



ΕΘΝΙΚΟ ΚΑΙ ΚΑΠΟΔΙΣΤΡΙΑΚΟ ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΑΘΗΝΩΝ
ΔΙΠΜΣ ΩΚΕΑΝΟΓΡΑΦΙΑΣ ΚΑΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗ ΘΑΛΑΣΣΙΟΥ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ



**Κατανομή και εκτίμηση αφθονίας ζωνοδέλφινων
(*Stenella coeruleoalba*) στην Ελληνική Τάφρο**



ΝΙΚΗ ΚΟΥΤΟΥΖΗ

Επιβλέπουσα Καθηγήτρια: κα Περσεφόνη Μεγαλοφώνου

ΑΘΗΝΑ 2019

Κατανομή και εκτίμηση αφθονίας ζωνοδέλφινων
(*Stenella coeruleoalba*) στην Ελληνική Τάφρο

Διπλωματική εργασία: Νίκη Κουτούζη
Α.Μ.: 216002

Επιβλέπουσα: Καθ. Περσεφόνη Μεγαλοφώνου

Τριμελής εξεταστική επιτροπή:

κα Περσεφόνη Μεγαλοφώνου, Καθηγήτρια
κα Ευγενία Λευκαδίτου, Ερευνήτρια ΕΛΚΕΘΕ
κος Δημήτριος Δαμαλάς, Ερευνητής ΕΛΚΕΘΕ

Η παρούσα εργασία πραγματοποιήθηκε σε συνεργασία με το Ινστιτούτο Κητολογικών Ερευνών Πέλαγος (ΙΚΕΠ). Το ΙΚΕΠ καθόρισε το θέμα, παρείχε την τεχνογνωσία σχετικά με τον εντοπισμό κητωδών και τη συλλογή δεδομένων από αυτά, τα επιστημονικά πρωτόκολλα, το ερευνητικό σκάφος ΝΗΡΗΙΣ, τον εξοπλισμό και τις εγκαταστάσεις του καθώς και δεδομένα του 13 χρόνων, που συνέλεξε ανεξάρτητα στη διάρκεια των πολυετών ερευνητικών αποστολών του προγράμματος "Κητώδη της Ελληνικής Τάφρου". Ως εκ τούτου, τα δεδομένα της παρούσας εργασίας αποτελούν πνευματική ιδιοκτησία του Ινστιτούτου Κητολογικών Ερευνών Πέλαγος.

Την επίβλεψη του μέρους της παρούσας εργασίας που υλοποιήθηκε στις εγκαταστάσεις του ΙΚΕΠ και κατά τη διάρκεια των ερευνητικών αποστολών του είχε ο επιστημονικός υπεύθυνος του ΙΚΕΠ Δρ. Α. Φραντζής. Την επίβλεψη για την μοντελοποίηση και την ανάλυση δειγματοληψίας αποστάσεων είχε η Δρ. Καλλιόπη Γκικοπούλου.

Στη Ρόκα

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά την κα. Περσεφόνη Μεγαλοφώνου, Καθηγήτρια του Καποδιστριακού Πανεπιστημίου Αθηνών, που μου έδωσε την ευκαιρία να ακολουθήσω τα δελφίνια της καρδιάς μου.

Η παρούσα διπλωματική εργασία πραγματοποιήθηκε σε συνεργασία με το Ινστιτούτο Κητολογικών Ερευνών «Πέλαγος». Πάντα θα ευχαριστώ τον Δρ. Αλέξανδρο Φραντζή που μου εμπιστεύτηκε τα δεδομένα του, με καθοδήγησε και μου χάρισε μοναδικές εμπειρίες στο πεδίο και ιδιαίτερες συμβουλές στη ζωή.

Ξεχωριστή μνεία στην Δρ. Καλλιόπη Γκικοπούλου, η ολοκλήρωση της πτυχιακής έγινε υπό τη συνεχή υποστήριξη, επίβλεψη και καθοδήγηση της και την ευχαριστώ για τις αμέτρητες συζητήσεις και που δεν εγκατέλειψε ποτέ.

Φιλική συμμετοχή και στη πτυχιακή και στη ζωή, Ηλίας Φώσκολος, Μαρία Παπαδάτου και Ναταλία Σταματάκη. Σας ευχαριστώ για τις συμβουλές και την εμπύχωση.

Για την συντροφικότητα και το φως του σε σκοτεινές στιγμές ευχαριστώ μέσα από την καρδιά μου τον Σταμάτη Ράδο.

Τέλος, ιδιαίτερο ευχαριστώ στον Γιάννη και την Έμμη που είναι σταθεροί χορηγοί κάθε ονείρου μου.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

Περίληψη - Abstract	05
1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ	07
1.1 Ζωνοδέλφια.....	08
1.1.1 Ενδιαίτημα και Οικολογία.....	08
1.1.2 Αναπαραγωγή.....	09
1.1.3 Κοινωνική δομή	09
1.1.4 Απειλές.....	10
1.2 Μεσόγειος Θάλασσα – Ελληνική Τάφρος.....	10
1.3 Κατανομή – Αφθονία.....	14
1.4 Εκτίμηση Πυκνότητας	15
1.5 Δειγματοληψία αποστάσεων (Distance sampling)	17
1.5.1 Γραμμικές πορείες	20
1.5.2 Χωρική ανάλυση δειγματοληψίας αποστάσεων	22
1.6 Ζωνοδέλφια στη Μεσόγειο: επισκόπηση μελετών για την κατανομή και την εκτίμηση πυκνότητας	23
1.7 Σκοπός εργασίας	24
2. ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ	25
2.1 Περιοχή μελέτης	25
2.2 Συλλογή δεδομένων	26
2.3 Ανάλυση δεδομένων	28
2.3.1 Συνάρτηση ανίχνευσης (Detection function)	28
2.3.2 Απόκλιση εκτίμησης της Πυκνότητας	31
2.3.3 Μοντελοποίηση (Modeling)	33
2.3.3.1 Επιλογή μοντέλου (Model selection).....	33
2.4 Περιβαλλοντικές παράμετροι	34
3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ	36
3.1 Οπτική και ακουστική προσπάθεια.....	36
3.2 Συχνότητα οπτικών παρατηρήσεων.....	37
3.3 Συχνότητα ακουστικών παρατηρήσεων.....	39
3.4 Συνάρτηση ανίχνευσης (Detection function)	42
3.5 Εκτίμηση αφθονίας μέσω δειγματοληψίας αποστάσεων.....	45
3.6 Μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας.....	52
4. ΣΥΖΗΤΗΣΗ	57
4.1 Ανάλυση δεδομένων και εκτιμήσεις.....	57
4.2 Κατανομή.....	58
4.3 Αφθονία	60
4.4 Μελλοντικές προοπτικές και διατήρηση του είδους.....	63
5. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	64

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Τα ζωνοδέλφια (*Stenella coeruleoalba*) είναι ένα από τα πιο κοινά είδη κητωδών στην Μεσόγειο θάλασσα με φθίνουσα κλίση από τα δυτικά προς τα ανατολικά (Notarbartolo di Sciara & Birkun, 2010). Το είδος έχει χαρακτηριστεί ως μόνιμος κάτοικος της λεκάνης των Λεβαντινών, με ετήσια παρουσία, (Kerem et al., 2012) και των Ελληνικών θαλασσών (Frantzis, 2009). Ο πληθυσμός τους έχει χαρακτηριστεί ως «Τρωτός» (Aguilar & Gaspari, 2012) από τη IUCN (Red List of the IUCN, 2008). Η ενημερωμένη διαχείριση για την διατήρηση των θαλάσσιων θηλαστικών απαιτεί κατανόηση του μεγέθους του πληθυσμού και των προτιμητέων βιοτόπων από το είδος. Για τις Ελληνικές θάλασσες τέτοια δεδομένα είναι απαραίτητα για την αξιολόγηση και την μείωση των ανθρωπογενών επιπτώσεων, όπως η αλιευτική δραστηριότητα. Η παρούσα μελέτη παρουσιάζει μια μεγάλης κλίμακας εκτίμηση αφθονίας, πυκνότητας και προτίμησης βιοτόπων των ζωνοδέλφινων (*Stenella coeruleoalba*) στην περιοχή της Ελληνικής Τάφρου. Με την ανάλυση της μεθόδου δειγματοληψίας αποστάσεων (distance sampling), ο πληθυσμός των δελφινιών εκτιμήθηκε στα 6613 άτομα (CV=0.17; 95%CI 4716-9273) από 12 χρόνια συλλογής δεδομένων. Η ανιχνευσιμότητα των ζωνοδέλφινων επηρεάστηκε από τις συνθήκες της θάλασσας (Μποφόρ) και το μέγεθος της ομάδας των δελφινιών που ανιχνεύθηκαν. Οι παρατηρήσεις είχαν αποτελεσματική εμβέλεια στα 209 μέτρα με τις περισσότερες από αυτές να πραγματοποιήθηκαν σε μικρές αποστάσεις. Η αφθονία και η πυκνότητα των ζωνοδέλφινων ήταν μεγαλύτερες στα πελαγικά νερά με μεγαλύτερα βάθη. Η μοντελοποίηση του προτιμώμενου βιοτόπου επίσης συσχέτισε την παρουσία των δελφινιών με νερά βάθους >500, μεγάλες κλίσεις του πυθμένα και υψηλότερες θερμοκρασίες στην επιφάνεια της θάλασσας (SSTs). Τα δεδομένα κατανομής θα πρέπει να ενημερώνουν τις στρατηγικές διαχείρισης και τις περιβαλλοντικές εκτιμήσεις για πιθανές ανθρωπογενείς απειλές για αυτό το προστατευόμενο είδος. Λαμβάνοντας υπόψη ότι τα δεδομένα δεν εμφανίστηκαν επαρκή για την ανάλυση, τα αποτελέσματα που παρουσιάζονται εδώ ιδανικά θα πρέπει να επικυρωθούν από πιο συστηματικές μελέτες και ευρύτερες εύρυνες στην περιοχή της Ελληνικής Τάφρου. Παρόλα αυτά, καμία μελέτη μέχρι στιγμής δεν έχει διεξαχθεί για την αφθονία των ζωνοδέλφινων και αυτά τα αποτελέσματα συμβάλλουν σε περαιτέρω εκτιμήσεις.

ABSTRACT

Striped dolphins are the most common cetacean in the Mediterranean Sea, with a declining west to east abundance gradient (Notarbartolo di Sciara & Birkun, 2010). The species is classified as a regular resident of the Levantine basin, with year round presence (Kerem et al., 2012) and the Greeks Seas (Frantzis, 2009). Its population has been characterized as “Vulnerable” (Aguilar & Gaspari, 2012) by the IUCN (Red List of the IUCN, 2008). Informed conservation management of marine mammals requires an understanding of population size and habitat preferences. For the Greek seas, such data are needed for the assessment and mitigation of anthropogenic impacts, such as fisheries interactions. This study presents large-scale estimates of abundance, density and habitat preferences of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) over the area of the Hellenic trench. Using distance sampling analyses, dolphins were estimated to be 6613 (CV = 0.17; 95% CI 4716-9273) derived from 12 years of data. The detectability of striped dolphins was influenced from Beaufort conditions and the group size of dolphins detected. Observations had an effective range of 209 meters with most of the detections achieved in smaller distances. Striped dolphin abundance and density was higher in pelagic waters with higher depths. Habitat modelling also associated striped dolphins with waters of >500 depth, high slope, and higher sea surface temperatures (SSTs). Distributional data should inform management strategies and environmental assessments of potential anthropogenic threats to this protected species. Taking into account that data did not appear efficient for the analysis, the results presented here ideally need to be validated by a more systematic and region-wide survey of the Hellenic Trench. Nevertheless, no previous study has been conducted for the abundance of striped dolphins and these results contribute for further assessments.

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Τα θαλάσσια θηλαστικά αντιπροσωπεύουν ένα μοναδικό στοιχείο της θαλάσσιας βιοποικιλότητας και έχουν έναν σημαντικό οικολογικό ρόλο ως κορυφαίοι θηρευτές στην τροφική αλυσίδα των θαλάσσιων και άλλων υδάτινων οικοσυστημάτων (Pace et al., 2015). Ορισμένα κητώδη είναι δείκτες της κατάστασης ενός θαλάσσιου οικοσυστήματος, (όπως για παράδειγμα οι επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής) και έχουν ιδιαίτερη σημασία για την διατήρηση των ειδών (Coll et al. 2010, UNEP-MAP RAC/SPA, 2010). Είναι επίσης υψηλού προφίλ και χαρισματικά είδη που αποτυπώνονται στο δημόσιο ενδιαφέρον και έχουν ένα ευρύ φάσμα κοινωνικοοικονομικών, ψυχαγωγικών και πολιτιστικών αξιών, υποστηρίζοντας την άποψη ότι τα είδη και τα οικοσυστήματα έχουν αξία (Coll et al., 2010). Ο αυξημένος ενδημισμός και ο υψηλός πλούτος των ειδών, καθώς και τα μοναδικά γεωμορφολογικά χαρακτηριστικά, καθιστούν τη Μεσόγειο Θάλασσα ένα από τα ενδιαφέροντα σημεία της βιοποικιλότητας παγκοσμίως (Lejeusne et al., 2010). Η βιοποικιλότητα στη Μεσόγειο είναι επίσης απαραίτητη για τους ανθρώπινους πληθυσμούς στην υποστήριξη, προμήθεια και ρύθμιση των προϊόντων και των υπηρεσιών της θάλασσας (Lejeusne et al., 2010). Ωστόσο, η Μεσόγειος είναι μια περίπλοκη περιοχή όπου οι οικολογικές και οι ανθρώπινες επιρροές συναντώνται και αλληλεπιδρούν έντονα, δημιουργώντας ένα μεγάλο και αυξανόμενο δυνητικό αντίκτυπο στη θαλάσσια βιοποικιλότητα. Οι θαλάσσιες περιοχές της είναι από τις πιο επηρεασμένες οικολογικές περιφέρειες παγκοσμίως (Liquete et al., 2013, Halpern et al., 2008) λόγω των αυξανόμενων πιέσεων από ανθρωπογενείς απειλές που επηρεάζουν όλα τα επίπεδα βιοποικιλότητας (Costello et al. Mouillot et al., 2011), των σοβαρών επιπτώσεων από την κλιματική αλλαγή και τις εισβολές ξενικών ειδών (Zenetos et al., 2012, Katsanevakis et al., 2013). Για να μπορεί να υπάρξει αποτελεσματική διαχείριση των ανθρώπινων επιπτώσεων στα θαλάσσια θηλαστικά, πρέπει να υπάρχει γνώση για το πόσα υπάρχουν σε κάθε ενδιαφερόμενη περιοχή. Πρέπει επίσης να παρατηρείται εάν ο αριθμός αυτός αλλάζει με την πάροδο του χρόνου. Ο καλύτερος τρόπος για να ληφθούν αυτές οι πληροφορίες είναι να πραγματοποιούνται έρευνες για να εκτιμάται η αφθονία του είδους προς μελέτη. Αυτό θα πρέπει να γίνεται επανειλημμένα με την πάροδο του χρόνου για να διαπιστωθεί εάν ο πληθυσμός μειώνεται ή αυξάνεται.

1.1 Ζωνοδέλφια

1.1.1 Ενδιαίτημα και Οικολογία

Το ζωνοδέλφιο (*Stenella coeruleoalba* - Meyen 1833) είναι ένα πελαγικό μικρό δελφίνι από την οικογένεια *Delphinidae* με μια παγκόσμια γεωγραφική εξάπλωση σε τροπικά και θερμά εύκρατα γεωγραφικά πλάτη. Αναγνωρίζεται εύκολα από το χαρακτηριστικό μοτίβο των μπλε και λευκών λωρίδων στο σώμα του, από όπου προέρχεται η κοινή και επιστημονική ονομασία του. Η ζώνη εξάπλωσης του καλύπτει τον Ειρηνικό, τον Ατλαντικό και τον Ινδικό Ωκεανό καθώς και τη Μεσόγειο. Είναι ένα κοσμοπολίτικο είδος, που συνήθως απαντάται σε πολύ παραγωγικά νερά ανοιχτά της υφαλοκρηπίδας (Forcada et al., 1994, Gannier, 2005, Notarbartolo di Sciara et al., 1993, Perrin et al., 1994). Ενώ κατοικούν κυρίως σε πελαγικά ύδατα, περιστασιακά έχουν βρεθεί σε απόσταση μικρότερη από 2 χιλιόμετρα από την ακτή (Archer & Perrin, 1999).

