-779
- Machias A, Karakassis I, Giannoulaki M, Papadopoulou KM, Smith CJ, Somarakis S (2005) Response of demersal fish communities to the presence of fish farms. Marine Ecology Progress Series 288: 241-250
- Machias A, Giannoulaki M, Somarakis S, Maravelias CD, Neofitou C, Koutsoubas D, Papadopoulou KN, Karakassis I (2006) Fish farming effects on local fisheries landings in oligotrophic seas. Aquaculture 261: 809-816
- Machias A, Giannoulaki M, Somarakis S, Siapatis A (2007) Small pelagic fish. In: State of Hellenic Fisheries

- (Papaconstantinou C, Zenetos A, Vassilopoulou V, Tserpes G, eds), pp. 192-207. Hellenic Centre for Marine Research, Athens
- MacLennan DN (1992) Fishing gear selectivity: an overview. *Fisheries Research* 13: 201–204.
- Majkowski J, Hampton J, Jones R, Laurec A, Rosenberg AA (1987) Sensitivity of length-based methods for stock assessment: report of working group III. In: *Length-based methods in fisheries research* (Pauly D, Morgan GR, eds.), pp. 363-372. *ICLARM Conference Proceedings* 13: 1-468.
- Mann KH, Lazier JRN (1996) *Dynamics of Marine Ecosystems: Biological –Physical Interactions in the Oceans*. 2nd edition. Blackwell Science, Boston
- Manning LL (1989) Marine mammals and Fisheries Conflicts: A philosophical dispute. *Ocean & Shoreline Management* 12: 217-232
- Marbà N, Díaz-Almela E, Duarte CM (2014) Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. *Biological Conservation* 176: 183–190
- Marchal P, Andersen B, Caillart B, Eigaard O, Guyader O, Hovgaard H, Iriondo A, Le Fur F, Sacchi J, Santurtun M (2007) Impact of technological creep on fishing effort and fishing mortality, for a selection of European fleets. *ICES Journal of Marine Science* 64: 192–209
- Margaritoulis D, Argano R, Baran I, Bentivegna F, Bradai MN, Camiñas JA, Casale P, De Metrio G, Demetropoulos A, Gerosa G, Godley B, Houghton J, Laurent L, Lazar YB (2003) Loggerhead turtles in the Mediterranean: Present knowledge and conservation perspectives. In: *Ecology and conservation of loggerhead sea turtles* (Bolten AB, Witherington BE, eds). Washington, DC, Smithsonian Institution Press.
- Marshall CT, Kjesbu OS, Yaragina NA, Solemdal P, Ulltang Ø (1998) Is spawner biomass a sensitive measure of the reproductive and recruitment potential of Northeast Arctic cod? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1766-1783
- Marshall CT, Needle CL, Thorsen A, Kjesbu OS, Yaragina NA (2006) Systematic bias in estimates of reproductive potential of an Atlantic cod (*Gadus morhua*) stock: implications for stock–recruit theory and management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 980-994
- Martell S, Froese R (2013), A simple method for estimating MSY from catch and resilience. *Fish and Fisheries* 14: 504–514
- Martin JH (1992) Iron as a limiting factor in oceanic productivity. In: *Primary Productivity and Biogeochemical Cycles in the Sea* (Falkowski PG, Woodhead AD eds), pp. 123-138. Plenum Press, New York.
- Martin PS (1973) The discovery of America. *Science* 179: 969-974
- Martín P, Sabatés A, Lloret J, Martin-Vide J (2012) Climate modulation of fish populations: the role of the Western Mediterranean Oscillation (WeMO) in sardine (*Sardina pilchardus*) and anchovy (*Engraulis encrasicolus*) production in the north-western Mediterranean. *Climatic Change* 110: 925-939
- Martín-Vide J, Lopez-Bustins JA (2006) The Western Mediterranean Oscillation and rainfall in the Iberian Peninsula. *International Journal of Climatology* 26: 1455-1475
- Matsuoka T, Nakashima T, Nagasawa N (2005) A review of ghost fishing: scientific approaches to evaluation and solutions. *Fisheries Science* 71: 691–702
- Maunder MN, Punt AE (2004) Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research* 70: 141-159
- Maunder MN, Sibert JR, Fonteneau A, Hampton J, Kleiber P, Harley SJ (2006) Interpreting catch per unit effort data to assess the status of individual stocks and communities. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1373-1385
- May RM (ed.) (1984) *Exploitation of Marine communities*. Report on the Dahlem workshop on exploitation of marine communities. Berlin, Springer Verlag.
- McClanahan TR (1992) Resource utilization, competition and predation: a model and example from coral reef grazers. *Ecological Modelling* 61: 195-215
- McClanahan TR, Kakamura AT, Muthiga NA, Yebio MG, Obura D (1996) Effects of sea-urchin reductions on algae, coral and fish populations. *Conservation Biology* 10: 136-154
- McFarlane GA, Beamish RJ (1987) Validation of the dorsal spine method of age determination for spiny dogfish. In: *Age and growth of fish* (Summerfelt RC, Hall GE, eds), pp. 287-300. Iowa State University, Iowa
- McFarlane GA, King JR, Saunders MW (2002) Preliminary study on the use of neural arches in the age determination of bluntnose sixgill sharks (*Hexanchus griseus*). *Fishery Bulletin US* 100: 861–864

- Meffe GK (1991) Life history changes in eastern Mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) induced in thermal elevation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 60-66
- Mertz G, Myers RA (1996) Influence of fecundity on recruitment variability of marine fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 1618-1625
- Millán M (1999) Reproductive characteristics and condition status of anchovy *Engraulis encrasicolus* L. from the Bay of Cadiz (SW Spain). *Fisheries Research* 41: 73-86
- Millar RB (1992) Estimating the size-selectivity of fishing gear by conditioning on the total catch. *Journal of the American Statistical Association* 87: 962–968.
- Millar RB, Walsh SJ (1992) Analysis of trawl selectivity studies with an application to trawler trawls. *Fisheries Research* 13: 205–220.
- Millar RB, Holst R (1997) Estimation of gillnet and hook selectivity using log-linear models. *ICES Journal of Marine Science* 54: 471–477.
- Millar RB, Fryer RJ (1999) Estimating the size-selection curves of towed gears, traps, nets and hooks. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9: 89–116.
- Miller CB, Wheeler PA (2012) *Biological oceanography*. 2nd Edition. Blackwell Publishing.
- Monastyrsky GM (1926) Methods for determining growth of fish from scale measurements. In *Sbornik Statei po Metodike Opred., Vozrasta i Rosta Ryb.*, Krasnoyarsk
- Morales-Nin B, Moranta J, Garcia C, Tugores MP, Grau AM, Riera F, Cerda M (2005) The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): some implications for coastal resource management. *ICES Journal of Marine Science* 62: 727-739.
- Moranta J, Massutí E, Morales-Nin B (2000) Fish catch composition of the deep-sea decapod crustacean fisheries in the Balearic Islands (western Mediterranean). *Fisheries Research* 45: 253–264.
- Moutopoulos DK, Stergiou KI (2011) The evolution of Greek fisheries during 1928–1939. *Acta Adriatica* 52: 183–200
- Moutopoulos DK, Stergiou KI (2012) Spatial disentangling of Greek commercial fisheries landings by gear between 1928-2007. *Journal of Biological Research* 18: 265-279
- Moutopoulos DK, Katselis G, Kios K, Tsotskou A, Tsikliras AC, Stergiou KI (2013) Estimation and reconstruction of shore-based recreational angling fisheries catches in the Greek Seas (1950-2010). *Journal of Biological Research* 20: 376-381
- Moutopoulos DK, Tsikliras AC, Stergiou KI (2014a) Reconstruction of Greek fishery catches by fishing gear and area (1950-2010). In: *Reconstruction of marine fisheries catches for key countries and regions (1950-2005)* (Zeller D, Pauly D eds.), pp. 1-14. Fisheries Centre Research Reports XX. Fisheries Centre, University of British Columbia
- Moutopoulos DK, Libralato S, Solidoro C, Erzini K, Stergiou KI (2014b) Effect of landings data disaggregation on ecological indicators. *Marine Ecology Progress Series* 509: 27-38
- Murawski SA (2000) Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. *ICES Journal of Marine Science* 57: 649–658
- Murphy BR, Willis DW (Eds) (1996). *Fisheries Techniques*, 2nd edition. American Fisheries Society, Bethesda.
- Musick JA, Branstetter S, Colvocoresses JA (1993) Trends in shark abundance from 1974 to 1991 for the Chesapeake Bight region of the U.S. mid-Atlantic coast. In: *Conservation Biology of Elasmobranchs* (Branstetter S, ed), pp. 1–19. NOAA Technical Report NMFS, 115. 99 pp.
- Myers RA, Worm B (2003) Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423: 280-283
- Myers RA, Hutchings JA, Barrowman NJ (1997) Why do fish stocks collapse? The example of cod in eastern Canada. *Ecological Applications* 7: 91-106
- Myers RA, Bowen KG, Barrowman NJ (1999) Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 2404-2419
- Myers RA, Baum JK, Shepherd TD, Powers SP, Peterson CH (2007) Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science* 315: 1846-1850
- Neis B, Schneider DC, Felt L, Haedrich RL, Fisher J, Hutchings JA (1999) Fisheries assessment: what can be learned from interviewing resource users? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 1949-1963
- Nemeth RS (2005) Population characteristics of a recovering US Virgin Islands red hind spawning aggregation following protection. *Marine Ecology Progress Series* 286: 81-97
- Ni I-H, Sandeman EJ (1984) Size at maturity for northwest Atlantic Redfishes (*Sebastes*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41: 1753-1762