Η εκτιμώμενη διάρκεια ζωής αυτών των δελφινιών είναι έως 58 έτη (Kasuya, 1985). Η διατροφή τους περιλαμβάνει ποικιλία κεφαλόποδων, καρκινοειδών και μεσοπελαγικών ψαριών, πολλά από τα οποία είναι φωταυγή, υποδεικνύοντας βαθιά ή νυχτερινή θήρευση (Archer and Perrin, 1999). Η μέση κατανάλωση τροφής στη δυτική Μεσόγειο είναι 5 κιλά την ημέρα (Aguilar & Raga, 1993, Cardellicchio et al., 2000), με καλαμάρια των οικογενειών *Omastrephidae* και *Histioteuthidae* να κυριαρχούν στη διατροφή (Würtz & Marrale, 1993).

Τα μεσογειακά ζωνοδέλφια είναι μικρότερα σε μέγεθος, σε σύγκριση με τα ζωνοδέλφια σε άλλες θάλασσες, με μέγιστο μέσο μήκος 1,94 m για τα θηλυκά και 2,00 m για τα αρσενικά (Calzada et al., 1997). Είναι το πιο συνηθισμένο από τα κητοειδή στη Μεσόγειο Θάλασσα, με φθίνουσα βαθμίδα αφθονίας από τα δυτικά προς ανατολικά (Notarbartolo di Sciara & Birkun, 2010). Το είδος κατατάσσεται ως μόνιμος κάτοικος στη λεκάνη της Λεβαντίνης, με ετήσια παρουσία (Kerem et al., 2012) και στις Ελληνικές θάλασσες (Frantzis, 2009).

1.1.2 Αναπαραγωγικός κύκλος

Τα ζωνοδέλφια καθίστανται σεξουαλικά ώριμα σε μήκος περίπου 2,1-2,2 m, μεταξύ των ηλικιών 5-13 ετών για τα θηλυκά και 7-15 ετών για τα αρσενικά (Calzada et al., 1997, Aguilar, 2000). Το σύστημα του ζευγαρώματος τους είναι γενικά άγνωστο, αλλά θεωρείται ότι είναι "πολυγαμικό". Το νεογνό γεννιέται στα 92,5 cm κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού ή του φθινοπώρου μετά από μία περίοδο κύησης περίπου ενός έτους (Aguilar, 1991). Το διάστημα μεταξύ γέννησης διαφορετικών νεογνών είναι συνήθως 3-4 έτη και η γαλουχία διαρκεί 12-18 μήνες. Κατά τη διάρκεια της αναπαραγωγικής περιόδου, περίπου το 25% των ομάδων φέρουν νεογνά. Ωστόσο, τα νεογέννητα δεν υπάρχουν συχνά σε ομάδες μικρότερες από 10 άτομα (Forcada et al., 1994).

1.1.3 Κοινωνική δομή

Τα ζωνοδέλφια βρίσκονται συνήθως σε συνοχικές και δεμένες ομάδες με μέσο όρο μεταξύ 25 και 100 ατόμων (Μεσόγειος θάλασσα), αλλά παρατηρούνται περιστασιακά και σε μεγαλύτερες ομάδες μέχρι και εκατοντάδες, ακόμη και χιλιάδες ζώα (ωκεάνια περιβάλλοντα) (Archer, 1997). Εντός αυτών των ομάδων υπάρχει ένα πολύπλοκο σύστημα ατόμων που μπορεί να οργανωθεί με βάση την ηλικία, το φύλο και την κατάσταση αναπαραγωγής. Η συμπεριφορά τους στην επιφάνεια της θάλασσας χαρακτηρίζεται συχνά ως κοινωνική, αθλητική, και ενεργητική με ταχεία κολύμβηση. Μπορούν να παρατηρηθούν κάνοντας αναπηδήσεις ή και "roto-tailing" (κυκλική κίνηση χρησιμοποιώντας την ουρά ενώ πηδά έξω από το νερό), και άλματα πάνω από 7 μέτρα πάνω από την επιφάνεια της θάλασσας.

Τα ζωνοδέλφια σπάνια συνδέονται με άλλα είδη φαλαινών, δελφινιών και θαλάσσιων πτηνών. Στις ελληνικές θάλασσες, το ζωνοδέλφινο καταλαμβάνει την ηπειρωτική πλαγιά και ενδεχομένως όλα τα νερά πέρα από την ισοβαθή των 200 μέτρων. Ο μόνος κλειστός κόλπος όπου εμφανίζονται τα δελφίνια και φαίνεται να είναι μόνιμοι κάτοικοι ή ακόμη και απομονωμένοι είναι ο βαθύς Κορινθιακός κόλπος, όπου σχηματίζουν συχνά μικτές ομάδες με κοινά δελφίνια (*Delphinus delphis*) και περιστασιακά με σταχτοδέλφια (*Grampus griseus*) (Frantzis & Herzog, 2002, Frantzis et al., 2003). Πρόσφατες μελέτες επιβεβαίωσαν την εμφάνιση φυσικού υβριδισμού μεταξύ ζωνοδέλφινων και κοινών

δελφινιών, αναλύοντας δείκτες DNA υψηλού διαχωρισμού και αλληλουχίες μιτοχονδριακού DNA σε δείγματα δέρματος και από τα δύο είδη (Antonίου et al., 2018).

1.1.4 Απειλές

Τα ζωνοδέλφια στη Μεσόγειο υποβάλλονται σε ένα ευρύ φάσμα απειλών όπως οι θάνατοι που προκαλούνται από παρασιτικούς ιούς (Bortolotto et al., 1992, Garibaldi et al., 2008), από τα υψηλά επίπεδα ρύπων, όπως οργανοχλωρίδια και βαρέα μέταλλα, (Marsili & Focardi, 1997, Aguilar & Borel, 2002) και από την αλιευτική δραστηριότητα, παρασυρόμενα σε πελαγικά δίχτυα (Notarbartolo Di Sciara 1990, Tudela et al., 2004). Άλλες απειλές περιλαμβάνουν την μείωση της λείας τους από την υπεραλίευση (Blanco et al., 1995) και, μακροπρόθεσμα, πιθανή υποβάθμιση των βιοτόπων από την παγκόσμια κλιματική αλλαγή (Gambaiani et al., 2009). Με βάση τον αριθμό των αυξανόμενων απειλών, που μείωσαν την αφθονία του και υποβαθμίζουν την ανάκαμψη του, ο μεσογειακός υποπληθυσμός ζωνοδέλφινων χαρακτηρίστηκε ως "Τρωτός" (Aguilar & Gaspari, 2012), ενώ σε παγκόσμιο επίπεδο αναφέρεται ως "Μειωμένου Ενδιαφέροντος" (Red List of the IUCN, 2008).

1.2 Μεσόγειος Θάλασσα – Ελληνική Τάφρος

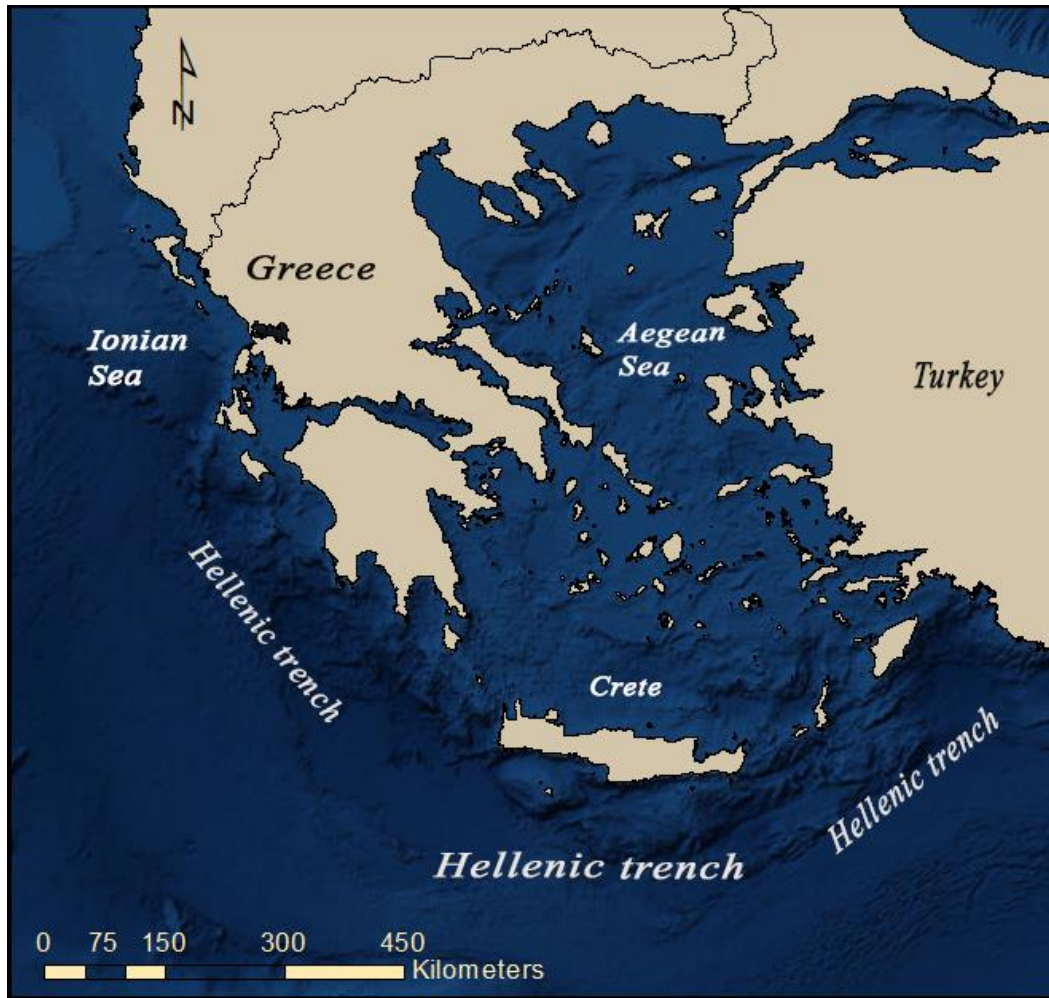
Η Μεσόγειος Θάλασσα είναι μια ημι-κλειστή λεκάνη ή σχεδόν ένα απομονωμένο ωκεάνιο σύστημα μεσαίου γεωγραφικού πλάτους. Αυτή η λεκάνη είναι η μεγαλύτερη (2.969.000 km²) και η βαθύτερη (μέση 1.460 m, μέγιστη 5.267 m) κλειστή θάλασσα στη Γη. Η Μεσόγειος Θάλασσα συνδέεται με τον Ατλαντικό Ωκεανό μέσω του Στενού του Γιβραλτάρ στα δυτικά και μέσω του στενού των Δαρδανελίων με τη θάλασσα του Μαρμαρά και τη Μαύρη Θάλασσα στα βορειοανατολικά. Στα νοτιοανατολικά, η διώρυγα του Σουέζ συνδέει τη Μεσόγειο με την Ερυθρά Θάλασσα και τον Ινδικό Ωκεανό. Η Μεσόγειος Θάλασσα μπορεί να διαχωριστεί ευρύτερα στη δυτική και την ανατολική λεκάνη, από το κανάλι της Σικελίας. Ανάλογα με έναν συνδυασμό ωκεανογραφικών χαρακτηριστικών διακρίνονται οκτώ υπο-περιοχές (Εικόνα 1). Η θάλασσα χαρακτηρίζεται θερμή (από 12.8°C - 13.5°C στη δυτική λεκάνη έως 13.5°C - 15.5°C στην ανατολική), αλμυρή (37.5-39.5 psu) και αρκετά φτωχή σε θρεπτικά ύδατα. Η εξάτμιση

είναι υψηλότερη στο ανατολικό μέρος της, προκαλώντας μείωση της στάθμης του νερού και αύξηση της αλατότητας από δυτικά προς ανατολικά. Η ετήσια μέση θερμοκρασία της επιφάνειας της θάλασσας παρουσιάζει υψηλή εποχικότητα και σημαντικές κλίσεις από τη δύση προς την ανατολή και από βορρά προς νότο. Η λεκάνη είναι γενικά oligοτροφική, αλλά τα περιβαλλόμενα χαρακτηριστικά της ξηράς εμπλουτίζουν τις παράκτιες περιοχές μέσω μεταβαλλόμενων συνθηκών ανέμου, εποχιακών θερμοκλιμών, ρευμάτων και ποτάμιων μεταφορών. Η βιολογική παραγωγή μειώνεται από βορρά προς νότο και δυτικά προς ανατολάς και συνδέεται αντιστρόφως με την αύξηση της θερμοκρασίας και της αλατότητας. Η Μεσόγειος Θάλασσα έχει πρόσφατο ιστορικό γεωλογικών τροποποιήσεων που επηρέασαν σημαντικά τις οικολογικές της συνθήκες. Η σημερινή μορφή, το μέγεθος και τα χαρακτηριστικά της περιοχής είναι αυτά που απομένουν από την αρχαία θάλασσα της Τηθύς, αφού έχει συμπιεστεί μεταξύ της Ευρασιατικής και της Αφρικανικής πλάκας (G. Notarbartolo Di Sciara, 2016). Έχει στενές ηπειρωτικές κατωφέρειες και μεγάλη έκταση ανοιχτής θάλασσας. Σε αντίθεση με τον Ατλαντικό Ωκεανό, όπου η θερμοκρασία μειώνεται με το βάθος, δεν υπάρχουν θερμικά όρια στις βαθιές θάλασσες της Μεσογείου. Τα ύδατα στις κατωφέρειες αντιπροσωπεύουν το 20% των συνολικών υδάτων της Μεσογείου, σε σύγκριση με το 7,6% των παγκόσμιων ωκεανών, και ως εκ τούτου διαδραματίζουν αναλογικά μεγαλύτερο ρόλο απ' ό, τι στους ωκεανούς του πλανήτη. Παρά το μικρό της μέγεθος, η περιοχή φιλοξενεί μια ποικιλία πανίδας θαλάσσιων θηλαστικών, με συνολικά 28 διαφορετικά είδη που είναι γνωστό ότι είναι παρόντα (G. Notarbartolo Di Sciara, 2016). Τα περίπλοκα συστήματα κυκλοφορίας των υδάτων στη Μεσόγειο συγκαταλέγονται στις μεγαλύτερες αιτίες των περιβαλλοντικών συνθηκών που επηρεάζουν τη κατανομή, την αφθονία και την κατάσταση των θαλάσσιων θηλαστικών της περιοχής (G. Notarbartolo Di Sciara, 2016).



Εικόνα 1: Υποπεριοχές της Μεσόγειου Θάλασσας: (1) Θάλασσα του Αλμποράν/Στενό του Γιβραλτάρ, (2) Θάλασσα των Βαλαερίδων /δυτική θάλασσα της Λιγυρίας, (3) Τυρρηνική θάλασσα/ανατολική θάλασσα της Λιγυρίας, (4) Αδριατική θάλασσα, (5) Στενό της Σικελίας/Τυνησιακό οροπέδιο/Κόλπος της Σύρτης (6) Ιόνιο Πέλαγος/Κεντρική Μεσόγειος, (7) Αιγαίο Πέλαγος, (8) Θάλασσα των Λεβάντων.

Η Ελληνική Τάφρος είναι ένα αρκετά μακρύ βαθυμετρικό στοιχείο με μοναδική γεωμορφολογική δομή στην ανατολική Μεσόγειο Θάλασσα. Η περιοχή της τάφρου εκτείνεται από την Κέρκυρα μέχρι τις Κρητικές θάλασσες και νότια της Ρόδου (Εικόνα 2). Έχει μια συνεχή απότομη πλαγιά, που συχνά συνδέεται με γραμμικές τάφρους ως την ακτή, κοιλάτητες και λεκάνες. Έχει μήκος 1100 km και φτάνει σε βάθος 5,267 m (το βαθύτερο σημείο της Μεσογείου) στην περιοχή του Ιονίου Πελάγους που ονομάζεται Φρέαρ των Οινουσσών (Calypso Deep). Τα βασικά χαρακτηριστικά της τοπογραφίας αποτελούν έναν από τους παράγοντες που οδηγούν σε ένα ιδιαίτερα δυναμικό ωκεανογραφικό περιβάλλον με έντονες επιπτώσεις στη διαμόρφωση και τη βιοποικιλότητα των περιοχών. Η απότομη ορογένεση της Κρήτης μπορεί επίσης να έχει διαδραματίσει σημαντικό ρόλο στην ωκεανογραφία της περιοχής. Τα κυριότερα χαρακτηριστικά που επικρατούν εκφράζονται μέσα από κυκλώνες και αντικυκλώνες, με σαφή κατεύθυνση ανατολικά προς δυτικά (Robinson et al., 1991). Οι διακυμάνσεις αυτών των χαρακτηριστικών ορίζονται από μετατοπίσεις κέντρων, παραμορφώσεις και ταλαντώσεις των ορίων, από τυχόν απόκλιση των ρευμάτων και την θέση τους (Robinson et al., 1991).