- Nielsen TG, Kiorboe T (1994) Regulation of zooplankton biomass and production in a temperate, coastal ecosystem. 2. Ciliates. *Limnology and Oceanography* 39: 508-519
- Nikolskii GV (1963) *The ecology of fishes*. Academic Press, London & New York
- Nikolskii GV (1980) *Theory of Fish Population Dynamics as the Biological Background for Rational Exploitation and Management of Fishery Resources*. Bishen Singh Mahendra Pal Singh & Otto Koeltz Science Publishers, Delhi
- Northridge SP (1991) An updated world review of interactions between marine mammals and fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* 251: 1-58
- Northridge SP, Hofman RJ (1999) Marine mammal interactions with fisheries. In: *Conservation and Management of Marine Mammals* (Twiss JRJr, Reeves RR eds), pp. 99–119. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Nunes AL, Katsanevakis S, Zenetos A, Cardoso AC (2014) Gateways to alien invasions in the European seas. *Aquatic Invasions* 9: 133–144
- Nye JA, Baker MR, Bell R, Kenny A, Kilbourne KH, Friedland KD, Martino E, Stachura MM, Van Houtan KS, Wood R (2014) Ecosystem effects of the Atlantic Multidecadal Oscillation. *Journal of Marine Systems* 133: 103-116
- Nyholmen O, Hopkins CCE (1988) Some observations on the population biology of capelin (*Mallotus villosus*) from Balsfjord, northern Norway. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 44: 264-276
- Olsen EM, Heino M, Lilly GR, Morgan MJ, Bratty J, Ernande B, Dieckmann U (2004) Maturation trends indicative of rapid evolution preceded the collapse of northern cod. *Nature* 428: 932–935
- Paleczny M, Hammill E, Karpouzi V, Pauly D (2015) Population Trend of the World's Monitored Seabirds, 1950-2010. *PLoS ONE* 10: e0129342
- Palomares MLD, Pauly D (Eds) (2015) *SeaLifeBase*. World Wide Web electronic publication. Available at www.sealifebase.org, version (08/2015).
- Panagiotopoulos P (1916a) Fishculture and fishes of the Missolonghi lagune. *Bulletin of the Hydrobiological Marine Station of Athens* 1: 329-448.
- Panagiotopoulos P (1916b) Poissons anadromes. *Bulletin of the Hydrobiological Marine Station of Athens* 1: 449-555
- Panagiotopoulos P (1916c) Rapport sur la station Hydrobiologique. Ministry of National Economy. *Rapport of the Hydrobiological Starion of Athens* 1: 559-586
- Pannella G (1971) Fish otoliths: daily growth layers and periodical patterns. *Science* 173: 1124-1127
- Pannella G (1974) Otolith growth patterns: an aid in age determination in temperate and tropical fishes. In: *Ageing of fish* (Bagenal tb, ed.), pp. 28-39. Unwin Brothers Limited, Surrey
- Panela G (1980) Growth patterns in fish sagittae. In: *Skeletal growth of aquatic organisms* (Rhoads DC, Lutz RA, eds.), pp. 519-560. Plenum, New York.
- Panou A, Tselentis L, Voutsinas N, Mourelatus Ch, Kaloupi S, Voutsinas V, Moschonas S (1999) Incidental catches of marine turtles in surface long line fishery in the Ionian Sea (Greece). *Contributions to the Zoogeography and Ecology of the Eastern Mediterranean Region* 1: 435–445
- Papaconstantinou C (2002) Developing of the specifications of a monitoring system for fisheries research. *Monographs on marine sciences, National Centre for Marine Research, Athens*.
- Papaconstantinou C (2013) Ichthyologists working in the Hellenic Seas. In: *FishBase Symposium: More Fish and More* (Stergiou KI, Bobori D, Tsikliras AC eds.), pp. 71-76. Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki, Greece.
- Papaconstantinou C (2014) *Fauna Graeciae. An updated checklist of the fishes in the Hellenic Seas*. *Monographs on Marine Sciences, 7, Athens, HCMR, 340 pp*.
- Papaconstantinou C, Zenetos A, Vassilopoulou V, Tserpes G (2007) *State of Hellenic Fisheries*. Hellenic Centre for Marine Research, Athens.
- Parker PA (1990) Cleaning the oceans of the plastics threat. *Sea Frontiers* 36: 18-27
- Parker RR, Larkin PA (1959) A concept of fish growth. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 16: 721-745
- Pauly D (1980) On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal de Conseil Internationale pour l'Exploration de la Mer* 39: 175-192
- Pauly D (1981) The relationship between gill surface area and growth performance in fish: a generalization

- of von Bertalanffy's theory of growth. *Meeresforschung* 28: 251-282
- Pauly D (1983) Length-converted catch curves: a powerful tool for fisheries research in the tropics (Part I). *Fishbyte* 1(2): 9-13
- Pauly D (1984 α) Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. *ICLARM Studies Review* 8: 1-325
- Pauly D (1984 β) Length-converted catch curves: a powerful tool for fisheries research in the tropics (Part II). *Fishbyte* 2(1): 17-19
- Pauly D (1984 γ) Length-converted catch curves: a powerful tool for fisheries research in the tropics (Part III: conclusions). *Fishbyte* 2(3): 9-10
- Pauly D (1987) A review of the ELEFAN system for analysis of length-frequency data in fish and aquatic invertebrates. In: *Length-based methods in fisheries research* (Pauly D, Morgan GR, eds.), pp. 7-34. *ICLARM Conference Proceedings* 13: 1-468.
- Pauly D (1994) *On the sex of fish and the gender of scientists: a collection of essays in fisheries science*. Fish and Fisheries Series 14, London: Chapman and Hall.
- Pauly D (1995) Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 430
- Pauly D (1996) One hundred million tonnes of fish, and fisheries research. *Fisheries Research* 25: 25-38.
- Pauly D (1998 α) Beyond our original horizons: the tropicalization of Beverton and Holt. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 8: 307-334
- Pauly D (1998 β) Tropical fishes: patterns and propensities. *Journal of Fish Biology* 53 (Suppl. A): 1-17
- Pauly D (2007) Obituary: Ransom Aldrich Myers (1952-2007). *Nature* 447: 160
- Pauly D (2010) Gasping fish and panting squids: oxygen, temperature and the growth of water-breathing animals. In: *Excellence in ecology* (Kinne O ed). Book 22. International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe
- Pauly D, Gaschutz G (1979) A simple method for fitting oscillating length growth data with a programme for pocket calculators. *ICES Conference and Meeting 1979/G*: 1-24
- Pauly D, David N (1981) A basic program for the objective extraction of growth parameters from length-frequency data. *Berichte der Deutschen Wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung* 28(4): 205-211
- Pauly D, Munro J (1984) Once more on growth comparison in fish and invertebrates. *Fishbyte* 2: 21
- Pauly D, Morgan GR (eds.) (1987) *Length-based methods in fisheries research*. ICLARM Conference Proceedings 13: 1-468
- Pauly D, Tsukayama I (Editors) (1987) *The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change*. *ICLARM Studies and Reviews* 15: 1- 351
- Pauly D, Christensen V (1995) Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374: 255-257
- Pauly D, Maclean J (2003) *In a Perfect Ocean: The State of Fisheries and Ecosystems in the North Atlantic Ocean*. Island Press, Washington
- 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, Stergiou KI (2014) The ethics of human impacts and the future of the earth's ecosystems: Introduction. *Ethics in Science and Environmental Politics* 14: 1-5
- Pauly D, Zeller D (2016) Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nature Communications* 7: 10244
- Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, Torres F JR (1998a) Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863
- Pauly D, Froese R, Christensen V (1998b) Response to Caddy et al. (1998): How pervasive is fishing down the marine food webs. *Science* 282: 1383a
- 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
- Pauly D, Christensen V, Guénette S, Pitcher TJ, Sumaila UR, Walters CJ, Watson R, Zeller D (2002) Toward sustainability in world fisheries. *Nature* 418: 689-695
- Pauly D, Hilborn R, Branch TA (2013) Does catch reflect abundance? *Nature* 494: 303-306
- Pauly D, Belhabib D, Blomeyer R, Cheung WWL, Cisneros-Montemayor AM, Copeland D, Harper S, Lam VWY, Mai Y, Le Manach F, Österblom H, Mok KM, van der Meer L, Sanz A, Shon S, Sumaila UR, Swartz W, Watson R, Zhai Y, Zeller D (2014) China's distant-water fisheries in the 21st century. *Fish and Fisheries*

15: 474–488

- Pavlov DA, Emelyanova NG, Novikov GG (2009) Reproductive Dynamics. In: Fish reproductive biology: implications for assessment and management (Jakobsen T, Fogarty MJ, Megrey BA, Moksness E, eds), pp. 48-90. Blackwell Publishing, UK
- Pears RJ, Choat JH, Mapstone BD, Begg GA (2006) Demography of a large grouper, *Epinephelus fuscoguttatus*, from Australia's Great Barrier Reef: implications for fishery management. *Marine Ecology Progress Series* 307: 259-272
- Peristeraki P, Lazarakis G, Skarvelis K, Georgiadis M, Tserpes G (2007) Additional records on the occurrence of alien fish species in the eastern Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science* 7: 61-67
- Petersen CG (1891) Eine Methode zur Bestimmung des Alters und Wachses der Fische. *Mitteilungen. Deutscher Seefischerei-Verbandes* 11: 226–235
- Petraitis PS (1979) Likelihood measures of niche breadth and overlap. *Ecology* 60: 703–710
- Petraitis PS (1985) The relationship between likelihood niche measures and replicated tests for goodness-of-fit. *Ecology* 66: 1983–1985
- Petrakis G, Stergiou KI (1995) Weight-length relationships for 33 fish species in the Greek waters. *Fisheries Research* 21: 465-469
- Petrakis G, Stergiou KI (1997) Size selectivity of diamond and square mesh codends for four commercial Mediterranean fish species. *ICES Journal of Marine Science* 54: 13-23
- Pierce RW, Turner JT (1992) Ecology of planktonic ciliates in marine food webs. *Reviews in Aquatic Sciences* 6: 139-181
- 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: *Advances in Fisheries science: 50 years on from Beverton and Holt* (Payne A, Cotter J, Potter T, eds), pp. 280-305. Blackwell Publishing, CEFAS, UK
- Pimm SL & Lawton JH (1978) On feeding on more than one trophic level. *Nature* 275: 542-544
- Pinkas L, Oliphant MS, Iverson ILK (1971) Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in Californian waters. California Department of Fish and Game, *Fish Bulletin* 152: 1-105
- Pinnegar JK, Polunin NVC (2000) The relative merits of stable isotope and gut contents analysis in elucidating trophic relationships of Mediterranean rocky littoral ecosystems. *Oecologia* 122: 399-409
- Pinnegar JK, Polunin NVC, Badalamenti F (2003) Long-term changes in the trophic level of western Mediterranean fishery and aquaculture landings. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 222-235
- Pitcher T (1998 α) A cover story: fisheries may drive stocks to extinction. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 8: 367-370
- Pitcher TJ (1998 β) 'Back to the future': a novel methodology and policy goal in fisheries. In: *Back to the future: reconstructing the Strait of Georgia ecosystem* (Pauly D, Pitcher TJ, Preikshot D ed.), pp. 4–7. Fisheries Centre Research Reports 6(5).
- Pitcher TJ (2001) Fisheries managed to rebuild ecosystems? Reconstructing the past to salvage the future. *Ecological applications* 11: 601-617
- Pitcher TJ, Hart PJB (1982) *Fisheries Ecology*. Chapman & Hall, London
- Pitcher TJ, Parrish JK (1993) Functions of shoaling behaviour in teleosts In: *The behaviour of teleost fishes* (Pitcher TJ, ed), pp 294-337
- Pitcher TJ, Watson R, Forrest R, Valtysson HP, Guenette S (2002) Estimating illegal and unreported catches from marine ecosystems: a basis for change. *Fish and Fisheries* 3: 317-339.
- Polunin NVC, Morales-Nin B, Pawsey WE, Cartes JE, Pinnegar JK, Moranta J (2001) Feeding relationships in Mediterranean bathyal assemblages elucidated by stable nitrogen and carbon isotope data. *Marine Ecology Progress Series* 220: 13–23
- Pope JG (1972) An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *Research Bulletin ICNAF* 9: 65-74.
- Pope JA, Margetts AR, Hamley JM, Akyuz EF (1975) Manual methods for fish stock assessment. Part III: selectivity of fishing gear. *FAO Fisheries Technical Report* 41: 1-65
- Post DM, Pace ML, Hairston NG (2000) Ecosystem size determines food-chain length in lakes. *Nature* 405: 1047- 1049
- Potts GW, Wootton RJ (1984) *Fish Reproduction: Strategies and Tactics*. Academic Press, London
- Poulsen B, Holmb P, MacKenzie BR (2007) A long-term (1667–1860) perspective on impacts of fishing

- and environmental variability on fisheries for herring, eel, and whitefish in the Limfjord, Denmark. *Fisheries Research* 87: 181–195
- Powell DG (1979) Estimation of mortality and growth parameters from the length frequency of a catch. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 175: 167-169
- Pranovi F, Raicevich S, Franceschini G, Farrace MG, Giovanardi O (2000) Rapido trawling in the northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *ICES Journal of Marine Science* 57: 517–524
- Putter GW (1920) Studien über physiologische Ähnlichkeit. VI. Wachstumsähnlichkeit. *Pflügers Archiv für die Gesamte Physiologie Berlin* 180: 298-340
- Qasim SZ (1973) Some implications of the problem of age and growth in marine fisheries from the Indian waters. *Indian Journal of Fisheries* 20: 351-371
- Quinn TJ II (2003) Ruminations on the development and future of population dynamics models in fisheries». *Natural Resource Modeling* 16: 341–392
- Quinn TJ II, Deriso RB (1999) *Quantitative Fish Dynamics*. Oxford University Press, New York
- Ravier C, Fromentin J-M (2001) Long-term fluctuations in the Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna population. *ICES Journal of Marine Science* 58: 1299–1317
- Raymakers C, Lynham J (1999) Slipping the net: Spain's compliance with ICCAT recommendations for swordfish and bluefin tuna. *TRAFFIC and WWF*. 58p
- Reeves R, Notarbartolo di Sciara G (compilers and editors) (2006) *The status and distribution of cetaceans in the Black Sea and Mediterranean Sea*. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain. 137 pp.
- Reeves RR, Smith BD, Crespo E, Notarbartolo di Sciara G (2003) *Dolphins, Whales, and Porpoises: 2003–2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans*. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.
- Rice JC, Rochet M-J (2005) A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science* 62: 516-527
- Ricker WE (1954) Stock and recruitment. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 11: 559-623.
- Ricker WE (1975) Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 191: 1-382
- Ricker WE (1992) Back-calculation of fish lengths based on proportionality between scale and length increments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1018-1026
- Rien TA, Beamesderfer RC (1994) Accuracy and precision of white sturgeon age estimates from pectoral fin rays. *Transactions of the American Fisheries Society* 123: 255-265
- Rikhter VA, Efanov VN (1976) On one of the approaches to estimation of natural mortality on fish populations. *ICNAF Research Documents* 76/VI/8: 1-12
- Roa R, Ernst B, Tapia F (1999) Estimation of size at sexual maturity: an evaluation of analytical and resampling procedures. *Fishery Bulletin US* 97: 570-580
- Roberts C (2007) *The Unnatural History of the Sea*. Island Press, Washington, DC, 435 pp.
- Roberts CM, Hawkins AND (1999) Species extinctions in marine ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 241-246
- Robson DS, Chapman DG (1961) Catch curves and mortality rates. *Transactions of the American Fisheries Society* 90: 181-189
- Rochet M-J (2000) A comparative approach to life-history strategies and tactics among four orders of teleost fish. *ICES Journal of Marine Science* 57: 228–239
- Roff DA (1980) A notion for the retirement of the von Bertalanffy function. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 127-129
- Roff DA (1984) The evolution of life history parameters in Teleosts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41: 989-1000
- Roff DA (1992) *The evolution of life histories. Theory and analysis*. Chapman and Hall, New York
- Roy C (1998) An upwelling-induced retention area off Senegal: A mechanism to link upwelling and retention processes. *South African Journal of Marine Science* 19: 89-98
- Russel ES (1931) Some theoretical considerations on the overfishing problem. *Journal of the International Council for the Exploration of the Sea* 6: 3-27
- Russell MP, Ebert TA, Petraitis PS (1998) Field estimates of growth and mortality of the green sea urchin,