Εικόνα 2: Ευρύτερη περιοχή της Ελληνικής Τάφρου

Η περιοχή της ελληνικής τάφρου είναι ένα οικοσύστημα σημαντικό για την υδρόβια ζωή και έχει χρησιμοποιηθεί πολλές φορές από θαλάσσιους βιολόγους για να μελετήσουν τη συμπεριφορά διαφόρων ειδών. Ο συνδυασμός των βαθιών υδάτων και των σύνθετων χαρακτηριστικών του θαλάσσιου βυθού καθιστούν την περιοχή έναν τέλειο βιότοπο για θαλάσσια θηλαστικά βαθιάς κατάδυσης. Μελέτες έχουν δείξει ότι σημαντικές πληθυσμιακές ομάδες κητωδών που αποτελούν αντικείμενο προτεραιοτήτων διατήρησης για ολόκληρη τη Μεσόγειο Θάλασσα απαντώνται στις Ελληνικές θάλασσες και στην Ελληνική τάφρο (Frantzis et al., 2003), όπως ο υποπληθυσμός των φυσητήρων (*Physeter macrocephalus*) που δεν ξεπερνούν τα 200-300 άτομα στην περιοχή (Frantzis et al., 2014). Για τους λόγους αυτούς, η Ελληνική Τάφρος έχει χαρακτηριστεί παγκοσμίως ως ΣΠΘΘ (Σημαντική Περιοχή Θαλάσσιων Θηλαστικών) και η ACCOBAMs (Συμφωνία για τη διατήρηση των κητωδών της Μαύρης Θάλασσας, της Μεσογείου και της γειτονικής περιοχής του Ατλαντικού) πρότεινε η περιοχή να καταστεί Θαλάσσια Προστατευόμενη Περιοχή για τα κητώδη.

1.3 Κατανομή - Αφθονία

Προκειμένου να πραγματοποιούνται επιτυχημένες στρατηγικές διαχείρισης και διατήρησης προστατευόμενων ειδών, όπως τα κητώδη, απαιτούνται αξιόπιστες πληροφορίες για την αφθονία, την κατανομή και τις τάσεις του πληθυσμού τους. Οι πληροφορίες σχετικά με την αφθονία επιτρέπουν την αξιολόγηση του αντίκτυπου των απειλών που πλήττουν τον πληθυσμό, γεγονός που αποτελεί απαραίτητο βήμα για τη θέσπιση αποτελεσματικών μέτρων διατήρησης (π.χ. για τον προσδιορισμό του βιώσιμου αριθμού ζώων που θα μπορούσαν να εκλείψουν από τον πληθυσμό ως παρεμπίπτον αλίευμα από τα αλιευτικά εργαλεία) (Reeves et al., 2003). Η παρακολούθηση των τάσεων της αφθονίας επιτρέπει τον προσδιορισμό της κατάστασης διατήρησης ενός συγκεκριμένου είδους.

Οι κατανομές αποτελούν τη θεμελιώδη μονάδα μιας βιογεωγραφικής μελέτης, παρέχοντας πληροφορίες σχετικά με το πού υπάρχει ένα είδος και πως μπορεί να αλληλεπιδρά με άλλα είδη. Η κατανομή των οργανισμών και των πληθυσμών τους εκφράζει τον τρόπο με τον οποίο είναι χωροταξικά διατεταγμένα. Υπάρχουν πολλοί βιοτικοί και αβιοτικοί παράγοντες που καθορίζουν την κατανομή ενός είδους όπως η λεία, οι ασθένειες, ο ανταγωνισμός για τους πόρους και τις κλιματικές συνθήκες, η κοινωνική συμπεριφορά και η αποφυγή των θηρευτών. Τα ίδια τα είδη επηρεάζουν το περιβάλλον στο οποίο ζουν. Υψηλές πυκνότητες ενός είδους θα μπορούσαν να οδηγήσουν σε εξάντληση της λείας του, η οποία αργότερα θα οδηγήσει σε μετατόπιση της κατανομής του θηρευτή σε απομακρυσμένες περιοχές. Ως εκ τούτου, η δυναμική του πληθυσμού στο παρελθόν και στο μέλλον διαδραματίζει σημαντικό ρόλο όταν προσπαθεί να κατανοηθεί η εμφάνιση των ζώων σε μια συγκεκριμένη περιοχή. Τα θαλάσσια ενδιαιτήματα είναι πολύ μεταβλητά, τόσο χρονικά όσο και χωρικά, και οι συσχετισμοί δελφινιών με τα χαρακτηριστικά των ενδιαιτημάτων τους και οι περιβαλλοντικές παράμετροι συχνά συνδέονται με την κατανομή της λείας τους. Η κατανόηση αυτών των τοπικών συνθηκών είναι ως εκ τούτου κεντρική για τον εντοπισμό σημαντικών βιοτόπων. Οι κατανομές αποτέλεσαν επίσης το επίκεντρο των περισσότερων μελετών που εξετάζουν τις ιστορικές απαντήσεις περιβαλλοντικών αλλαγών (Parmesan et al. 1999; Moritz et al. 2008; Lenoir et al. 2008).

Η αφθονία ενός πληθυσμού αναφέρεται στον αριθμό των ατόμων σε μια συγκεκριμένη περιοχή και οικοσύστημα. Ολοκληρώνει μια συνάρτηση χαρακτηριστικών που επηρεάζουν τα άτομα, τους πληθυσμούς και τους μετα-πληθυσμούς. Πολλοί παράγοντες ελέγχουν και επηρεάζουν την αφθονία ενός είδους ή πληθυσμού. Η σχετική επίδραση αυτών των παραγόντων μπορεί να σχετίζεται με το μέγεθος του πληθυσμού. Οι εκτιμήσεις μεγέθους του πληθυσμού αναφέρονται συχνά ως "απόλυτες" εκτιμήσεις αφθονίας. Όταν είναι δύσκολο να εκτιμηθεί η απόλυτη αφθονία με αποδεκτή χαμηλή μεροληψία, χρησιμοποιούνται συχνά οι σχετικοί δείκτες αφθονίας. Αυτοί είναι δείκτες που πιστεύεται ότι είναι ανάλογοι με το μέγεθος του πληθυσμού, επιτρέποντας την αξιολόγηση των τάσεων του πληθυσμού στον χώρο και / ή τον χρόνο. Οι κύριες τεχνικές για την εκτίμηση μιας αφθονίας (σχετική ή απόλυτη), για μεγάλα είδη όπως τα θαλάσσια θηλαστικά, είναι η δειγματοληψία αποστάσεων (distance sampling), η μέθοδος σήμανσης – ανάκτησης (mark – recapture), οι μετρήσεις μετανάστευσης (migration counts) και οι μετρήσεις αποικιών (colony counts). Η αύξηση του πληθυσμού επηρεάζεται θετικά από τις γεννήσεις και τη μετανάστευση και αρνητικά από τις θνησιμότητες και τη μετανάστευση (J.T. Harvey, 2008). Επηρεάζεται επίσης από εσωτερικούς και εξωτερικούς παράγοντες, πολλοί από τους οποίους έχουν εξαρτώμενες από την πυκνότητα επιρροές (J.T. Harvey, 2008). Οι πληθυσμοί είναι δυναμικής κατανομής και η αφθονία μπορεί να αλλάξει με την πάροδο του χρόνου και του χώρου. Καθώς ο πληθυσμός αυξάνεται, ο ανταγωνισμός για τα τρόφιμα, τον χώρο και τους συντρόφους αυξάνεται όπως και οι θηρευτές και οι ασθένειες. Σε ατομικό επίπεδο, οι αλλαγές στην αφθονία επηρεάζονται από την επιβίωση, την ηλικία κατά την πρώτη αναπαραγωγή και τη γονιμότητα.

1.4 Εκτιμήσεις πυκνότητας

Οι εκτιμήσεις του μεγέθους των πληθυσμών της άγριας ζωής είναι θεμελιώδεις για πολλές πτυχές της βιολογίας, της διατήρησης και της διαχείρισης της άγριας πανίδας, π.χ. καθορίζοντας προτεραιότητες διατήρησης ή αναπτύσσοντας προγράμματα διαχείρισης (Thomas et al., 2006, Newson et al., 2008). Όμως η εκτίμηση του πληθυσμού των ζώων που ζουν κάτω από την επιφάνεια της θάλασσας είναι δύσκολη. Η καλή διατήρηση και διαχείριση απαιτεί την κατανόηση της κατάστασης των πληθυσμών και ένα βασικό στοιχείο αυτού είναι μια εκτίμηση της σημερινής αφθονίας (και ιδανικά των τάσεων της

αφθονίας) κατά των οποίων μπορούν να αξιολογηθούν πιθανές απειλές. Μέθοδοι υπάρχουν εδώ και πολλά χρόνια σχετικά με τον τρόπο υπολογισμού των εκτιμήσεων αυτών, αλλά αυτό δεν συνέβη στην περίπτωση των κητωδών λόγω της ικανότητάς τους να περνούν μεγάλες χρονικές περιόδους υποβρύχια και συνεπώς να μην εντοπίζονται εύκολα όταν διεξάγονται έρευνες. Ωστόσο, πρόσφατα έχουν αναπτυχθεί μέθοδοι για να ληφθεί υπόψη αυτή η αβέβαιη ανίχνευση και οι εκτιμήσεις για την αφθονία και την πυκνότητα της άγριας πανίδας είναι τώρα εφικτές. Τα κητώδη, λόγω του περιβάλλοντος και του μυστικιστικού τρόπου ζωής τους, απαιτούν αποτελεσματικές έρευνες. Υπάρχουν διάφορες μέθοδοι εκτίμησης του μεγέθους του πληθυσμού, από την καταμέτρηση των ζώων μέχρι σε πιο εξελιγμένες αναλυτικές μεθόδους που λαμβάνουν υπόψη την ανιχνευσιμότητα των ζώων και των σημάτων τους σε συνάρτηση με το περιβάλλον και / ή πώς ανιχνεύονται τα ζώα (Schwarz & Seber, 1999).

Στις πιθανότητες και στην στατιστική, η εκτίμηση της πυκνότητας είναι το θεμέλιο μιας εκτίμησης, με βάση τα δεδομένα παρατήρησης, μιας μη παρατηρήσιμης βασικής συνάρτησης για την πιθανή πυκνότητα. Ο στόχος της εκτίμησης της πυκνότητας είναι η υπόθεση της συνάρτησης πιθανότητας της πυκνότητας (PDF, probability density function) από τις παρατηρήσεις μιας τυχαίας μεταβλητής. Η μη παρατηρούμενη συνάρτηση πυκνότητας θεωρείται ως η πυκνότητα σύμφωνα με την οποία κατανέμεται ένας μεγάλος πληθυσμός. Τα δεδομένα συνήθως θεωρούνται ως τυχαίο δείγμα από αυτόν τον πληθυσμό (Silverman, 1986). Η εκτίμηση της συνάρτησης πυκνότητας πιθανοτήτων είναι ένα θεμελιώδες βήμα καθώς χαρακτηρίζει πλήρως τη συμπεριφορά αυτής της τυχαίας μεταβλητής. Παρέχει έναν φυσικό τρόπο διερεύνησης των ιδιοτήτων ενός συγκεκριμένου συνόλου δεδομένων, δηλ. της αναγνώρισης της τυχαίας μεταβλητής και της αποτελεσματικής δομής των δεδομένων (Archambeau et al., 2006).

Οι περισσότερες μέθοδοι για την εκτίμηση πληθυσμών άγριας ζωής μπορούν να κατηγοριοποιηθούν είτε σε προσεγγίσεις δειγματοληψίας που βασίζονται σε ενδιαιτήματα είτε σε προσεγγίσεις που βασίζονται σε ζώα. Οι προσεγγίσεις βασισμένες σε οικοτόπους έχουν ουσιαστικά δύο στάδια σχεδιασμού δειγματοληψίας που πρώτα μετρώνται οι μονάδες του οικοτόπου και στη συνέχεια δείγματα ζώων που συνδέονται με κάθε μονάδα. Οι μονάδες οικοτόπων μπορεί να είναι δισδιάστατες περιοχές, γραμμές ή σημεία. Αυτές οι προσεγγίσεις παρέχουν συνήθως άμεσες εκτιμήσεις της πυκνότητας πληθυσμού. Περιλαμβάνουν μεθόδους τεταρτημορίου, διασταύρωσης γραμμών, απόστασης και επαναλαμβανόμενων μετρήσεων (Udevitz et al., 2013). Οι προσεγγίσεις με βάση τα ζώα

λαμβάνουν δείγματα ζώων απευθείας. Αυτές οι προσεγγίσεις παρέχουν άμεσες εκτιμήσεις για το μέγεθος του πληθυσμού, αλλά όχι την πυκνότητα, επειδή το μέγεθος της περιοχής που συσχετίζεται με τα δείγματα ζώων είναι συνήθως άγνωστο. Περιλαμβάνεται σε αυτό το σύνολο προσεγγίσεων, η συλλογή-ανάκτηση και οι διάφορες μέθοδοι συγκομιδής (Borchers & Efford, 2008). Οι προσεγγίσεις εκτίμησης της πυκνότητας μπορούν επίσης να ταξινομηθούν σε δύο ομάδες: παραμετρικές και μη παραμετρικές. Η παραμετρική προσέγγιση υποθέτει ότι τα δεδομένα προέρχονται από μια γνωστή κατανομή. Η μη παραμετρική προσέγγιση υποθέτει ότι η κατανομή έχει πυκνότητα πιθανότητας f και στη συνέχεια τα δεδομένα χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση του f αντί να αποφασίζει εκ των προτέρων εάν η f ανήκει σε οποιαδήποτε δεδομένη παραμετρική οικογένεια.

1.5 Δειγματοληψία αποστάσεων (Distance sampling)

Η οικολογία είναι η μελέτη της κατανομής και της αφθονίας των φυτών και των ζώων και η αλληλεπίδρασή τους με το περιβάλλον. Πολλές μελέτες βιολογικών πληθυσμών απαιτούν εκτιμήσεις της πυκνότητας πληθυσμού (D) ή του μεγέθους (N). Αυτές οι παράμετροι ποικίλλουν ανάλογα με το χρόνο και το χώρο, καθώς και ανά είδος, φύλο και ηλικία. Η δυναμική του πληθυσμού και επομένως οι παράμετροι αυτές εξαρτώνται συχνά από περιβαλλοντικούς παράγοντες. Προκειμένου να εκτιμηθεί η πυκνότητα και η αφθονία σε μια δεδομένη περιοχή, οι πρώτες μέθοδοι που αναπτύχθηκαν ήταν αυτές που είναι τώρα γνωστές ως δειγματοληψία Τετραγώνου και δειγματοληψία Λωρίδων.

Η δειγματοληψία τετραγώνου βασίζεται στην τυχαία τοποθέτηση m τετραγώνων σε όλη την περιοχή έρευνας και στην μέτρηση όλων των αντικειμένων ενδιαφέροντος που εμφανίζονται μέσα σε αυτά. Για να ληφθεί μια εκτίμηση της πυκνότητας σε ολόκληρη την περιοχή, ο αριθμός των οργανισμών που μετριοούνται χωρίζεται απλά από την έκταση της περιοχής που ερευνήθηκε. Αυτό οδηγεί στον απλό τύπο:

$$D = \frac{n}{a}$$

όπου n είναι ο αριθμός των παρατηρήσεων και a είναι το άθροισμα των περιοχών των m τετραγώνων.

Η δειγματοληψία των λωρίδων είναι παρόμοια με την δειγματοληψία τετραγώνων με τη μικρή προσαρμογή που αντί να πραγματοποιούνται μετρήσεις σε τετράγωνα, μετρώνται οι τυχόν παρατηρήσεις όσο το σκάφος ακολουθεί πορεία σε μια γραμμή και καταγράφονται οι οργανισμοί σε απόσταση w από την κάθε πλευρά της γραμμής. Οι γραμμές m είναι, όπως τα τετράγωνα, τοποθετημένες σε τυχαία θέση ή, συνηθέστερα, τοποθετούνται συστηματικά, σε ίση απόσταση μεταξύ τους με ένα τυχαίο σημείο εκκίνησης. Η περιοχή που ερευνήθηκε, a , έχει τώρα τη μορφή:

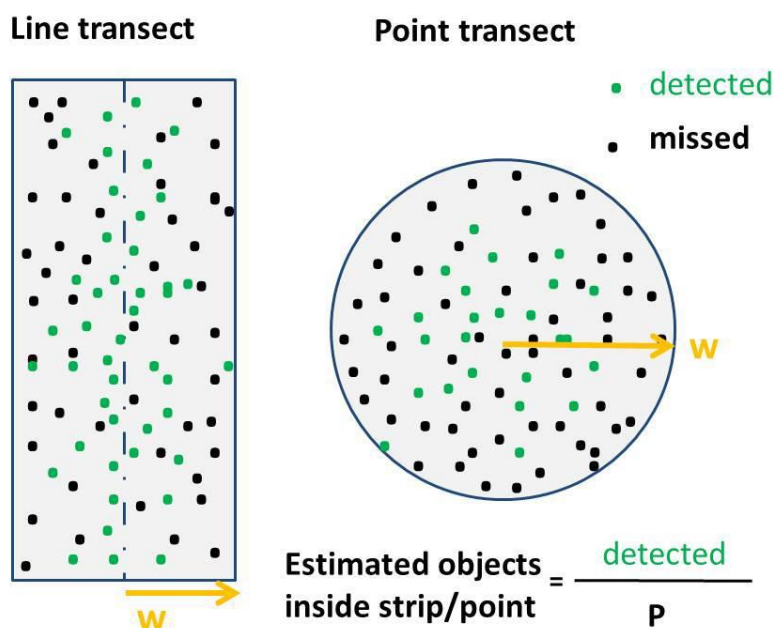
$$a = 2wL$$

όπου L είναι το άθροισμα από τα μήκη των γραμμών πορείας του σκάφους. Το πρόβλημα με τις δύο προσεγγίσεις που προαναφέρθηκαν είναι ότι και οι δύο υποθέτουν ότι κάθε οργανισμός στην περιοχή που μελετάται καταγράφεται, μια υπόθεση που δεν είναι ρεαλιστική και συχνά παραβιάζεται στην πράξη, ιδιαίτερα όταν πρόκειται για έρευνες κητωδών. Μια στατιστική μέθοδος για τον υπολογισμό των οργανισμών που χάθηκαν μέσα στην περιοχή έρευνας είναι η προσέγγιση της δειγματοληψίας αποστάσεων.