- Strongylocentrotus droebachiensis*. *Ophelia* 48: 137-153
- Ryther JH (1969) Photosynthesis and fish production in the sea. *Science* 166: 72–76
- Sabates A, Martin P, Lloret J, Raya V (2006) Sea warming and fish distribution: the case of the small pelagic fish, *Sardinella aurita*, in the western Mediterranean. *Global Change Biology* 12: 2209-2219
- Sabatés A, Olivar MP, Salat J, Palomera I, Alemany F (2007) Physical and biological processes controlling the distribution of fish larvae in the NW Mediterranean. *Progress in Oceanography* 74: 355–376
- Sadovy Y (2001) The threat of fishing to highly fecund fishes. *Journal of Fish Biology* 59 (Suppl. A): 90-108
- Saetersdal GS, Cadima EL (1960) A note on the growth of the Arctic cod and haddock. ICES Conference and Meeting Gadoid fish Committee no 90.
- Sahrhage D, Lundbeck J (1992) A history of fishing. Springer-Verlag, Berlin.
- Sala E, Kizilkaya Z, Yildirim D, Ballesteros E (2011) Alien marine fishes deplete algal biomass in the eastern Mediterranean. *PLoS ONE* 6: e17356
- Samb B, Pauly D (2000) On 'variability' as a sampling artefact: the case of *Sardinella* in north-western Africa. *Fish and Fisheries* 1: 206-210
- Sampson DB, Al-Jufaily SM (1999) Geographic variation in the maturity and growth schedules of English sole along the U.S. west coast. *Journal of Fish Biology* 54: 1-17
- Sanchez P, Sartor P, Recasens L, Ligas A, Martin J, De Ranieri S, Demestre M (2007) Trawl catch composition during different fishing intensity periods in two Mediterranean demersal fishing grounds. *Scientia Marina* 71: 765–773
- Sarda F, Coll M, Heymans JJ, Stergiou KI (2015) Overlooked impacts and challenges of the new European discard ban. *Fish and Fisheries* 16: 175–180
- Schaefer M (1954) Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bulletin I-ATTC* 1: 27-56.
- Schaefer M (1957) A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Bulletin I-ATTC* 2: 247-268.
- Scheffer M, Carpenter S, de Young B (2005) Cascading effects of overfishing marine systems. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 579-581
- Schindowski E, Tesch FW (1957) Methodisches zur Wachstumsruekberechnung. erlaeutert am Beispiel von *Lucioperca sandra* Cuv. u. Val., *Perca fluviatilis* L. und *Salmo trutta fario* L. *Zeitschrift fuer Fischerei* 5: 247-267
- Schnute J, Fournier D (1980) A new approach to length - frequency analysis: growth structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 1337-1351
- Schoener TW (1970) Nonsynchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats. *Ecology* 51: 408–418
- Sharma CM, Borgstrøm R (2007) Age determination and backcalculation of pike length through use of the metapterygoid bone. *Journal of Fish Biology* 70: 1636–1641
- Shatunovskii MI, Ruban GI (2009) Ecological aspects of age-related dynamics of fish reproductive parameters. *Russian Journal of Ecology* 40: 320–327
- Sherman K, Adams S (2010) Sustainable Development of the World's Large Marine Ecosystems during Climate Change: A commemorative volume to advance sustainable development on the occasion of the presentation of the 2010 Goteborg Award. IUCN, Gland, Switzerland, pp. 232.
- Sherman K, Alexander LM, Gold BD (eds) (1993) Large marine ecosystems: stress, mitigation and sustainability. American Association for the Advancement of Science Press, Washington
- Silvani L, Gazo M, Aguilar A (1999) Spanish driftnet fishing and incidental catches in the western Mediterranean. *Biological Conservation* 90: 79-85
- Smith A (2001) Ghost fishing. *UN Atlas of the Oceans*
- Smith SE, Au DW, Show C (1998) Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. *Marine and Freshwater Research* 49: 663–678
- Sousa F, Isidro E, Erzini K (1999) Semi-pelagic longline selectivity for two demersal species from the Azores: the black spot sea bream (*Pagellus bogaraveo*) and the bluemouth rock fish (*Helicolenus dactylopterus dactylopterus*). *Fisheries Research* 41: 25–35
- Sparre P, Venema SC (1998) Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. FAO Fisheries Technical Paper 306.1: 1- 407
- Sparre P, Ursin E, Venema SC (1989) Introduction to tropical fish stock assessment. Part1-Manual. FAO Fisheries Technical Paper 306: 1-337
- Stacey NE (1984) Control of the timing of ovulation by exogenous and endogenous factors. In: *Fish*