Η δειγματοληψία αποστάσεων μπορεί να είναι μια αποτελεσματική προσέγγιση για την εκτίμηση των D και N , για αρκετούς πληθυσμούς άγριων ζώων (Buckland et al., 2001, 2004). Έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως για τα θαλάσσια θηλαστικά για το λόγο ότι δεν είναι εύκολα ανιχνεύσιμα και συνήθως είναι αραιά κατανομημένα σε μια μεγάλη περιοχή. Το όνομά της προέρχεται από το γεγονός ότι οι πληροφορίες που χρησιμοποιούνται για την εξαγωγή αποτελεσμάτων είναι οι καταγεγραμμένες αποστάσεις από τους ενδιαφερόμενους οργανισμούς, που προκύπτουν από τις γραμμές πορείας ή από τα σημεία πορείας (Εικόνα 3). Στην περίπτωση γραμμών, για τις οποίες ο σχεδιασμός είναι μακριές στενές λωρίδες, ο παρατηρητής ταξιδεύει κατά μήκος μιας κεντρικής γραμμής της πορείας του σκάφους και καταγράφονται οι κάθετες αποστάσεις στα ζώα που ανιχνεύθηκαν. Στην περίπτωση σημείων, για τα οποία ο σχεδιασμός είναι κύκλοι, ο παρατηρητής ψάχνει για ζώα από το κέντρο κάθε κυκλικού ορίου, και καταγράφονται οι ακτινικές αποστάσεις από το σημείο που ανιχνεύτηκαν τα ζώα.

Όταν δεν είναι δυνατή η καταμέτρηση όλων των ζώων κατά μήκος μιας γραμμής ή εντός της περιοχής ενός αριθμού σημείων, πρέπει να υπολογιστεί η αναλογία των χαμένων ζώων ώστε να προκύψουν εκτιμήσεις της πυκνότητας εντός της περιοχής δειγματοληψίας

και συνεπώς εντός της συνολικής περιοχής ενδιαφέροντος A . Έτσι, πρέπει να υπολογιστεί μια παράμετρος P που αντιπροσωπεύει την αναλογία όλων των ζώων στην περιοχή δειγματοληψίας που ανιχνεύθηκαν (Εικόνα 3). Αυτό μπορεί να χρησιμοποιηθεί για να υπολογίσει το ποσοστό των ζώων που χάθηκαν στη λωρίδα γραμμής ή στην περιοχή γύρω από το σημείο.



Εικόνα 3: Γραμμική και Σημειακή δειγματοληψία. Οι πράσινες βούλες είναι οι ανιχνευμένοι οργανισμοί και οι μαύρες βούλες είναι οι οργανισμοί που δεν ανιχνεύθηκαν, είναι η μέγιστη αποτελεσματική απόσταση ανίχνευσης. Η παράμετρος P είναι το ποσοστό των ανιχνευμένων ζώων από το σύνολο των ζώων που υπάρχουν σε μια περιοχή.

Μεγάλο μέρος της μεθοδολογίας της δειγματοληψίας αποστάσεων συγκεντρώνεται στη συνάρτηση ανίχνευσης, η οποία προσομοιάζει την πιθανότητα ανίχνευσης ενός ζώου, δεδομένης της απόστασης του από την πορεία του σκάφους. Μια βασική υποκείμενη έννοια είναι ότι η πιθανότητα ανίχνευσης ενός ζώου μειώνεται καθώς η απόσταση του από τον παρατηρητή αυξάνεται. Η μέθοδος υλοποιείται συμβατικά με την επιλογή γραμμών πορείας που επιτυγχάνουν ίσες πιθανότητες κάλυψης σε μια περιοχή έρευνας και είναι γενικά γνωστή ως δειγματοληψία αποστάσεων με βάση το σχεδιασμό. Η εκτιμώμενη πυκνότητα υπολογίζεται με βάση την έκταση της περιοχής μελέτης, με την προϋπόθεση ότι η τοποθέτηση των γραμμών πορείας προσφέρει ίσες πιθανότητες κάλυψης σε ολόκληρη την περιοχή. Βελτιώνοντας λοιπόν τα υποκείμενα προβλήματα, η

μεθοδολογία που έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως στο παρελθόν για τις εκτιμήσεις αφθονίας κητωδών είναι η δειγματοληψία αποστάσεων με τον σχεδιασμό γραμμών.

1.5.1 Γραμμικές πορείες (Line Transects)

Όπως αναφέρθηκε παραπάνω, η έρευνα της δειγματοληψίας αποστάσεων με γραμμές είναι μια κοινή μέθοδος για την εκτίμηση της πυκνότητας των ζώων, της πυκνότητας βιομάζας ή της αφθονίας του ζωικού πληθυσμού. Έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως σε έρευνες για άγρια ζώα για ζώα, πουλιά και θαλάσσια θηλαστικά. Για να εκτιμηθεί η αφθονία των ζώων με δειγματοληψία αποστάσεων γραμμής, υπάρχει μια κρίσιμη υπόθεση ότι οι αποστάσεις των παρατηρήσεων μετριοούνται χωρίς σφάλμα (Buckland et al., 2001). Παρ'όλα αυτά, στη πράξη, οι αποστάσεις των παρατηρήσεων σπάνια μετριοούνται με απόλυτη ακρίβεια. Συνήθως συμβαίνουν πολλά σφάλματα εξαιτίας διαφόρων λόγων όπως δυσλειτουργία του εξοπλισμού, ελαττωματικότητα οργάνου και τυχόν ανθρώπινο σφάλμα. Η θεμελιώδης ιδέα πίσω από μια γραμμική ανάλυση είναι ότι η πιθανότητα ανίχνευσης ενός αντικειμένου εξαρτάται από την απόσταση του αντικειμένου από τη γραμμή πορείας και ενδεχομένως από άλλες μεταβλητές. Εμπειρικά, σε πολλές μελέτες περισσότερα αντικείμενα ανιχνεύονται κοντά στη γραμμή του σκάφους από αυτά που βρίσκονται πολύ μακριά, υποδηλώνοντας ότι η ανιχνευσιμότητα είναι μια φθίνουσα συνάρτηση της απόστασης.

Τα δεδομένα συλλέγονται σε κίνηση μιας προκαθορισμένης γραμμικής πορείας και οι παρατηρητές καταγράφουν τις παρατηρήσεις των ζώων (ή των φυτών ή των ομάδων ζώων ή άλλων οργανισμών) και τις κάθετες αποστάσεις αυτών από τη πορεία τους. Ο Buckland et al. (2001) συνιστά να υπάρχουν 60-80 παρατηρήσεις στην ανάλυση για να ληφθούν αξιόπιστες εκτιμήσεις. Εάν τα αντικείμενα εμφανίζονται σε ομάδες ή σμήνη πουλιών ή σχολεία δελφινιών, καταγράφεται επίσης και ο αριθμός των ζώων σε κάθε ομάδα. Το κεντρικό καθήκον της ανάλυσης γραμμικής πορείας είναι η εκτίμηση της παραμέτρου μ , το βέλτιστο ημι-πλάτος της λωρίδας (effective strip half-width ή ESW), η οποία είναι η μέγιστη απόσταση από τη γραμμή πορείας για την οποία μπορούν να ανιχνευθούν οι οργανισμοί προς μελέτη, με βάση τις παρατηρούμενες κάθετες αποστάσεις.

Αν το βέλτιστο ημι-πλάτος σε κάθε πλευρά της γραμμής είναι μ , η πυκνότητα των αντικειμένων D είναι:

$$\hat{D} = \frac{\sum_{i=1}^n S_i}{2L\mu}$$

όπου n είναι ο αριθμός των ανιχνευόμενων ομάδων, S_i ο αριθμός των ζώων σε κάθε ομάδα, και L είναι το συνολικό μήκος της γραμμής. Σε μια τυποποιημένη ανάλυση γραμμικών πορειών, η μ εκτιμάται από την εφαρμογή της συνάρτησης πιθανότητας της πυκνότητας f στις κάθετες αποστάσεις και ο εκτιμητής πυκνότητας ορίζεται ως

$$\hat{D} = \frac{n\hat{f}(0)\hat{E}[s]}{2L}$$

όπου $\hat{f}(0)=1/\mu$ είναι η συνάρτηση πιθανότητας πυκνότητας των παρατηρούμενων κάθετων αποστάσεων y εκτιμώμενη για $y = 0$, και $\hat{E}[s]$ είναι το προσδοκώμενο μέγεθος της ομάδας (Buckland et al., 2001). Όταν ο πληθυσμός δεν εκτιμάται σε ομάδες $\hat{E}[s]=1$. Η αφθονία N μπορεί να εκτιμηθεί ως

$$\hat{N} = A\hat{D}$$

όπου A είναι η συνολική έκταση της περιοχής μελέτης. Τρεις παραδοχές είναι οι βασικές για την αξιόπιστη εκτίμηση της αφθονίας μέσω ανάλυσης γραμμικής πορείας:

1. Οι οργανισμοί που βρίσκονται πάνω στη γραμμή ανιχνεύονται πάντα ($g(0)=1$).
2. Οι οργανισμοί ανιχνεύονται στην αρχική τους τοποθεσία, πριν από οποιαδήποτε κίνηση εξαιτίας του παρατηρητή.
3. Οι αποστάσεις υπολογίζονται με ακρίβεια.

Η απόκτηση αξιόπιστων εκτιμήσεων αφθονίας και ο εντοπισμός σημαντικών βιοτόπων είναι ζωτικής σημασίας για τη δημιουργία και την επιτυχία των θαλάσσιων προστατευόμενων περιοχών για κητώδη (Hoyt, 2005). Οι έρευνες με βάση το σχεδιασμό γραμμικών πορειών έχουν χρησιμοποιηθεί επιτυχώς σε όλο τον κόσμο για να εκτιμηθεί η αφθονία των κητωδών (Wade & Gerrodette (1993), Forcada & Hammond (1998), Hammond et al. (2002), Mullin & Fulling (2004)).

1.5.2 Χωρική ανάλυση δειγματοληψίας αποστάσεων

Τα τελευταία χρόνια αυξάνεται η ανάγκη εξαγωγής περισσότερων πληροφοριών από μια απλή εκτίμηση αφθονίας για την άγρια φύση από τις έρευνες παρατηρήσεων. Η τυπική ανάλυση δειγματοληψίας αποστάσεων μπορεί να παράγει εκτιμήσεις της μέσης πυκνότητας στην περιοχή, αλλά όχι χωρικά συγκεκριμένες πυκνότητες σε όλη την περιοχή. Οι ερευνητές πρέπει συχνά να συσχετίζουν την πυκνότητα των ζώων με τις χωρικές μεταβλητές που αντικατοπτρίζουν την τοπογραφία, τους οικοτόπους και άλλους παράγοντες που επηρεάζουν το περιβάλλον των ζώων. Για να επιτευχθεί αυτό, συχνά στρωματοποιούν την περιοχή σε υπο-περιοχές ενδιαφέροντος και πραγματοποιείται ξεχωριστή ανάλυση σε κάθε στρώμα. Αυτό βοηθά στην εκτίμηση του τρόπου διαχείρισης του περιβάλλοντος και των ζώων μέσα σε αυτό. Επομένως, υπάρχει μεγάλη ζήτηση για χωρικά μοντέλα για την ανάλυση των δεδομένων γραμμικής πορείας. Από αυτό το υψηλό ενδιαφέρον, η χωρική μοντελοποίηση χρησιμοποιείται όλο και περισσότερο ως εναλλακτική λύση σε σχέση με τη συμβατική δειγματοληψία γραμμικής πορείας με βάση το σχεδιασμό για την εκτίμηση της αφθονίας των κητωδών. Τα μοντέλα χωρικής ανάλυσης αποστάσεων επιτρέπουν την αξιοποίηση τεράστιων βάσεων δεδομένων, χωρικά αναφερόμενων δεδομένων, επιτρέποντας τη διερεύνηση των αλληλεπιδράσεων μεταξύ περιβαλλοντικών ομοιοτήτων και πληθυσμιακών πυκνοτήτων (Miller et al., 2013). Τα μοντέλα έχουν επίσης δυνατότητες να αξιολογήσουν τις πιθανές επιπτώσεις της παγκόσμιας αλλαγής στο είδος, προβάλλοντάς το σε μελλοντικά κλίματα (Guisan and Thuiller, 2005). Τα μοντέλα χωρικής ανάλυσης γραμμικής πορείας επιτρέπουν στους διαχειριστές της άγριας φύσης να υπολογίζουν την αφθονία για κάθε υποσύνολο μιας περιοχής έρευνας, ενσωματώνοντας το αριθμητικά στο αντίστοιχο τμήμα της προσαρμοσμένης επιφάνειας πυκνότητας (Hedley & Buckland, 2004). Αντίθετα, οι συμβατικές μέθοδοι γραμμικής πορείας περιορίζουν την εκτίμηση της αφθονίας σε ένα σύνολο προκαθορισμένης έκτασης έρευνας, που ορίζονται στο στάδιο σχεδιασμού χρησιμοποιώντας τυχαία στρωματοποίηση ή συστηματική στρωματοποίηση δειγματοληψίας. Ένα χωρικό μοντέλο πυκνότητας επιτρέπει την ολική αφθονία να είναι ανάλογη μεταξύ οποιουδήποτε συνόλου υπο-περιοχών που ενδιαφέρουν και είναι λιγότερο αφελές στο πρόβλημα των μικρών μεγεθών δειγμάτων σε υποπεριοχές από ό, τι ο στρωματοποιημένος σχεδιασμός. Ωστόσο, εάν επιλεγθεί ένα φτωχό χωρικό μοντέλο, οι εκτιμήσεις ανά υπο-περιοχή μπορεί να έχουν μεγάλη μεροληψία, ιδιαίτερα κοντά στα

άκρα της περιοχής έρευνας (Hedley & Buckland, 2004). Υπάρχουν πολλά πλεονεκτήματα όμως, όπως η δυνατότητα χρήσης δεδομένων που συλλέγονται από «πλατφόρμες ευκαιριών», η δυνατότητα εκτίμησης της αφθονίας για κάθε καθορισμένη υπο-περιοχή εντός της περιοχής μελέτης και η δυνατότητα αυξημένης ακρίβειας, αν οι μεταβλητές εξηγούν επαρκή μεταβλητότητα των δεδομένων (De Segura et al., 2007). Τα αναλυτικά μέρη αυτής της νέας μεθοδολογίας υπολογίζουν τη συνάρτηση ανίχνευσης για να εκτιμήσουν την αποτελεσματική απόσταση (ESW) και να προσαρμόσουν μοντέλα βιοτόπων για την εκτίμηση του ποσοστού παρατήρησης και το μέγεθος της ομάδας των οργανισμών σε σχέση με διάφορες περιβαλλοντικές μεταβλητές.