- Reproduction: Strategies and Tactics (Potts GW, Wootton RJ eds), pp. 207-222. Academic Press, London
- Stenseth NC, Mysterud A, Ottersen G, Hurrell JW, Chan K-S, Lima M (2002) Ecological effects of climate fluctuations. *Science* 297: 1292–1296
- Stenseth NC, Ottersen G, Hurrell JW, Belgrano A (2004) *Marine Ecosystems and Climate Variation*. Oxford University Press
- Stergiou KI (1984) Capelin (*Mallotus villosus*) and climatic change in the Barents Sea. MSc Thesis, Institute of Oceanography, McGill University, 242 pp.
- Stergiou KI (1988) Feeding habits of the Lessepsian migrant *Siganus luridus* in the Eastern Mediterranean, its new environment. *Journal of Fish Biology* 33: 531-543
- Stergiou KI (1999) Precaution in fisheries within the context of ecological and environmental changes. *CIESM Workshop Series 7*: 33-36
- Stergiou KI (2002) Overfishing, tropicalization of fish stocks, uncertainty and ecosystem management: resharpener Ockham's razor. *Fisheries Research* 55: 1-9
- Stergiou KI (2003) The balance and conservation of the North Atlantic ecosystems? Book review of Pauly D. & J. MacLean's "In a Perfect Ocean – the State of Fisheries and ecosystems in the North Atlantic Ocean" (Island Press). *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 13: 455-457
- Stergiou KI (2005) Fisheries impact on trophic levels: long-term trends in Hellenic Waters. In: State of the Hellenic marine environment (Papathanassiou E, Zenetos A, eds), pp. 326-329. Hellenic Centre for Marine Research, Athens
- Stergiou KI (2011) Mediterranean ecosystems, shifting baselines and databases. In: When Humanities meet ecology: Historic changes in Mediterranean and Black Sea marine biodiversity and ecosystems since the Roman period until nowadays. Languages, methodologies and perspectives. (Gertwagen R, Fortibuoni T, Giovanardi O, Libralato S, Solidoro C, Raicevich S eds) pp. 95-102. ISPRA (Publisher), Serie Atti, Rome
- Stergiou KI (2013) More fish and more. In: FishBase Symposium: More Fish and More (Stergiou KI, Bobori D, Tsikliras AC eds.), pp. 1-10. Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki, Greece
- Stergiou KI, Fourtouni H (1991) Food habits, ontogenetic diet shift and selectivity in Zeus faber Linnaeus, 1758. *Journal of Fish Biology* 39: 589-603
- Stergiou KI, Papaconstantinou C (1993) Natural mortality of red bandfish, *Cepola macrophthalma* (L.), in the Aegean Sea (Greece): comparison of direct and indirect estimation methods. *Fisheries Research* 16: 347-361
- Stergiou KI, Koulouris ML (2000) Fishing down the marine food webs in the Hellenic Seas. In: Fishing down the Mediterranean food webs? (Briand F, ed.) *CIESM Workshop Monographs* 12: 73-78
- Stergiou KI, Polunin N (2000) Executive summary. In: Fishing down the Mediterranean food webs? (Briand F, ed.) *CIESM Workshop Series* 12: 7-15.
- Stergiou KI, Moutopoulos DK (2001) A review of length-weight relationships of fishes from the Greek Seas. *Naga (ICLARM)* 24: 23-39
- Stergiou KI, Erzini K (2002) Comparative fixed gear studies in the Cyclades (Aegean Sea): size selectivity of small-hook longlines and monofilament gill nets. *Fisheries Research* 58: 25-40.
- Stergiou KI, Karpouzi VS (2002) Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11: 217-254
- Stergiou KI, Karpouzi VS (2005) The trophic position of fishes in Hellenic marine ecosystems. pp. 280-284. In: Papathanassiou E., Zenetos A. (eds) State of the Hellenic marine environment. Hellenic Centre for Marine Research, Institute of Oceanography, Athens, Greece
- Stergiou KI, Tsikliras AC (2008) The use of the marine trophic index in fisheries data-poor areas: the case of Cyclades islands. Final Technical Report, 25 p
- Stergiou KI, Tsikliras AC (2011) Fishing-down, fishing-through and fishing-up: fundamental process versus technical details. *Marine Ecology Progress Series* 441: 295-301
- Stergiou KI, Christensen V (2011) Fishing down food webs. In: Ecosystem approaches to fisheries: a global perspective (Christensen V, Maclean JL eds), pp. 72–88. Cambridge University Press, Cambridge
- Stergiou KI, Economidis PS, Sinis A (1992) Age, growth and mortality of red bandfish, *Cepola macrophthalma* (L.), in the western Aegean Sea (Greece). *Journal of Fish Biology* 40: 395-418
- Stergiou KI, 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 KI, Christou ED, Georgopoulos D, Zenetos A, Souvermezoglou C (1997) The Hellenic Seas: physics, chemistry, biology and fisheries. *Oceanography Marine Biology – an Annual Review* 35: 415-538
- Stergiou KI, Economou A, Papaconstantinou C, Tsimenides N, Kavadas S (1998) Estimates of discards in the Hellenic commercial trawl fishery. *Rapport Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Mediterranee* 35: 490–491
- Stergiou KI, Moutopoulos DK, Soriguer MC, Puente E, Lino PG, Zabala C, Monteiro P, Errazkin LA, Erzini K (2006) Trammel net catch species composition, catch rates and métiers in southern European waters: A multivariate approach. *Fisheries Research* 79: 170-182
- Stergiou KI, Moutopoulos DK, Tsikliras AC, Papaconstantinou C (2007a) Hellenic marine fisheries: a general perspective from the National Statistical Service data. In: *State of Hellenic Fisheries* (Papaconstantinou C, Zenetos A, Vassilopoulou V, Tserpes G eds), pp. 132-140. Hellenic Centre for Marine Research, Athens
- Stergiou KI, Moutopoulos DK, Tsikliras AC, Papaconstantinou C (2007b) Hellenic marine fisheries: a general perspective from the National Statistical Service data. In: *State of Hellenic Fisheries* (Papaconstantinou C, Zenetos A, Vassilopoulou V, Tserpes G eds), pp. 132-140. Hellenic Centre for Marine Research, Athens.
- Stergiou K, Machias A, Somarakis S, Kapantagakis A (2007c) Multivariate analysis of fisheries catch per day in Greek waters. In: *Reconstruction of marine fisheries catches for key countries and regions (1950-2005)* (Zeller D, Pauly D, eds). *Fisheries Centre Research Reports* 15 (2): 139-148. Fisheries Centre, Vancouver
- Stergiou KI, Moutopoulos DK, Casal JAH, Erzini K (2007d) Trophic signatures of small-scale fishing gears and their implications for conservation and management. *Marine Ecology Progress Series* 333: 117-128
- Stergiou KI, Tsikliras AC, Pauly D (2009a) Farming up the Mediterranean food webs. *Conservation Biology* 23: 230-232
- Stergiou KI, Moutopoulos DK, Armenis G (2009β) Perish legally and ecologically: the ineffectiveness of the minimum landing sizes in the Mediterranean Sea. *Fisheries Management and Ecology* 16: 368–375
- Stergiou KI, Apostolidis C, Karachle PK, Moutopoulos DK, Tsikliras AC (2013) A note on the historiography of the fish biology research in the Mediterranean Sea. In: *FishBase Symposium: More Fish and More* (Stergiou KI, Bobori D, Tsikliras AC, eds.), pp. 77-81. Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki, Greece.
- Stergiou KI, Somarakis S, Triantafyllou G, Tsiaras KP, Giannoulaki M, Petihakis G, Machias A, Tsikliras AC (2015) Trends in productivity and biomass yields in the Mediterranean large marine ecosystem during climate change. *Environmental Development*, in press
- Stevens JD, Bonfil R, Dulvy NK, Walker PA (2000) The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57: 476–494
- Stockley P, Gage M, Parker G, Møller A (1997) Sperm competition in fishes: the evolution of testis size and ejaculate characteristics. *American Naturalist* 149: 933–954
- Sumaila UR, Walters C (2005) Intergenerational discounting: a new intuitive approach. *Ecological Economics* 52: 135-142
- Sumaila UR, Stergiou KI (2015) Economics of marine ecosystem conservation. *Marine Ecology Progress Series* 530: 179-182
- Sumaila UR, Alder J, Keith H (2006) Global scope and economics of illegal fishing. *Marine Policy* 30: 696-703
- Sumaila UR, Marsden AD, Watson R, Pauly D (2007α) A global ex-vessel fish price database: construction and applications. *Journal of Bioeconomics* 9: 39-51
- Sumaila UR, Khan A, Watson R, Munro G, Zeller D, Baron N, Pauly D (2007β) The World Trade Organization and global fisheries sustainability. *Fisheries Research* 88: 1–4
- Sumaila UR, Khan A, Teh L, Watson R, Tyedmers P, Pauly D (2010) Subsidies to high seas bottom trawl fleets and the sustainability of demersal fish stocks. *Marine Policy* 34: 495-497
- Summerfelt RC, Hall GE (1987) *Age and Growth of Fish*. Iowa State University Press, Iowa.
- Sverdrup HU (1953) On conditions for vernal blooming of phytoplankton. *Journal de Conseil Internationale pour l'Exploration de la Mer* 18: 287–295
- Swartz W, Sala E, Tracey S, Watson R, Pauly D (2010) The Spatial Expansion and Ecological Footprint of Fisheries (1950 to Present). *PLoS ONE* 5(12): e15143
- Swartz W, Sumaila UR, Watson R, Pauly D (2013) Sourcing seafood for the three major markets: The EU,