Η χωρική ανάλυση δειγματοληψίας αποστάσεων έχει χρησιμοποιηθεί για μοντελοποίηση πυκνότητας τόσο σε χερσαία όσο και σε θαλάσσια είδη. Στην ξηρά, πολλές μελέτες έχουν διεξαχθεί με χωρικά μοντέλα και δειγματοληψία αποστάσεων, μερικές από τις οποίες είναι η χωρική μεταβολή της πυκνότητας των πληθυσμών στρουθιόμορφων πτηνών με δεδομένα που συλλέχθηκαν στο πάρκο εθνικής προστασίας Noatak στην Αλάσκα (Mizel et al., 2018) και η εκτίμηση της αφθονίας και της χωρικής κατανομής των νέο-διαμορφωμένων δυτικών βατράχων (*Anaxyrus boreas*) σε βιότοπο που περιβάλλει μια ορεινή λίμνη στην κεντρική Ουάσιγκτον, ΗΠΑ (Chelgren et al., 2011). Στο θαλάσσιο περιβάλλον η δειγματοληψία χωρικών αποστάσεων έχει χρησιμοποιηθεί για να μοντελοποιήσει την κατανομή και την αφθονία των σχολείων ρέγγας (*Clupea harengus*) (Beare et al., 2002) και κητωδών που παρατηρήθηκαν από ευκαιριακές πλατφόρμες (Henrys, 2005).

1.6 Ζωνοδέλφια στη Μεσόγειο: Επισκόπηση μελετών για την κατανομή και την εκτίμηση πυκνότητας

Όπως αναφέρθηκε προωτέρα, τα ζωνοδέλφια είναι ένα από τα πιο κοινά κητώδη που κατοικούν στη Μεσόγειο Θάλασσα τόσο σε νερά κοντά στην ξηρά όσο και στην ανοικτή θάλασσα (Aguilar, 2000, Gaspari et al., 2007) με μειούμενη κλίση Δ-Α σε αφθονία, πιθανώς αντανakλώντας τη μείωση της παραγωγικότητας στις ανατολικές λεκάνες (Notarbartolo di Sciara & Birkum, 2010). Μελέτες εκτίμησης της πυκνότητας έχουν πραγματοποιηθεί κυρίως στη δυτική λεκάνη (Forcada et al., 1994, Forcada & Hammond, 1998) και πιο συγκεκριμένα στη θάλασσα της Λιγουρίας (Laran & Drouot-Dulau, 2007, Lauranio et al. (Fortuna et al., 2007) και στον Κόλπο του Τάραντα (βόρειο Ιόνιο Πέλαγος,

Κεντροανατολική Μεσόγειος Θάλασσα) (Carlucci et al., 2016). Η αφθονία των ζωνοδέλφινων σε τμήματα της δυτικής Μεσογείου έχει υπολογιστεί σε 117.880 άτομα (Forcada et al., 1994). Η πυκνότητα των ζωνοδέλφινων στη βορειοδυτική Μεσόγειο ήταν 41% υψηλότερη από ό, τι στη νοτιοδυτική Μεσόγειο, με μια μέση τιμή ενός δελφινιού ανά 4.2 km² (Forcada & Hammond, 1998). Οι Calzada και Aguilar (1995) διαπίστωσαν διαφορές στο μέγεθος του σώματος των ζωνοδέλφινων από τη βορειοδυτική και τη νοτιοδυτική Μεσόγειο, γεγονός που υποδηλώνει μια στρωματοποίηση στον πληθυσμό, που συνδέεται με διαφορές στην ταυτότητα τους. Αυτή η χαμηλή πυκνότητα στη νοτιοδυτική λεκάνη φαίνεται να συνδέεται με την έλλειψη ενεργών τοπικών ωκεανογραφικών γεγονότων (Le Vourch et al., 1992). Εκτός από αυτό, ένας ακόμα λόγος για τον χαμηλό αριθμό σε αφθονία είναι το επιδημιολογικό φαινόμενο του ιού που επηρέασε τον πληθυσμό το 1990 (Aguilar & Raga, 1993). Οι έρευνες στη Λιγυριανή-Προβηγκιανή λεκάνη έφεραν μια εκτίμηση 25.614 ατόμων (Forcada et al., 1995). Παρόμοια στοιχεία της αφθονίας των δελφινιών στην περιοχή προστασίας «Πέλαγος» παρουσιάστηκαν από τον Gannier (1998, 2006). Οι αναφορές παρατηρήσεων δείχνουν ότι τα ζωνοδέλφινια είναι τα πιο άφθονα είδη κητωδών στο Ιόνιο Πέλαγος και γενικότερα στα νερά της Ελλάδας (Notarbartolo di Sciara et al., 1993, Frantzis et al., 2003, Gannier 2005) αλλά μέχρι σήμερα δεν έχουν διεξαχθεί μελέτες, ειδικά στην Ελληνική Τάφρο.

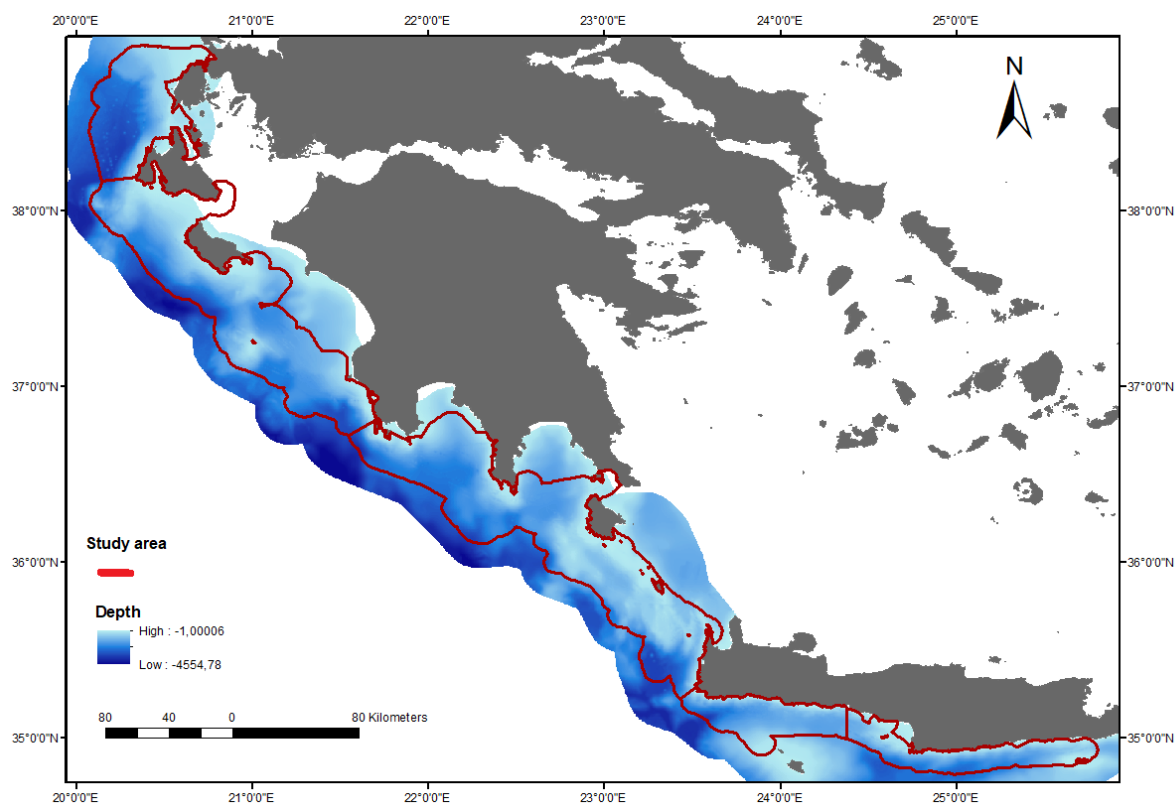
1.7 Σκοπός εργασίας

Σκοπός της μελέτης αυτής είναι κυρίως να ποσοτικοποιήσει τα χωρικά πρότυπα κατανομής και αφθονίας των ζωνοδέλφινων στην περιοχή της Ελληνικής Τάφρου. Τα χωρικά μοντέλα θα εφαρμοστούν σε δεδομένα δειγματοληψίας αποστάσεων με γραμμική πορεία για να διερευνήσουν τη χρήση των βιοτόπων και την αφθονία του είδους. Θα δοθεί έμφαση στην εκτίμηση της συνάρτησης ανίχνευσης και στους κύριους παράγοντες που επηρεάζουν την ανιχνευσιμότητα και την αφθονία των δελφινιών, ενώ θα υπάρξει σχολιασμός της τάσης μεταξύ των ετών προκειμένου να εξηγηθεί πιθανή μείωση ή αύξηση της παρουσίας του ζώου.

2. ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ

2.1 Περιοχή μελέτης

Η περιοχή μελέτης βρίσκεται στην λεκάνη της Ανατολικής Μεσογείου κατά μήκος της Ελληνικής Τάφρου (39°N, 20°E to 34°N, 26°E), όπου το κύριο τοπογραφικό χαρακτηριστικό είναι ακραίες αλλαγές στη βαθυμετρία (Εικόνα 4). Η περιοχή έχει ένα ιδιαίτερα δυναμικό ωκεανογραφικό περιβάλλον το οποίο επηρεάζεται από τις εναλλασσόμενες πλαγιές στη βαθυμετρία και την ακτογραμμή, συμπεριλαμβανομένου του βαθύτερου σημείου της Μεσογείου (5267m βάθος, Calypso Deep). Η έκταση της περιοχής μελέτης ποικίλλει κατά τη διάρκεια έρευνας για κάθε έτος. Για τα έτη μεταξύ 1999-2001 και 2014 υπήρξε ένα περιορισμένο τμήμα της Ελληνικής Τάφρου (νοτιοδυτική Κρήτη) ενώ από το 2002 μέχρι το 2009 η έρευνα επεκτάθηκε σε τμήμα μήκους 900 km, από το βόρειο τμήμα της Λευκάδας προς το νότιο-ανατολικό τμήμα της Κρήτης. Οι πορείες δεν σχεδιάστηκαν συστηματικά, αλλά σχεδιάστηκαν γραμμές ώστε να καλύψουν όλο το υπόβαθρο στο χώρο μελέτης κάθε χρόνο. Το πλάτος της περιοχής έρευνας κυμαινόταν μεταξύ 4 και 32 km ανάλογα με την τοπογραφία. Η επιφάνεια της θάλασσας που καλύφθηκε από το ερευνητικό σκάφος ήταν περίπου 12.600 km².



Εικόνα 4: Περιοχή μελέτης της Ελληνικής Τάφρου.

2.2 Συλλογή δεδομένων

Η συλλογή δεδομένων για οργανισμούς σε μεγάλες χρονικές περιόδους ή μεγάλες χωρικές εκτάσεις είναι δύσκολο να επιτευχθεί στο θαλάσσιο περιβάλλον. Οι παρατηρήσεις των κητωδών παρεμποδίζονται από το υψηλό κόστος της έρευνας πεδίου, του καιρού και των περιορισμένων περιόδων συλλογής δεδομένων, για παράδειγμα στις ώρες της ημέρας. Κατά κανόνα, οι παρατηρήσεις προέρχονται από αφοσιωμένες έρευνες με βάση τα σκάφη, χρησιμοποιώντας και άλλα δίκτυα επιστήμης όλο και περισσότερο για να προστίθενται σημαντικά δεδομένα παρακολούθησης. Αυτά τα δίκτυα ενδεχομένως έχουν ευρεία χωρική έκταση, αλλά εξαρτώνται από τυχαίες συναντήσεις κητωδών και από τις φυσιολογικές δραστηριότητες σκαφών σε οποιαδήποτε δεδομένη περιοχή. Τα δεδομένα, αν συγκεντρωθούν από έμπειρο παρατηρητή, μπορούν ωστόσο να παρέχουν περισσότερες πληροφορίες από μια απλή παρατήρηση, όπως το μέγεθος της ομάδας των ζώων, η ατομική ταυτότητα ή το πλαίσιο της συμπεριφοράς τους.

Για την παρούσα μελέτη πραγματοποιήθηκαν έρευνες με σκάφος στην περιοχή της Ελληνικής Τάφρου σε συνολική διάρκεια 12 ετών, κατά τους καλοκαιρινούς μήνες 1999-2009 και 2014. Η διάρκεια κάθε περιόδου έρευνας κυμαίνονταν μεταξύ 2 και 10 εβδομάδων. Τα δεδομένα συλλέχθηκαν από μια ποικιλία σκαφών (σκάφος ιστιοπλοΐας 13 μέτρων ή σκάφος με κινητήρα 16 μέτρων) (Πίνακας 1) κατά τη διάρκεια της ημέρας από τα τέλη Ιουνίου έως τα μέσα Οκτωβρίου, όταν οι συνθήκες στη θάλασσα ήταν θετικές. Η πλειοψηφία της προσπάθειας έρευνας (το 91% των ημερών έρευνας) ήταν τον Ιούλιο και τον Αύγουστο. Η ταχύτητα του σκάφους ήταν συνήθως 8-10 κόμβοι όταν βρισκόταν σε θετική προσπάθεια.

Πίνακας 1: Τύπος σκαφών για κάθε έτος έρευνας.

Έτος	Τύπος σκάφους
1999	Sailing boat, 11m
2000-2001	Fishing boat, 16m
2002	Sailing boat, 11m
2003	Sailing boat, 11m
2004	Sailing boat, 13.5m
2005-2009, 2014	Motor vessel “NIRIIS”, 16m

Κατά τη διάρκεια της έρευνας συνδέθηκε ένα υδρόφωνο στο πίσω μέρος κάθε σκάφους για τη συλλογή ακουστικών δεδομένων, προκειμένου να εντοπίζονται τα κητώδη. Η συστοιχία υδροφώνων περιείχε δύο πολυκατευθυντικά στοιχεία Benthos AQ-4 με προενισχυτές εμβέλειας 30- dB. Τα στοιχεία τοποθετήθηκαν σε απόσταση 3 μέτρων κατά μήκος του άξονα ενός σωλήνα 10 μέτρων πολυουρεθάνης γεμάτου με έλαιο. Η ανταπόκριση συχνότητας των στοιχείων ήταν επίπεδη $\pm 1,5$ dB και επίπεδη $\pm 2,0$ dB για τα εύρη 1 Hz έως 15 kHz και 15-25 kHz, αντίστοιχα. Η συστοιχία ρυμουλκήθηκε 100 μέτρα πίσω από το σκάφος ή βυθίστηκε σε κατακόρυφη θέση 100 μέτρα κάτω από την πρύμνη, όταν το σκάφος δεν ήταν σε κίνηση. Το λογισμικό καταγραφής δεδομένων Logger 2000 (IFAW, <http://www.ifaw.org>) λειτουργούσε συνεχώς και κατέγραφε δεδομένα οπτικά, ακουστικά και πλοήγησης. Οι γεωγραφικές θέσεις του σκάφους καταχωρήθηκαν με ένα σύστημα Global Positioning System (GPS) συνδεδεμένο στον υπολογιστή, εξοπλισμένο με το λογισμικό Logger 2000. Το GPS είχε ρυθμιστεί για να καταγράφει τη θέση κάθε 1 λεπτό, ο χειριστής του υπολογιστή εισήγαγε δεδομένα πλοήγησης κάθε 15 λεπτά και / ή κάθε φορά που σημειώθηκε αλλαγή στις συνθήκες, όπως ο καιρός, η ταχύτητα του πλοίου, η πορεία και οι συνθήκες εντοπισμού. Σημειώσεις και σχόλια, θαλάσσιες συνθήκες, προσπάθεια ακουστικής και οπτικής αναζήτησης, καθώς και ανίχνευση κητωδών εισάγονταν χειροκίνητα στο Logger όποτε άλλαζαν οι συνθήκες. Κατά τη διάρκεια των τελευταίων 5 ετών της έρευνας (2005-2009) το βάθος καταγραφόταν συνεχώς με προσομοιωτή Simrad ES60 Echo-sounder. Τα δεδομένα βάθους χρησιμοποιήθηκαν για να δημιουργήσουν ένα πιο λεπτομερές βυθομετρικό προφίλ επιφάνειας ολόκληρης της περιοχής μελέτης.

Κατά τη διάρκεια της οπτικής προσπάθειας παρατηρήσεων στην ημέρα, παρατηρητές με κιάλια σάρωναν τον ορίζοντα σε 180° για να εντοπίσουν ένα άτομο ή μια ομάδα ζώων. Κατά την ανίχνευση, το σκάφος άλλαζε πορεία ακολουθώντας τα ζώα για φωτο-ταυτοποίηση, πληροφορίες συμπεριφοράς και καταγραφή πιθανών νεογνών. Δεν ήταν δυνατόν να εκτιμηθεί η επίδραση οποιασδήποτε κίνησης σχολείων δελφινιών εξαιτίας του σκάφους. Αν η κίνηση των ζώων εμφανιστεί πριν εντοπιστεί η ομάδα, μπορεί να προκαλέσει σφάλματα στις εκτιμήσεις αλλαγών της πυκνότητας του πληθυσμού από την κατανομή των κάθετων αποστάσεων. Ωστόσο, υπάρχει εμπιστοσύνη ότι αυτό δεν ήταν πρόβλημα στην συγκεκριμένη έρευνα.

2.3 Ανάλυση δεδομένων

Πρώτα, από τις μεθόδους δειγματοληψίας αποστάσεων, υπολογίστηκε μια συνάρτηση ανίχνευσης από τις καταγεγραμμένες αποστάσεις από το ενδιαφερόμενο ζώο. Το βέλτιστο ημι-πλάτος της γραμμής (ESW) μετρήθηκε χρησιμοποιώντας τη συνάρτηση ανίχνευσης και στη συνέχεια υπολογίστηκε η πραγματική περιοχή που ερευνήθηκε με τον πολλαπλασιασμό του ολικού μήκους που ερευνήθηκε, της μέγιστης απόστασης από την γραμμή και του 2 (δεξιού και αριστερού πλευρού της γραμμής). Ακόμα, υπολογίστηκαν και οι συχνότητες ανίχνευσης (ο αριθμός των ανιχνεύσεων/ η πραγματική περιοχή που ερευνήθηκε). Οι εκτιμήσεις πυκνότητας και κατ' επέκταση αφθονίας υπολογίστηκαν για κάθε έτος. Σε δεύτερο επίπεδο, τεχνικές μοντελοποίησης για επιφανειακή πυκνότητα που έχουν παρουσιαστεί από τους Hedley και Buckland (2001,2004) εφαρμόστηκαν για την εκτίμηση της χωρικής κατανομής και της αφθονίας των ζωνοδέλφινων. Η πυκνότητα σε κάθε κυψέλη του χωρικού δικτύου και η συνολική αφθονία υπολογίστηκαν χρησιμοποιώντας τις εκτιμήσεις μέσω μοντέλων GAM σε κάθε κυψέλη του δικτύου και κατόπιν στην συνολική περιοχή έρευνας. Τα στάδια ανάλυσης αναπτύσσονται λεπτομερέστερα παρακάτω.

2.3.1 Συνάρτηση ανίχνευσης (Detection function)

Συνδεδεμένο με την έννοια της δειγματοληψίας αποστάσεων είναι η συνάρτηση ανίχνευσης $g(y)$. Η συνάρτηση ανίχνευσης είναι η πιθανότητα ανίχνευσης ενός ζώου εντός της καλυπτόμενης περιοχής, δεδομένων των χαρακτηριστικών του και άλλων σχετικών μεταβλητών σε επίπεδο περιβάλλοντος ή έρευνας. Θεωρητικά, η συνάρτηση ανίχνευσης έχει τη μορφή:

$$g(y) = \text{η πιθανότητα να ανιχνεύσεις έναν οργανισμό σε απόσταση } y \\ \text{από το τυχαίο σημείο ή γραμμή} \\ = \text{pr} \{ \text{ανίχνευση} / \text{απόσταση } y \}$$

Η απόσταση y αναφέρεται στις κάθετες αποστάσεις x από την γραμμική πορεία του σκάφους. Γενικά, η συνάρτηση ανίχνευσης μειώνεται με αυξανόμενη απόσταση, αλλά πάντα έχει τιμές από 0 έως 1 (Buckland et al., 2001). Είναι πολύ σημαντικό η συνάρτηση ανίχνευσης να διαμορφώνει με ακρίβεια την ανιχνευσιμότητα σε μικρές αποστάσεις,

οπότε η συμπεριφορά της πρέπει να είναι πιο μακριά από το 0. Για να διασφαλιστεί ότι το μοντέλο δεν επηρεάζεται υπερβολικά από αποστάσεις πολύ μακριά από το μηδέν, θα μπορούσε να πραγματοποιηθεί μια περικοπή των αποστάσεων (truncation) σε δεδομένη απόσταση w . Τα δεδομένα απόστασης μπορούν να κοπούν πριν από την ανάλυση. Έχοντας υπολογίσει τις παραμέτρους της συνάρτησης ανίχνευσης, μπορεί κανείς να αποκομίσει την απόσταση από τη συνάρτηση για να πάρει μια "μέση" πιθανότητα ανίχνευσης, η οποία μπορεί να χρησιμοποιηθεί για να διορθώσει τις μετρήσεις που παρατηρούνται. Το άθροισμα των διορθωμένων μετρήσεων δίνει μια εκτίμηση της αφθονίας στην περιοχή που καλύπτεται από έρευνες, οι οποίες μπορούν να αναχθούν στη συνολική περιοχή μελέτης.

Διάφορα μοντέλα $g(y)$ συνιστώνται για την ανάλυση των δεδομένων γραμμικής ανάλυσης. Η στρατηγική για την επιλογή του καλύτερου μοντέλου είναι να εξασφαλιστεί ότι αυτά τα μοντέλα έχουν τις τρεις επιθυμητές ιδιότητες: ευρωστία μοντέλου (model robustness), κριτήριο σχήματος (shape criterion) και αποδοτικότητα (efficiency). Η ευρωστία του μοντέλου είναι η πιο σημαντική ιδιότητα και δείχνει πόσο ευέλικτη είναι η λειτουργία και πόσο ικανή είναι η λήψη ποικίλων εύλογων μορφών. Το κριτήριο σχήματος θα πρέπει να προτείνει έναν «ώμο» κοντά στη γραμμή της πορείας, που σημαίνει σχεδόν μια συγκεκριμένη ανίχνευση σε μικρές αποστάσεις. Η αποδοτικότητα είναι επιθυμητή για να επιλεγεί ένα μοντέλο που παρέχει εκτιμήσεις που είναι σχετικά ακριβείς. Η αποτελεσματική εκτίμηση είναι επωφελής μόνο για μοντέλα που είναι εύρωστα και έχουν έναν ώμο κοντά σε μηδενική απόσταση. διαφορετικά η εκτίμηση μπορεί να είναι ακριβής αλλά προκατειλημμένη (Buckland et al., 2001).

Η διαδικασία μοντελοποίησης μπορεί να αναλυθεί σε δύο στάδια. Πρώτα, επιλέγεται ως σημείο εκκίνησης μια «βασική συνάρτηση» (key function), ενδεχομένως βασισμένη σε οπτική επιθεώρηση των αποστάσεων, μετά την περικοπή των ακραίων αποστάσεων. Οι βασικές λειτουργίες της συνάρτησης ανίχνευσης είναι half normal, hazard rate και uniform, με τις ακόλουθες εξισώσεις:

$$k(y) = \begin{cases} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma^2}\right) & \text{half-normal,} \\ 1 - \exp\left(\left(-\frac{y}{\sigma}\right)^{-b}\right) & \text{hazard-rate,} \\ 1/w & \text{uniform.} \end{cases}$$

Δεύτερον, μια ευέλικτη μορφή που ονομάζεται «επέκταση σειράς» (series expansion) χρησιμοποιείται για να προσαρμόσει τη βασική συνάρτηση, χρησιμοποιώντας μια ή δύο ακόμα παραμέτρους, για να βελτιώσει την προσαρμογή του μοντέλου στα δεδομένα απόστασης (Buckland et al., 2001). Εννοιολογικά, η συνάρτηση ανίχνευσης διαμορφώνεται με την ακόλουθη γενική μορφή:

$$g(y) = k(y) [1 + \text{series}(y)]$$

Η βασική συνάρτηση από μόνη της μπορεί να είναι επαρκής ως μοντέλο για τη συνάρτηση ανίχνευσης, ειδικά εάν το μέγεθος του δείγματος είναι μικρό ή τα δεδομένα απόστασης περιγράφονται εύκολα από ένα απλό μοντέλο. Η συνάρτηση ανίχνευσης ωστόσο δεν εξαρτάται πάντοτε μόνο από την απόσταση. Μπορεί να εξαρτάται από την ικανότητα του παρατηρητή, τα χαρακτηριστικά των μεμονωμένων ζώων, τις περιβαλλοντικές συνθήκες και άλλους παράγοντες (Buckland et al., 2001). Μερικές φορές είναι χρήσιμο να μοντελοποιηθεί η πιθανότητα ανίχνευσης ως συνάρτηση μεταβλητών διαφορετικών από την απόσταση, δηλαδή μια συνάρτηση ανίχνευσης που εξαρτάται από την απόσταση και κάποια άλλη κατάλληλη μεταβλητή. Η μοντελοποίηση της πιθανότητας ανίχνευσης σε συνάρτηση με άλλες μεταβλητές μπορεί να είναι χρήσιμη στις ακόλουθες περιπτώσεις: 1) η πυκνότητα συσχετίζεται με την πιθανότητα ανίχνευσης, 2) ένα μεγάλο μέρος της διακύμανσης της εκτίμησης αφθονίας οφείλεται στην εκτίμηση της συνάρτησης ανίχνευσης και αυτή η διακύμανση μπορεί να εξηγηθεί από άλλες μεταβλητές εκτός από την απόσταση και 3) η πιθανότητα ανίχνευσης αλλάζει για κάθε στρώμα αλλά υπάρχουν ανεπαρκείς ανιχνεύσεις σε ορισμένα στρώματα για να επιτρέπεται η χωριστή εκτίμηση της πιθανότητας ανίχνευσης σε κάθε στρώμα.

Για το σύνολο των δεδομένων αυτής της μελέτης, η συνάρτηση ανίχνευσης προσαρμόστηκε σε δεδομένα κάθετων αποστάσεων χρησιμοποιώντας το πρόγραμμα R Studio και το πακέτο "Distance" (έκδοση 3.9.6, Miller 2016). Το πακέτο Distance παρέχει μια επιλογή από υποψήφιες συναρτήσεις για να περιγράψει την πιθανότητα ανίχνευσης και εκτιμά τις συναφείς παραμέτρους χρησιμοποιώντας την εκτιμήτρια μέγιστης πιθανοφάνειας (maximum likelihood). Η πιθανότητα ανίχνευσης ενός αντικειμένου μπορεί όχι μόνο να εξαρτάται από το πόσο μακριά είναι από τον παρατηρητή, αλλά και από άλλους παράγοντες όπως οι καιρικές συνθήκες, το έδαφος, το μέγεθος των ομάδων κλπ. Το πακέτο Distance επιτρέπει επίσης την ενσωμάτωση τέτοιων παραμέτρων στη

λειτουργία ανίχνευσης επιτρέποντας η κλίμακα της παραμέτρου συνάρτησης ανίχνευσης να ποικίλει ανάλογα με αυτές τις μεταβλητές.

2.3.2 Απόκλιση εκτίμησης της Πυκνότητας

Σίγουρα οι εκτιμήσεις της αφθονίας είναι σημαντικές, αλλά υπάρχει και η ανάγκη να υπολογιστεί η αβεβαιότητα γύρω από αυτές τις εκτιμήσεις αφθονίας. Ο εκτιμητής της διακύμανσης δειγματοληψίας για την εκτίμηση πυκνότητας έχει δοθεί από τον Buckland et al. (2001) ως:

$$\widehat{var}(\widehat{D}) = \widehat{D}^2 * \{[CV(n)]^2 + [CV\{f(0)\}]^2\}$$

όπου

$$[CV(n)]^2 = \frac{\widehat{var}(n)}{n} \quad [CV\{f(0)\}]^2 = \frac{\widehat{var}\{f(0)\}}{\{f(0)\}^2}$$

και

$$\widehat{se}(\widehat{D}) = \sqrt{\widehat{var}(\widehat{D})}$$

Ο συντελεστής μεταβολής της εκτιμώμενης πυκνότητας είναι $CV(D) = (se)(D) / D$. Ο συντελεστής εμπιστοσύνης που βασίζεται σε κανονική κατανομή, χρησιμοποιώντας τη μέθοδο Delta με κατώτατα και ανώτερα όρια 95% υπολογίζεται:

$$C = \exp \left\{ \sqrt{1.96 \ln (1 + CV(\widehat{D})^2)} \right\}$$

όπου Lower limit: D/C και Upper limit: $D*C$

Η ανάλυση DSM (Density surface modeling) παρέχει αυτόματες λειτουργίες μέσω του μοντέλου για την εκτέλεση αυτών των υπολογισμών για το εκάστοτε επιλεγμένο μοντέλο και την εμφάνιση των εκτιμήσεων της προκύπτουσας αβεβαιότητας.

2.3.3 Μοντελοποίηση (Modeling)

Η μοντελοποίηση της επιφάνειας της πυκνότητας (DSM) βασίζεται στη χωρική μοντελοποίηση δεδομένων γραμμικής δειγματοληψίας αποστάσεων για την εκτίμηση της αφθονίας (Hedley et al., 1999, 2004, Hedley & Buckland, 2004). Το πρώτο βήμα είναι η μοντελοποίηση της ανιχνευσιμότητας μέσω της συνάρτησης ανίχνευσης και στη συνέχεια η χρήση της για τη δημιουργία ενός προσαρμοσμένου σε ανίχνευση χωρικού μοντέλου με τη χρήση γενικευμένων αθροιστικών μοντέλων (GAMs) (Buckland et al., 2006).

Τα γενικευμένα αθροιστικά μοντέλα (Hastie & Tibshirani, 1986, 1990) ανήκουν στην ευρύτερη ομάδα των γενικευμένων γραμμικών μοντέλων (GLM) και είναι στατιστικά μοντέλα στα οποία οι συμβατικές γραμμικές σχέσεις πολλαπλής παλινδρόμησης γενικεύονται ώστε να ερμηνεύουν μια πολύ ευρύτερη κατηγορία μη γραμμικών, αλλά ακόμα αθροιστικών σχέσεων, μεταξύ μεταβλητών απόκρισης και εκτίμησης (Jones & Wrigley, 1995). Συνδυάζουν την ικανότητα να εξερευνήσουν πολλές μη παραμετρικές σχέσεις ταυτόχρονα με την ευελιξία κατανομής των γενικευμένων γραμμικών μοντέλων. Επίσης εφαρμόζονται σε μη παραμετρικές συναρτήσεις για την εκτίμηση των σχέσεων μεταξύ μεταβλητών απόκρισης και εκτίμησης, χωρίς να επιβάλλονται περιορισμοί στη μορφή των υποκείμενων σχέσεων.

Στη παρούσα ανάλυση ακολουθήθηκε ένα πλαίσιο μοντελοποίησης που εισήγαγε ο Miller et al. (2016), ο οποίος παρουσίασε τη μέθοδο των δεδομένων από τις παρατηρήσεις των παντροπικών διάστικτων δελφινιών (*Stenella attenuate*) κατά την άνοιξη του 1996 στον Κόλπο του Μεξικού. Για τη μοντελοποίηση, δημιουργήθηκε μια σειρά από τμήματα των γραμμών πορείας με θετική προσπάθεια κατά τη διάρκεια της έρευνας. Τα τμήματα πρέπει να είναι αρκετά μικρά ώστε ούτε η πυκνότητα των αντικειμένων ούτε οι μεταβλητές τιμές να αλλάζουν αισθητά μέσα σε ένα τμήμα. Τα τμήματα ελήφθησαν δια διαίρεσεως των γραμμών κάθε 3100 m σε μήκος, ισοδύναμα προς το βέλτιστο ημι-πλάτος της γραμμής πολλαπλασιασμένο με δύο. Για να υπολογιστεί η αφθονία για κάθε περίοδο στην περιοχή μελέτης, δημιουργήθηκε ένα πλέγμα πρόβλεψης (prediction grid) με κελιά έκτασης 9610 km² στα οποία εφαρμόστηκαν διάφορα μοντέλα. Κάθε κελί περιείχε την τιμή των περιβαλλοντικών παραγόντων που εξετάστηκαν. Εφαρμόζοντας τα βέλτιστα μοντέλα πάνω από το πλέγμα πρόβλεψης, εκτιμήθηκε αφθονία για κάθε κελί. Αυτό επέτρεψε την αξιολόγηση της χωρικής κατανομής τόσο της αφθονίας όσο και της διακύμανσής της. Η συνολική αφθονία της περιοχής μελέτης αποκτήθηκε προσθέτοντας την αφθονία όλων των κελιών.