- Japan and the USA. *Marine Policy* 34: 1366–1373
- Taylor CC (1958) Cod growth and temperature. *Journal de Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 23: 366-370
- Taylor CC (1962) Growth equations with metabolic parameters. *Journal de Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 27: 270-286
- Taylor WW, Schechter MG, Wolfson LG (2007) *Globalization: Effects on Fisheries Resources*. Cambridge University Press
- Tesch FW (1968) Age and growth. In: *Methods for assessment of fish production in fresh waters* (Ricker WE, ed.), pp. 99-130. Blackwell Scientific Publications, Oxford
- Tesch FW (1971) Age and growth. In: *Methods for assessment of fish production in fresh waters* (Ricker WE, ed.), pp. 98-130. Blackwell Scientific Publications, Oxford
- Thompson DW (1942) *Growth and form*. Cambridge University Press, London
- Trathan PN, Everson I, Miller DGM, Watkins JL, Murphy EJ (1995) Krill biomass in the Atlantic. *Nature* 373: 210-202
- Treasurer JW (1976) Age, growth and length-weight relationship of brown trout, *Salmo trutta* (L.) in the Loch of Strathbeg, Aberdeenshire. *Journal of Fish Biology* 8: 241-253
- Trippel EA (1995) Age at maturity as a stress indicator in fisheries. *BioScience* 45: 759-771
- Trites AW, Christensen V, Pauly D (1997) Competition between fisheries and marine mammals for prey and primary production in the Pacific Ocean. *Journal of the northwest Atlantic Fisheries Science* 22: 173-187
- Tsagarakis K, Machias A, Giannoulaki M, Somarakis S, Karakassis I (2008) Seasonal and temporal trends in metrics of fish community for otter-trawl discards in a Mediterranean ecosystem. *ICES Journal of Marine Science* 65: 539–550
- Tsagarakis K, Pyrounaki MM, Giannoulaki M, Somarakis S, Machias A (2012) Ontogenetic shift in the schooling behaviour of sardines, *Sardina pilchardus*. *Animal Behaviour* 84: 437-443
- Tsagarakis K, Palialexis A, Vassilopoulou V (2014) Mediterranean fishery discards: Review of the existing knowledge. *ICES Journal of Marine Science* 71: 1219–1234
- Tsikliras AC (2007) Thermal threshold of the onset of maturation in clupeid fishes using quotient analysis. *Rapport du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* 38: 623
- Tsikliras AC (2008) Climate-related geographic shift and sudden population increase of a small pelagic fish (*Sardinella aurita*) in the eastern Mediterranean Sea. *Marine Biology Research* 4: 477-481
- Tsikliras AC (2014a) Fisheries mismanagement in the Mediterranean: a Greek tragedy. *Fisheries and Aquaculture Journal* 5: 1000e113
- Tsikliras AC (2014β) Sympatric clupeoid fish larvae in the eastern Mediterranean: coexistence or avoidance? *Advances in Ecology* 2014: 274180
- Tsikliras AC, Antonopoulou E (2006) Reproductive biology of round sardinella (*Sardinella aurita*) in the north-eastern Mediterranean. *Scientia Marina* 70: 281-290
- Tsikliras AC, Stergiou KI (2007) Demersal-pelagic ratio in Greek fish landings (1964-2003). *Rapport du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* 38: 622
- Tsikliras AC, Koutrakis ET (2013) Growth and reproduction of European sardine, *Sardina pilchardus* (Pisces: Clupeidae), in northeastern Mediterranean. *Cahiers de Biologie Marine* 54: 365-374
- Tsikliras AC, Polymeros K (2014) Fish market prices drive overfishing of the 'big ones'. *Peer J* 2: e638
- Tsikliras AC, Stergiou KI (2014α) The mean temperature of the catch increases quickly in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 515: 281-284
- Tsikliras AC, Stergiou KI (2014β) Size at maturity of Mediterranean marine fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 24: 219-268
- Tsikliras AC, Stergiou KI (2014γ) Condition and health indicators of exploited marine fishes. *Journal of Fish Biology* 85: 560–561
- Tsikliras AC, Stergiou KI (2015) Age at maturity of Mediterranean marine fishes. *Mediterranean Marine Science* 16: 5-20
- Tsikliras AC, Koutrakis ET, Kallianiotis AA, Economidis PS (2004) Massive leaping of *Sardinella aurita* Valenciennes, 1847 under probable risk of predation in northern Aegean Sea (Greece). *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 37: 31-34

- Tsikliras AC, Koutrakis ET, Stergiou KI (2005a) Age and growth of round sardinella (*Sardinella aurita*) in the northeastern Mediterranean. *Scientia Marina* 69: 231-240
- Tsikliras AC, Torre M, Stergiou KI (2005b) Feeding habits and trophic level of round sardinella (*Sardinella aurita*) in the northeastern Mediterranean (Aegean Sea, Greece). *Journal of Biological Research* 3: 67-75
- Tsikliras AC, Moutopoulos DK, Stergiou KI (2007 α) Reconstruction of Greek marine fisheries landings: national versus FAO statistics. In: Reconstruction of marine fisheries catches for key countries and regions (1950-2005) (Zeller D, Pauly D, eds). Fisheries Centre Research Reports 15 (2): 121-137. Fisheries Centre, Vancouver
- Tsikliras AC, Antonopoulou E, Stergiou KI (2007 β) A phenotypic trade-off between previous growth and present fecundity in round sardinella *Sardinella aurita*. *Population Ecology* 49: 221-227
- Tsikliras AC, Antonopoulou E, Stergiou KI (2010 α) Spawning period of Mediterranean marine fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 20: 499-538
- Tsikliras AC, Dinouli A, Stergiou KI (2010 β) Exploitation pattern of the Mediterranean fisheries. *Rapport du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* 39: 683
- Tsikliras AC, Tsalkou E, Pauly D, Stergiou KI (2010 γ) Trends in trophic level of farmed fish in Mediterranean countries. *Rapport du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* 39: 684
- Tsikliras AC, Sumaila UR, Stergiou KI (2013 α) Parallels in economic and ecosystem crises. *Ethics in Science and Environmental Politics* 13: 23-25
- Tsikliras AC, Dinouli A, Tsalkou E (2013 β) Exploitation trends of the Mediterranean and Black Sea fisheries. *Acta Adriatica* 54: 273-282
- Tsikliras AC, Tsiros V-Z, Stergiou KI (2013 γ) Assessing the state of Greek marine fisheries resources. *Fisheries Management and Ecology* 20: 34-41
- Tsikliras AC, Stergiou KI, Froese R (2013 δ) Editorial on reproductive biology of fishes. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 43: 1-5
- Tsikliras AC, Stergiou KI, Adamopoulos N, Pauly D, Mente E (2014) Shift in trophic level of Mediterranean mariculture species. *Conservation Biology* 28: 1124-1128
- Tsikliras AC, Peristeraki P, Tserpes G, Stergiou KI (2015a) Mean temperature of the catch (MTC) in the Greek Seas based on landings and survey data. *Frontiers in Marine Science* 2: 23
- Tsikliras AC, Dinouli A, Tsiros V-Z, Tsalkou E (2015 β) The Mediterranean and Black Sea fisheries at risk from overexploitation. *PLoS ONE* 10: e121188
- Tudela S (2000) Assessment of the primary production required to sustain a fully exploited NW Mediterranean fishery: implications for the exploited ecosystem. *CIESM Workshop Series* 12: 79-82
- Tudela S (2004) Ecosystem effects of fishing in the Mediterranean: an analysis of the major threats of fishing gear and practices to biodiversity and marine habitats. *General Fisheries Commission for the Mediterranean, FAO, Studies and Reviews* 74: 1-44
- Tudela S, Coll M, Palomera I (2004) Developing an operational reference framework for fisheries management based on a two-dimensional indicator on ecosystem impact. *Quantitative ecosystem indicators for fisheries management International Symposium. ICES/SCOR.*
- 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
- Tzanatos E, Raitsos DE, Triantafyllou G, Somarakis S, Tsonis AA (2014) Indications of a climate effect on Mediterranean fisheries. *Climatic Change* 122: 41-54
- Ulanowicz RE, Puccia CJ (1990) Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5: 7-16
- Ursin E (1967) A mathematical model of some aspects of fish growth, respiration and mortality. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 24: 2453-2455
- Ursin E (1979) Principles of growth in fishes. *Symposium of the Zoological Society London* 44: 6387.
- Vander Zanden MJ, Cabana G, Rasmussen JB (1997) Comparing the trophic position of littoral fish estimated using stable nitrogen isotopes ($\delta^{15}\text{N}$) and dietary data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1142-1158
- Vassilopoulou V, Machias A, Tsagarakis K (2007) By-Catch and discards in multi-species fisheries and their impact in the Hellenic waters. In: *State of Hellenic Fisheries* (Papaconstantinou C, Zenetos A,