2.3.3.1 Επιλογή μοντέλου (Model selection)

Για την επιλογή του καλύτερου μοντέλου προσαρμογής της συνάρτησης ανίχνευσης, διερευνήθηκαν διάφορα μοντέλα με διαφορετικές παραμέτρους να λαμβάνονται υπόψη κάθε φορά. Το καλύτερο προσαρμοσμένο για τα δεδομένα μοντέλο επιλέχθηκε με βάση το Κριτήριο Πληροφοριών Akaike (AIC). Το AIC είναι ένας εκτιμητής της σχετικής ποιότητας των στατιστικών μοντέλων για ένα συγκεκριμένο σύνολο δεδομένων. Η αξία του εκτιμητή προέρχεται από την εξίσωση:

$$AIC = 2 * \log_e(L) + 2q$$

όπου L είναι η μεγιστοποιημένη πιθανότητα και q ο αριθμός των εκτιμώμενων παραμέτρων. Δεδομένης της συγκέντρωσης ορισμένων μοντέλων για τα δεδομένα, το AIC υπολογίζει την ποιότητα κάθε μοντέλου, σε σχέση με κάθε άλλο μοντέλο. Η διαφορά στην εκτίμηση ποιότητας μεταξύ των μοντέλων δηλώνεται από τη στατιστική ΔAIC . Από τα προσαρμοσμένα μοντέλα, το ένα με τη χαμηλότερη τιμή AIC είναι η καλύτερη επιλογή για το σύνολο των δεδομένων. Γενικά, αν η διαφορά μεταξύ των AICs είναι μικρότερη από 2, θα μπορούσαν να διερευνηθούν τα πολλαπλάσια "καλύτερα" μοντέλα, και ενδεχομένως να στραφούν στο απλούστερο από αυτά τα μοντέλα. Συχνά, τα μοντέλα με παρόμοια AICs θα έχουν παρόμοιες εκτιμήσεις πιθανότητας ανίχνευσης, οπότε στην πράξη υπάρχει μικρή διαφορά στην επιλογή μεταξύ αυτών των μοντέλων. Είναι επίσης σημαντικό να σημειωθεί ότι η σύγκριση των AIC μεταξύ μοντέλων με διαφορετικές περικοπές (truncation) δεν είναι κατάλληλη, καθώς τα μοντέλα με διαφορετική περικοπή χρησιμοποιούν διαφορετικά δεδομένα.

Για τα χωρικά μοντέλα, επιλέγοντας το πιο κατάλληλο, πραγματοποιήθηκε αρχική διερεύνηση για να εκτιμηθεί η συσχέτιση μεταξύ των επεξηγηματικών μεταβλητών. Η απόδοση του μοντέλου αξιολογήθηκε με διαγράμματα διαγνωστικών μοντέλων (πακέτο "gam.check", "dsm" R). Η επιλογή μοντέλου διεξήχθη χρησιμοποιώντας μια αθροιστική προσέγγιση (δηλ. προσθέτοντας μία μεταβλητή τη φορά), ξεκινώντας με ένα σύνολο μοντέλων, το καθένα με μία μόνο υπονήφια επεξηγηματική μεταβλητή. Το επιλεγμένο μοντέλο σε κάθε βήμα επιλέχθηκε αναζητώντας μια βελτίωση στους συντελεστές των παραμέτρων, τη σημαντικότητα των όρων ομαλοποίησης και το ποσοστό επί τοις εκατό της επεξήγησης μοντέλου (Deviance Explained).

2.4 Περιβαλλοντικοί παράμετροι

Το περιβάλλον από μόνο του επηρεάζει τον αριθμό των οργανισμών που ανιχνεύονται. Οι φυσικές συνθήκες όπως η γωνία του ήλιου, η κατάσταση της θάλασσας, το σκοτάδι, η βροχόπτωση, κ.λπ. μπορεί να δημιουργήσουν δυσκολίες ή να ακυρώσουν την προσπάθεια ανίχνευσης ενός ζώου. Πιθανές επεξηγηματικές μεταβλητές είναι το έτος, το βάθος, η κλίση, η θερμοκρασία της επιφάνειας της θάλασσας (SST), ο βορράς και η ανατολή, η τρέχουσα ταχύτητα, η ταχύτητα του ανέμου και η απόσταση από την ακτογραμμή. Για την ανάλυση, οι περιβαλλοντικές μεταβλητές που χρησιμοποιήθηκαν χωρίζονται σε εποχιακές και σταθερές στο χρόνο.

Εποχιακές μεταβλητές

Οι εποχιακές περιβαλλοντικές μεταβλητές που περιλαμβάνονται στο σύνολο δεδομένων είναι η θερμοκρασία της επιφάνειας της θάλασσας (SST) (από 19,24 έως 29,30), η συγκέντρωση της χλωροφύλλη-α στη θάλασσα (CHL) (από 0,0451 έως 0,238), και η ανωμαλία της στάθμης της θάλασσας (SLA) 13.49 έως 12.84).

Για την θερμοκρασία SST, οι εικόνες λήφθηκαν από το προηγμένο ραδιομετρητή υψηλής ανάλυσης (AVHRR). Μια χρονική σειρά εβδομαδιαίων εικόνων AVHRR-SST συλλέχθηκαν από το δορυφορικό αρχείο δεδομένων Deutschen Zentrum für Luft und Raumfahrt (DLR-GermanAcrospace Agency) χρησιμοποιώντας τη γραφική διεπαφή DLR στο ευφύες δορυφορικό σύστημα πληροφοριών δεδομένων (GISIS). Οι δορυφορικές εικόνες CHL αποκτήθηκαν από τον ευρυγώνιο αισθητήρα προβολής της θάλασσας (SeaWiFS) μέσω του διανεμημένου ενεργού κέντρου αρχειοθέτησης της Εθνικής Αεροναυτικής και Διαστήματος (NASA-DAAC), χρησιμοποιώντας το διαδραστικό ιεραρχικό σύστημα διανομής δεδομένων της DAAC. Τα δεδομένα SLA αποκτήθηκαν από το αρχείο Archives, Validation and Interpretation of Satellite Oceanographic Data (AVISO) που περιλαμβάνει προϊόντα δορυφορικής αλτιμετρίας συγχωνευμένων δεδομένων Jason-1, Envisat, ERS-2, GFO και Topex / Δορυφορικών αισθητήρων αλυσίδας Poseidon. Όλα τα δορυφορικά σύνολα δεδομένων υποβλήθηκαν σε επεξεργασία σύμφωνα με ένα κοινό σύστημα γεω-αναφοράς και μετατράπηκαν σε κανονικά δίκτυα χρησιμοποιώντας το Arc / Info Workstation Research Institute (ESRI). Τα δεδομένα λήφθηκαν από αρχεία σε διάφορες μορφές διανομής (π.χ. TIFF, HDF, netCDF) και

αναπτύχθηκαν συγκεκριμένες ρουτίνες Arc / Info Arc Macro Language (AML) για την επεξεργασία αυτών των μορφών δεδομένων σε ένα κοινό πλέγμα Arc Info.

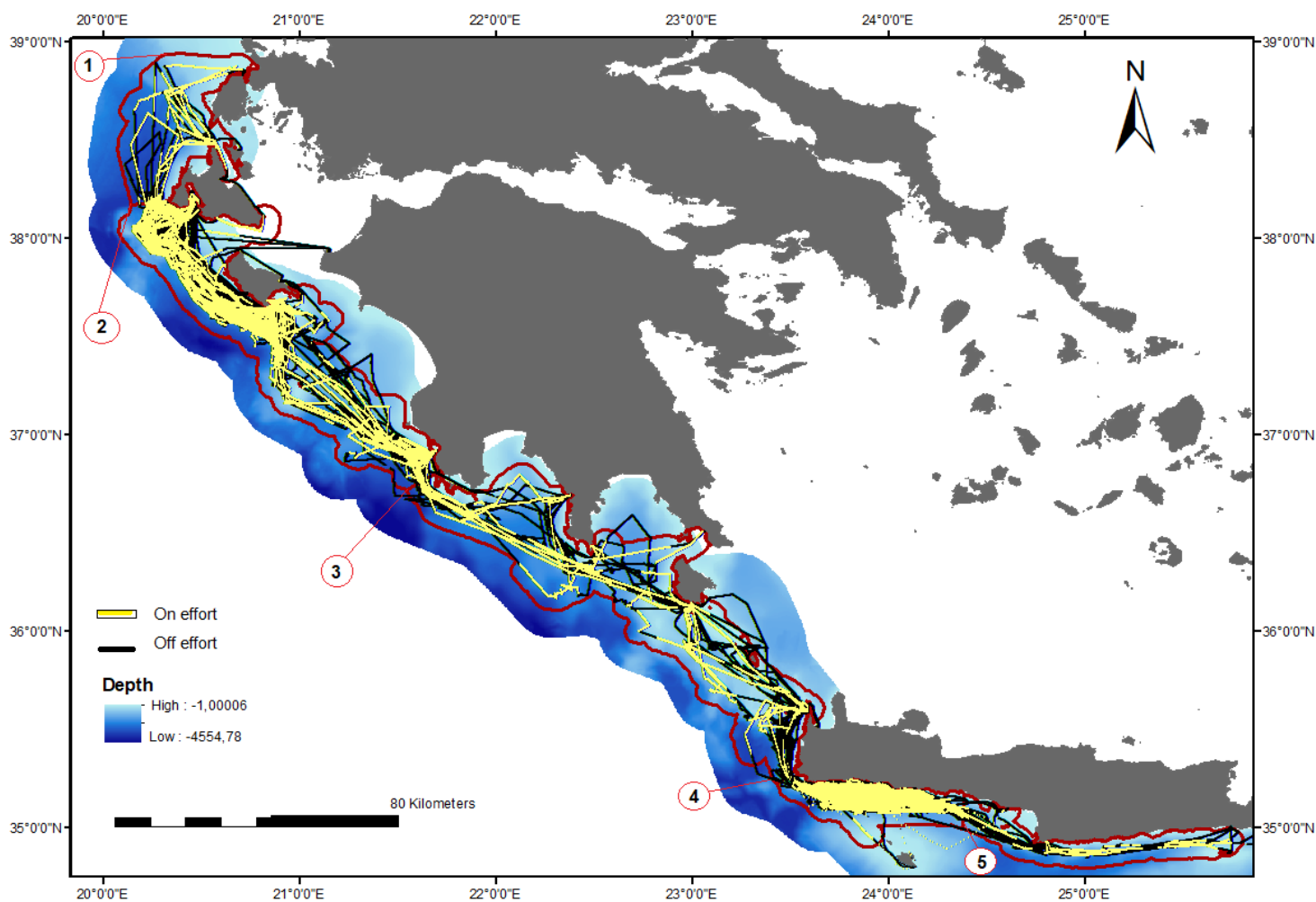
Σταθερές μεταβλητές

Το σύνολο των σταθερών μεταβλητών περιελάμβανε βαθυμετρία (εύρος 30 έως 3215m), κλίση (εύρος 0,05 έως 45,7 μοίρες) (κλίση βαθυμετρίας), κατεύθυνση (εύρος 0,05 έως 359,95 μοίρες) και απόσταση από την ακτή (εύρος 1,3 έως 30,8 km). Για το στρώμα βαθυμετρίας δημιουργήθηκε ένα συγχωνευμένο σύνολο δεδομένων εικόνας (raster) (Gkikoroulou, 2012) το οποίο περιελάμβανε τις μετρήσεις σημείων βαθυμετρίας, που προέκυψαν από τις έρευνες του Ινστιτούτου Κητολογικών Ερευνών «Πελαγος», και το σύνολο δεδομένων εικόνας που λήφθηκε από το Ευρωπαϊκό Δίκτυο Θαλάσσιων Παρατηρήσεων και Δεδομένων (EMODnet, <http://www.emodnet-hydrography.eu>). Το νέο βαθυμετρικό αρχείο που ολοκληρώθηκε από την Gkikoroulou (2012) δημιουργήθηκε με ανάλυση 0,00416667 μοίρες ή προβολή 250 μέτρων (UTM Zone 34 N). Η κλίση (ο μέγιστος ρυθμός αλλαγής της βαθυμετρίας σε κάθε κελί), δημιουργήθηκε από το πακέτο δεδομένων βαθυμετρικών εικόνων στο ArcInfo Workstation με την εντολή "slope". Οι μονάδες κλίσης ήταν σε μοίρες και οι τιμές κυμαίνονταν μεταξύ 0 ° και 90 °. Κατόπιν, ο προσανατολισμός της κλίσης του πυθμένα (aspect) προέκυψε από το σύνολο δεδομένων βαθυμετρίας χρησιμοποιώντας την εντολή "aspect" με τιμές που κυμαίνονται από 0 ° έως 360 °. Η απόσταση από την ακτή υπολογίστηκε για κάθε σημείο, που χρησιμοποιήθηκε στην ανάλυση, με την εντολή "near", όπου η ευκλείδειος απόσταση για κάθε σημείο υπολογίστηκε στην πλησιέστερη ακτογραμμή. Οι τιμές για κάθε σταθερή μεταβλητή των δεδομένων εικόνας (βάθος, κλίση, κατεύθυνση) εξήχθησαν για το σύνολο των σημείων των δεδομένων που χρησιμοποιήθηκαν για την ανάλυση, χρησιμοποιώντας την εντολή "Extract Values to Points" στο ArcMap 10.0.

3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

3.1 Οπτική και ακουστική προσπάθεια

Οι ενεργές ημέρες στο πεδίο από όλα τα χρόνια μαζί ήταν 390. Το συνολικό μήκος της έρευνας από όλα τα έτη ήταν 42439 km, εκ των οποίων τα 15769 km ήταν σε θετική προσπάθεια (Εικόνα 5), (Πίνακας 2) και 1116 km ήταν σε επαφή με των ζώα. Οποιαδήποτε αρνητική προσπάθεια αγνοήθηκε για την ανάλυση. Για καλύτερη χρήση και επεξήγηση των δεδομένων, σε σύγκριση με την προσπάθεια που δόθηκε σε κάθε έρευνα, η περιοχή μελέτης χωρίστηκε σε πέντε διαφορετικές υπο-περιοχές όπως φαίνεται στον παρακάτω χάρτη. Η περιοχή 1 αντιπροσωπεύει το Βόρειο Ιόνιο, η περιοχή 2 την περιοχή από την Κεφαλονιά μέχρι την Πύλο, η περιοχή 3 την περιοχή της Πύλου έως τη δυτική άκρη της Κρήτης, η περιοχή 4 τη νοτιοδυτική Κρήτη και η περιοχή 5 τη νοτιοανατολική Κρήτη.



Εικόνα 5: Γραμμές πορείας για όλα τα έτη έρευνας και οι 5 υπο-περιοχές μελέτης.

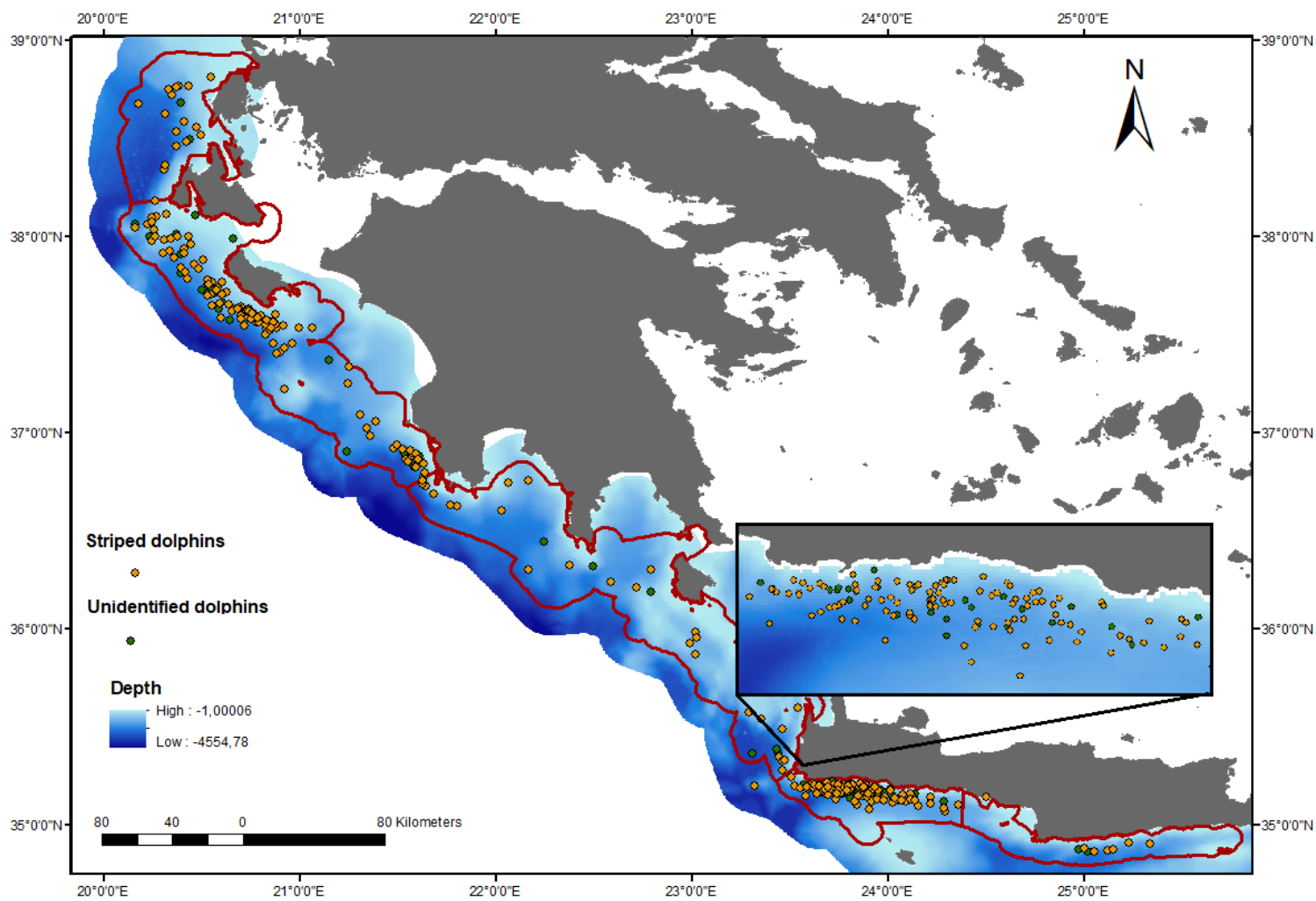
Ακουστική παρακολούθηση πραγματοποιήθηκε επίσης καθ' όλη τη διάρκεια του χρόνου έρευνας με προσπάθεια θετικής αναζήτησης στις ενεργές μέρες. Η προσπάθεια αναζήτησης για το ακουστικό κομμάτι της έρευνας μετράται σε διάφορα σημεία, που αντιστοιχούν στον αριθμό των σταθμών ακρόασης. Συνολικά 4454 σταθμοί ακρόασης συνέβησαν μεταξύ 1999-2009 και 2014 (Πίνακας 2).