- Vassilopoulou V, Tserpes G, eds), pp. 251-260. Hellenic Centre for Marine Research, Athens.
- Vassilopoulou V, Papaconstantinou C (1998) Discarding at sea by commercial trawlers in Greek waters. Rapport Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la mer Méditerranée 35: 502–503
- Vetter EF (1988) Estimation of natural mortality in fish stocks: a review. *Fishery Bulletin U.S.* 86: 25-43
- Vila Gisbert A, Moreno-Amich R (2001) Fish condition analysis by a weighted least squares procedure: testing geographical differences of an endangered Iberian cyprinodontid. *Journal of Fish Biology* 58: 1658–1666
- Vinagre C, Maguas C, Cabral HN, Costa MJ (2012) Food web structure of the coastal area adjacent to the Tagus estuary revealed by stable isotope analysis. *Journal of Sea Research* 67: 21-26
- Vinogradov ME (1997) Some Problems of Vertical Distribution of Meso- and Macroplankton in the Ocean. *Advances in Marine Biology* 32: 1–92
- von Bertalanffy L (1934) Untersuchungen über die Gesetzmäßigkeit des Wachstums. I. Allgemeine Grundlagen der Theorie: Mathematische und physiologische Gesetzmäßigkeiten des Wachstums bei Wassertiere. *Wilhelm Roux' Archiv für Entwicklungsmechanik der Organismen* 131: 613-652.
- von Bertalanffy L (1938) A quantitative theory of organic growth (Inquiries on growth laws. II). *Human Biology* 10(2): 181-213
- von Bertalanffy L (1957) Quantitative laws in the metabolism and growth. *The Quarterly Review of Biology* 32: 217-231
- von Brandt A (1984) *Fish Catching Methods of the World*. Fishing News Books, Surrey.
- Voulgaridou P, Stergiou KI (2003) Trends in various biological parameters of the European sardine, *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792), in the Eastern Mediterranean Sea. *Scientia Marina* 67 (Sup.): 269-280
- Walford LA (1946) A new graphic method of describing the growth of animals. *Biological Bulletin* 90: 141-147
- Walker PA, Heessen HJL (1996) Long-term changes in ray populations in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 53: 1085–1093
- Walters C, Maguire J-J (1996) Lessons for stock assessment from northern cod collapse. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6: 125-137
- Ward P (2008) Empirical estimates of historical variations in the catchability and fishing power of pelagic longline fishing gear. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 18: 409-426
- Ward-Campbell BMS, Beamish FWH, Kongchaiya C (2005) Morphological characteristics in relation to diet in five coexisting Thai fish species. *Journal of Fish Biology* 67: 1266-1279
- Watson R, Pauly D (2001) Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature* 414: 534-536
- Watson RA, Cheung WWL, Anticamara JA, Sumaila RU, Zeller D, Pauly D (2013) Global marine yield halved as fishing intensity redoubles. *Fish and Fisheries* 14: 493-503
- Wege GJ, Anderson RO (1978) Relative weight (W_r): a new index of condition for large mouth bass. In: *New approaches to the management of small impoundments* (Novinger GD, Dillard JG eds.), pp. 79-91. American Fisheries Society, Special Publication 5. Bethesda.
- Wetherall JA, Polovina JJ, Ralston S (1987) Estimating growth and mortality in steady-state fish stocks from length frequency data. *ICLARM Conference Proceedings* 13: 53-74
- Wetherley AH, Gill HS (1987) *The biology of fish growth*. Academic Press, London
- Williams T, Bedford BC (1974) The use of otoliths for age determination. In: *Ageing of fish* (Bagenal tb, ed.), pp. 114-123. Unwin Brothers Limited, Surrey
- Winemiller KO & Rose A (1992) Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 2196–2218.
- Witman JD, Sebens KP (1992) Regional variation in fish predation intensity: A historical perspective in the Gulf of Maine. *Oecologia* 90: 305-315
- Wootton RJ (1984) Introduction: tactics and strategies in fish reproduction. In: *Fish Reproduction: Strategies and Tactics* (Potts GW, Wootton RJ eds), pp. 1-12. Academic Press, London
- Wootton RJ (1990) *Ecology of Teleost Fishes*. Chapman & Hall, London
- Wootton RJ (1998) *Ecology of Teleost Fishes*. 2nd edition, Kluwer Academic Publishers, Fish and Fisheries Series 24, Dordrecht, The Netherlands
- Worm B, Barbier EB, Beaumont N, Duffy JE, Folke C, Halpern BS, Jackson JBC, Lotze HK, Micheli F, Palumbi SR, Sala E, Selkoe KA, Stachowicz JJ, Watson R (2006) Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314: 787-790

- Worm B, Davis B, Kettermer L, Ward-Paige CA, Chapman D, Heithaus MR, Kessel ST, Gruber SH (2013) Global catches, exploitation rates, and rebuilding options for sharks. *Marine Policy* 40: 194–204
- Worm B, Hilborn R, Baum JK, Branch TA, Collie JS, Costello C, Fogarty MJ, Fulton EA, Hutchings JA, Jennings S, Jensen OP, Lotze HK, Mace PM, McClanahan TR, Minto C, Palumbi SR, Parma A, Ricard D, Rosenberg AA, Watson R, Zeller D (2009) Rebuilding Global Fisheries. *Science* 325: 578-585
- Wulff A (1986) Mathematical model for selectivity of gill nets. *Arch. Fish Wiss.* 37: 101–106
- Yellen JE, Brooks AS, Cornelissen E, Mehlman MH, Stewart K (1995) A middle age stone age worked bone industry from Katanda, Upper Semliki Valley, Zaire. *Science* 268: 553-556
- Yodzis P (1998) Local trophodynamics and the interaction of marine mammals and fisheries in the Benguela ecosystem. *Journal of Animal Ecology* 67: 635-658
- 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
- Zenetos A, Katsanevakis S, Poursanidis D, Crocetta F, Damalas D, Apostolopoulos G, Gravili C, Vardala-Theodorou E, Malaquias M (2011) Marine alien species in Greek Seas: additions and amendments by 2010. *Mediterranean Marine Science* 12: 95–120
- Zengin M, Akyol O (2009) Description of by-catch species from the coastal shrimp beam trawl fishery in Turkey. *Journal of Applied Ichthyology* 25: 211–214
- Zimmermann M (1997) Maturity and fecundity of arrowtooth flounder, *Atheresthes stomias*, from the Gulf of Alaska. *Fishery Bulletin US* 95: 598-611
- Živkov M, Petrova G (1993) On the pattern of correlation between fecundity, length, weight and age of pikeperch *Stizostedion lucioperca*. *Journal of Fish Biology* 43: 173-182

Γλωσσάρι

αγκίστρι: hook
αγκιστρωτό εργαλείο: hook and line
ακτινοπτερύγια ψάρια: actinopterygians (Κλάση Actinopterygii)
αλιεία φάντασμα: ghost fishing
αλιεία: fishery
αλιευόμενο απόθεμα: exploited stock
αλιευτική δραστηριότητα: fishing activity
αλιευτική επιστήμη: fisheries science
αλιευτική θνησιμότητα: fishing mortality
αλιευτική ικανότητα: fishing capacity
αλιευτική μέθοδος: fishing method
αλιευτική οικονομία: fisheries economics
αλιευτική παραγωγή: fisheries production
αλιευτική προσπάθεια: fishing effort
αλιευτικό εργαλείο: fishing gear
ανάδρομο μήκος: back-calculated length
ανάδρομος υπολογισμός: back-calculation
ανακάμπτων απόθεμα: recovering stock
αναλογία φύλων: sex ratio
ανάλυση προοδευτικών κορυφών: modal progression analysis
αναπαραγωγική βιομάζα: spawning stock biomass
αναπαραγωγικό δυναμικό: reproductive potential
ανάπτυξη: development
ανεξέλεγκτες συλλήψεις: unregulated catch
άνοιγμα ματιού: mesh size
άνοιγμα ματιού, από κόμπο σε κόμπο: bar length
άνοιγμα ματιού, τεντωμένο μήκος: stretched length
άνοιγμα των πλεγμάτων: mesh size
αντισταθμισμένο βάθος: compensation depth
αντλία: pump
απλάδι ή απλό δίχτυ: gillnet
απόδοση ανά νεοσυλλεγόμενο άτομο: yield per recruit
απόθεμα: stock
απόλυτη γονιμότητα: absolute fecundity
απόλυτος ρυθμός αύξησης: absolute growth rate
απορρίψεις: discards
ασυμπτωτικό μήκος σώματος: asymptotic length
αύξηση: growth
βενθικό: benthic
βενθοπελαγικό: benthopelagic
βιντζότρατα: boat seine
βραγχιόδιχτυ: entangling net
βύθιο: benthic
βυθοκόρος: suction dredge
γενεά: cohort
γεννητική ωρίμαση: sexual maturity
γήρανση: ageing
γοναδοσωματικός δείκτης: gonadosomatic index
γονιμότητα ανά αναπαραγωγική περίοδο: breeding season fecundity
γονιμότητα ανά απόθεση: batch fecundity
γονιμότητα της διάρκειας ζωής: lifetime fecundity
γονιμότητα: fecundity

γονοχωριστικό: gonochoristic
γρι-γρι: purse seine
γρίπος: seine net
δείκτης ετήσιου αναπαραγωγικού καταμερισμού: annual reproductive allocation index
δείκτης ευρωστίας: condition factor
διαμέτρημα: mesh size
διάρκεια ζωής: lifespan
δίχτυ που ανασηκώνεται: lift net
δίχτυ που ρίπτεται: falling gear
δίχτυ: net
δράγα: dredge
δυνητική μακροβιότητα: potential lifespan
ειδικός ρυθμός αύξησης: specific growth rate
είδος-στόχος: target species
εκκόλαψη: hatching
εκφορτώσεις: landings
ελασμοβράγχια ψάρια: elasmobranchs (Κλάση Elasmobranchii)
ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης: minimum landing size
εμπειρικές εξισώσεις: empirical equations
ενδιαίτημα: habitat
ενεργητικό αλιευτικό εργαλείο: active fishing gear
εξαλιεύσεις: total catch ή catches
εξαντλημένο απόθεμα: depleted stock
επιλεκτική αλιεία: selective harvesting
επιλεκτικότητα: selectivity
επιπελαγικό: epipelagic
εποχή αναπαραγωγής: spawning period
ερμαφροδιτισμός: hermaphroditism
ερμαφροδιτισμός, διαδοχικός: sequential hermaphroditism
ερμαφροδιτισμός, σύγχρονος: synchronous hermaphroditism
ερμαφρόδιτο, πρώτανδρο: protandrous hermaphrodite
ερμαφρόδιτο, πρωτόγυνο: protogynous hermaphrodite
ευρωστία: condition, well being
ζωοτοκία: viviparity
ηλεκτραλιεία: electrofishing
ηλικία πρώτης γεννητικής ωρίμασης: age at maturity
ηλικία: age
θαλάσσιος τροφικός δείκτης: marine trophic Index
θεμελιώδη είδη: keystone species
θνησιμότητα: mortality
θυννείο: drive-in net
ισομετρία: isometry
ισορροπημένη αλιεία: balanced harvesting
ιχθυολογία: ichthyology
ιχθυονύμφη: fish larva
ιχθυοπλαγκτό: ichthyoplankton
καθετή: jigline
καιρός: weather
καλάδα: haul
καλλιεργούμενη παραγωγή: aquaculture production
καμάκι φαλαινοθηρικού: harpoon
κλασματικό τροφικό επίπεδο: fractional trophic level
κλείδα ηλικίας-μήκους: age-length key
κλίμα: climate
κλιματική αλλαγή: climate change

κλιματική μεταβλητότητα: climate variability
κοόρτη: cohort
κυκλικό διχτυωτό εργαλείο: surrounding net
λαμπάρα: lampara net
λέπι: scale
λιμνολογία: limnology
λόγος αρματώματος: hanging ratio
λόγος βάθους: depth ratio
μανωμένο δίχτυ: trammel net
μεγάλης κλίμακας βιομηχανοποιημένη αλιεία: large-scale industrial fisheries
μέγιστη περίμετρος σώματος: maximum girth
μέγιστη βιώσιμη απόδοση: maximum sustainable yield
μέγιστο βάθος σώματος: maximum body depth
μέση αλιεία: mid-scale fisheries
μέση θερμοκρασία του αλιεύματος: mean temperature of the catch
μεσοπελαγική τράτα: midwater trawl
μεσοπελαγικό: mesopelagic
μεταμόρφωση: metamorphosis
μη-επιλεκτική αλιεία: unselective harvesting
μη-καταγεγραμμένη σύλληψη: unreported catch
μήκος πρώτης γεννητικής ωρίμασης: length at maturity
μηχανή συγκομιδής: harvesting machine
νεαρό άτομο: juvenile
νεοσυλλογή: recruitment
νηπιακό πεδίο: nursery area
ξενικό είδος: alien species
οικοσυστημική υπεραλίευση: ecosystem overfishing
ολική θνησιμότητα: total mortality
ολικό μήκος σώματος: total length
οντογένεση: ontogeny
παγίδα: trap
παθητικό αλιευτικό εργαλείο: passive fishing gear
παμφαγία: omnivory
παραβενθικό: demersal
παραγάδι: longline
παράκτια αλιεία: coastal fisheries
παραλίευμα: by-catch
παράνομη σύλληψη: illegal catch
παρασυρόμενο αφρόδιχτυο: driftnet
παρατηρούμενο μήκος σώματος: observed length
παρεμπίπτον αλίευμα: by-catch
πεζότρατα: beach seine
πελαγικό: pelagic
περιθωριακή απόσταση: marginal increment ratio
περίμετρος σώματος: girth
πλήρως εκμεταλλευμένο απόθεμα: fully exploited stock
Πολυδεκαετής Ταλάντωση του Ατλαντικού: Atlantic Multidecadal Oscillation
πολυειδική αλιεία: multispecies fisheries
πραγματική μακροβιότητα: mean lifespan
πρωτογενής παραγωγή: primary production
πτωματοφάγος: scavenger
ρυθμός αύξησης: growth rate
ρυθμός εκμετάλλευσης: exploitation rate
σημείο αναφοράς: reference point
σπερματικός ανταγωνισμός: sperm competition

σταθερό ή στατικό αλιευτικό εργαλείο: stationary fishing gear
σταθερό μήκος σώματος: standard length
στοιχειωμένη αλιεία: ghost fishing
στρατολόγηση: recruitment
σύγχρονη-ασύγχρονη υπόθεση: match-mismatch hypothesis
σύλληψη ανά μονάδα προσπάθειας: catch per unit of effort
σύλληψη με χρήση εκρηκτικών ουσιών: explosives
σύλληψη με χρήση τοξικών ουσιών: stupefying materials
συνολικές συλλήψεις: total catch ή catches
συντελεστής αλιευσιμότητας: catchability coefficient
συντελεστής αρματώματος: hanging coefficient
συντελεστής επιλογής: selection factor
συντελεστής K: parameter K
συντελεστής περιμέτρου σώματος: girth factor
συντελεστής συλληψιμότητας: catchability coefficient
συρόμενο δίχτυ: trawl net
συρτή: trolling line
συσκευή απώθησης: pinger
σύστημα ανάβλυσης υδάτων: upwelling
σχέση μήκους-βάρους: length-weight relationship
σχετική γονιμότητα: relative fecundity
Ταλάντωση της Δυτικής Μεσογείου: Western Mediterranean Oscillation
Ταλάντωση του Βόρειου Ατλαντικού: North Atlantic Oscillation
τράτα βυθού: bottom trawl
τροφοδυναμικοί δείκτες: trophodynamic indicators
τσουγκράνα: rake
τυχαία σύλληψη: incidental catch
τυχαίο αντιπροσωπευτικό δείγμα: random representative sample
υπεραλιευμένο απόθεμα: overexploited
υπεραλίευση: overfishing
υπεραλλομετρία: hyperallometry
υπερεκμετάλλευση: overexploitation
υποαλλομετρία: hypoallometry
υφαλόφιλο: reef-associated
φυσική θνησιμότητα: natural mortality
χάρη στο σχοινί: hanging in
χωρητικότητα: tonnage
ψάρεμα: fishing
ψαροτούφεκο: spear fishing
ωκεάνιο μέτωπο: oceanic front
ωκεανογραφία: oceanography
ωοζωτοκία: ovoviviparity
ωοτοκία: oviparity
ωτόλιθος: otolith