Πίνακας 2: Οπτική και ακουστική προσπάθεια για όλα τα έτη.

Year	Effort (km)	Listening stations
1999	1098	525
2000	1754	465
2001	518	160
2002	744	309
2003	1218	385
2004	251	174
2005	1704	282
2006	2446	702
2007	1659	410
2008	1928	463
2009	1680	381
2014	768	186

3.2 Συχνότητα οπτικών παρατηρήσεων

Ο αριθμός των συνολικών παρατηρήσεων ζωνοδέλφινων που σημειώθηκαν για όλα τα χρόνια ήταν 324 (Πίνακας 3) με 3522 άτομα δελφινιών. Ο αριθμός των ατόμων αντιμετωπίζεται ως το ελάχιστο δυνατό δεδομένου ότι σε πολλές παρατηρήσεις ο αριθμός των δελφινιών καταγράφηκε κατά προσέγγιση. Οι παρατηρήσεις των δελφινιών χωρίστηκαν σε αυτές των ζωνοδέλφινων, όπου υπήρξε επαφή με τα ζώα με αποτέλεσμα την επιβεβαίωση του είδους, και εκείνων των μη προσδιορισμένων δελφινιών, όπου δεν επιτεύχθηκε καμία επαφή (Εικόνα 6). Το σύνολο των δεδομένων που χρησιμοποιήθηκε για την ανάλυση απέσυρε κάποιες παρατηρήσεις ανάλογα με τις συνθήκες και την κατάσταση που επικρατούσε κατά τη διάρκεια της έρευνας. Επομένως, τα μη προσδιορισμένα δελφίνια δεν συμμετείχαν στην εκτίμηση της αφθονίας και στο μοντέλο πυκνότητας επειδή δεν υπήρχε επαφή με τα ζώα, επομένως δεν μπορούσαν να μετρηθούν κάθετες αποστάσεις. Επίσης, πολλές άλλες παρατηρήσεις δελφινιών από διάφορα έτη εξαιρέθηκαν από την ανάλυση λόγω αρνητικών συνθηκών έρευνας.

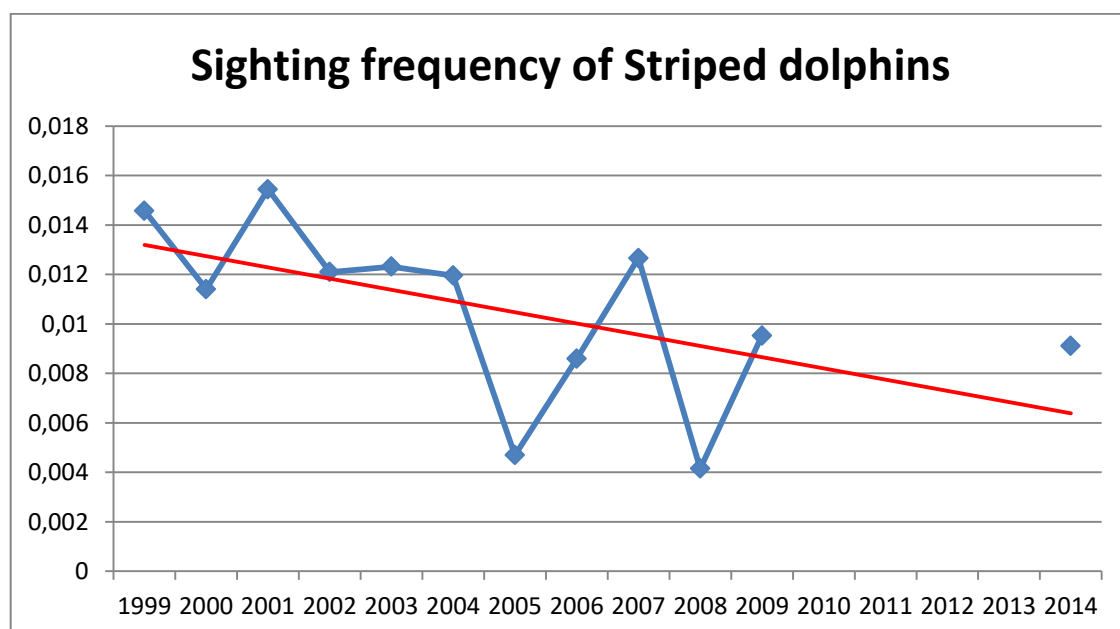


Εικόνα 6: Παρατηρήσεις ζωνοδέλφινων και μη προσδιορισμένων δελφινιών στην περιοχή μελέτης.

Πίνακας 3: Αριθμός των παρατηρήσεων στην περιοχή μελέτης για όλα τα χρόνια

Year	Sightings	Striped dolphins	Unidentified dolphins
1999	33	23	10
2000	50	45	5
2001	13	10	3
2002	25	22	3
2003	30	26	4
2004	15	13	2
2005	23	17	6
2006	45	35	10
2007	36	32	4
2008	19	14	5
2009	22	20	2
2014	13	11	2

Η συχνότητα παρατηρήσεως (sighting frequency - SF) των ζωνοδέλφινων κατά μήκος της ελληνικής τάφρου υπολογίστηκε με τη συσχέτιση του αριθμού των δελφινιών που παρατηρήθηκαν και της απόστασης που ερευνήθηκε κάθε χρόνο με θετικές συνθήκες στην περιοχή μελέτης. Αυτή η συχνότητα εκφράζεται συνηθέστερα ως συχνότητα εντοπισμού (encounter rate - ER). Υπάρχει μια διαφοροποίηση στις συχνότητες παρατηρήσεων μεταξύ των ετών, που κυμαίνονται από 0,004149 παρατηρήσεις / km σε 0,015444 παρατηρήσεις / km. (Διάγραμμα 1). Η συχνότητα των παρατηρήσεων των δελφινιών φαίνεται να είναι ασθενέστερη στα έτη 2005 και 2008, ενώ το 2000, το σύνολο των παρατηρήσεων είναι το υψηλότερο. Επίσης παρατηρείται μια σαφής μείωση της συχνότητας εντοπισμού.

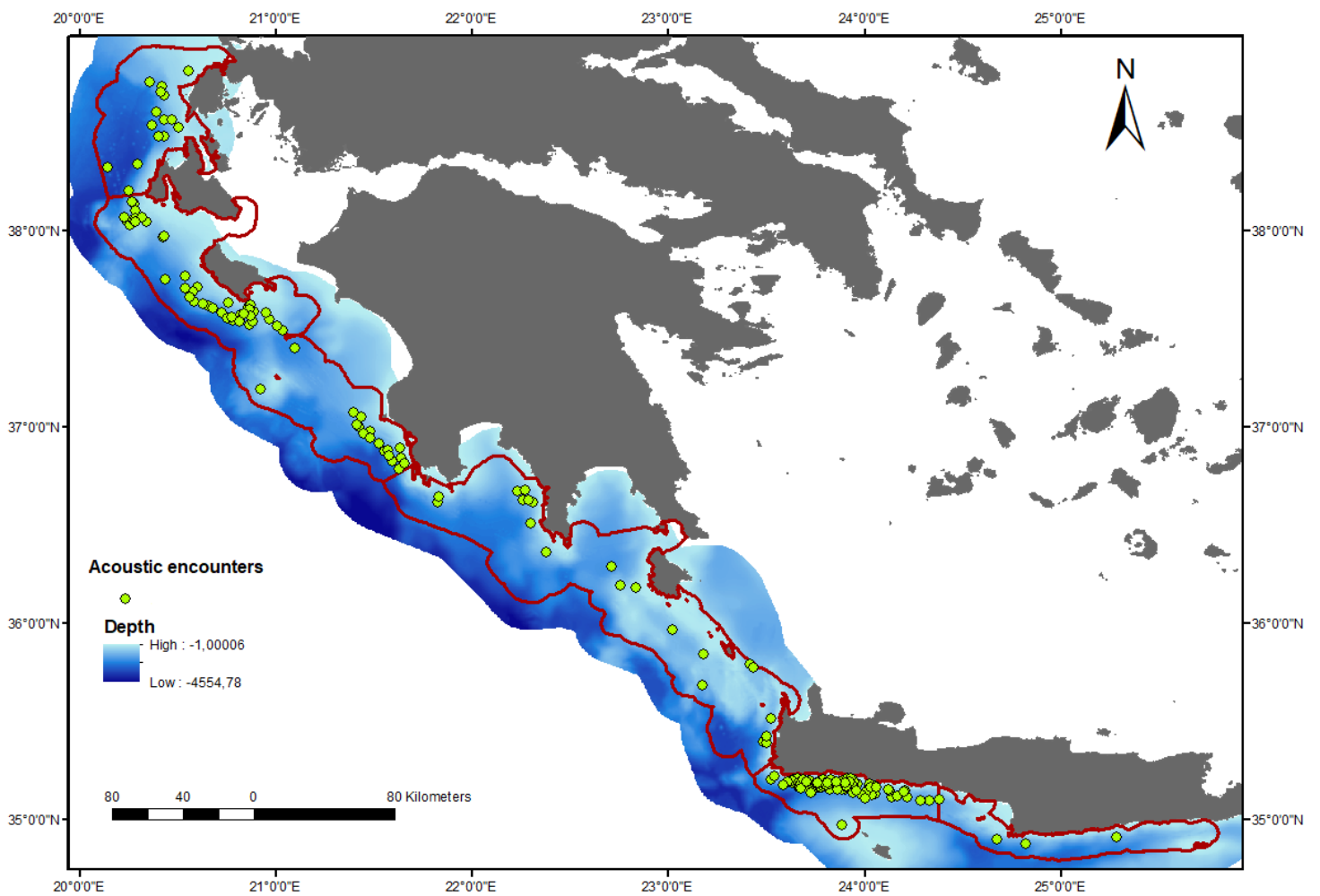


Διάγραμμα 1: Συχνότητα παρατηρήσεων των ζωνοδέλφινων για όλα τα χρόνια

3.3 Συχνότητα ακουστικών παρατηρήσεων

Όπως αναφέρθηκε και νωρίτερα, κατά τη διάρκεια της έρευνας κάθε χρόνο, η ακουστική προσπάθεια παρακολούθησης των κητωδών πραγματοποιήθηκε μέσω της χρήσης ενός υδροφώνου που συνδέθηκε με το σκάφος. Αυτό μπορεί να ωφελήσει τα εύρη ανίχνευσης και βοηθά στη διερεύνηση χαρακτηριστικών ήχων για διάφορα είδη θαλάσσιων θηλαστικών.

Από την ακουστική προσπάθεια και τους σταθμούς ακρόασης των συνολικών χρόνων που εντοπίστηκαν τα δελφίνια προέκυψαν 209 παρατηρήσεις (Εικόνα 7). Οι ήχοι των δελφινιών δεν έχουν ακόμη αναλυθεί από την επιστημονική κοινότητα σε ένα επίπεδο που να είναι εφικτό να επαληθευτεί το είδος που ακούγεται. Λόγω του γεγονότος ότι σχεδόν όλες οι οπτικές παρατηρήσεις ήταν ζωνοδέλφινια και κανένα άλλο είδος δεν είναι γνωστό να κατοικεί στην περιοχή μελέτης, οι ακουστικές παρατηρήσεις θεωρήθηκαν ως παρατηρήσεις ζωνοδέλφινων.

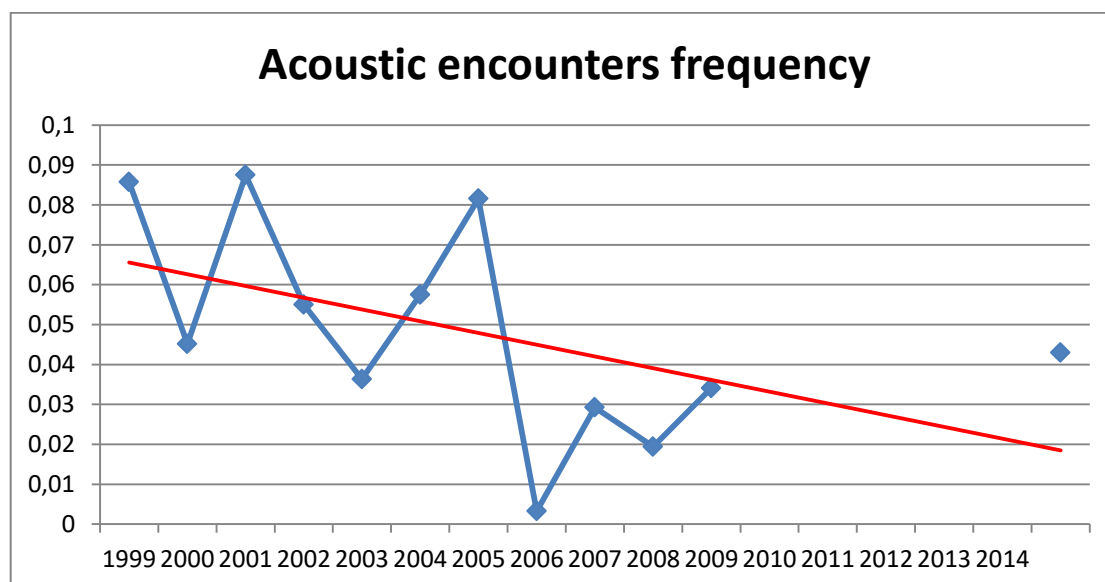


Εικόνα 7: Ακουστικές παρατηρήσεις δελφινιών στην περιοχή μελέτης

Πίνακας 4: Αριθμός ακουστικών παρατηρήσεων ανά έτος.

Year	Acoustic encounters
1999	45
2000	21
2001	14
2002	17
2003	14
2004	10
2005	23
2006	23
2007	12
2008	9
2009	13
2014	8

Η συχνότητα στις ακουστικές παρατηρήσεις (acoustic frequency - AF) υπολογίστηκε ομοίως, με τη συσχέτιση των ακουστικών εντοπισμών / σταθμών ακρόασης για κάθε έτος (Διάγραμμα 2). Η μικρότερη συχνότητα που σημειώθηκε ήταν 0,003276 για το έτος 2006 και η υψηλότερη 0,0875 για το 2001. Παρατηρείται εξίσου μείωση της τάσης στην ακουστική συχνότητα.

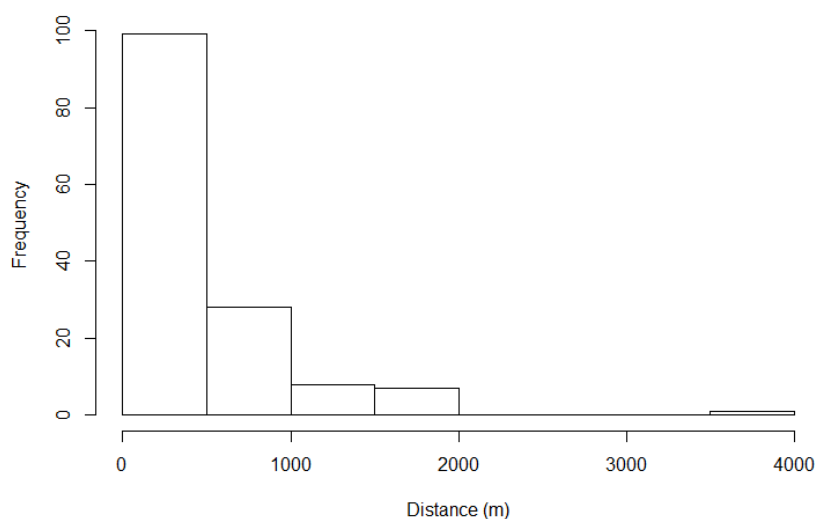


Διάγραμμα 2: Ακουστική συχνότητα παρατηρήσεων ζωνοδέλφινων για κάθε έτος.

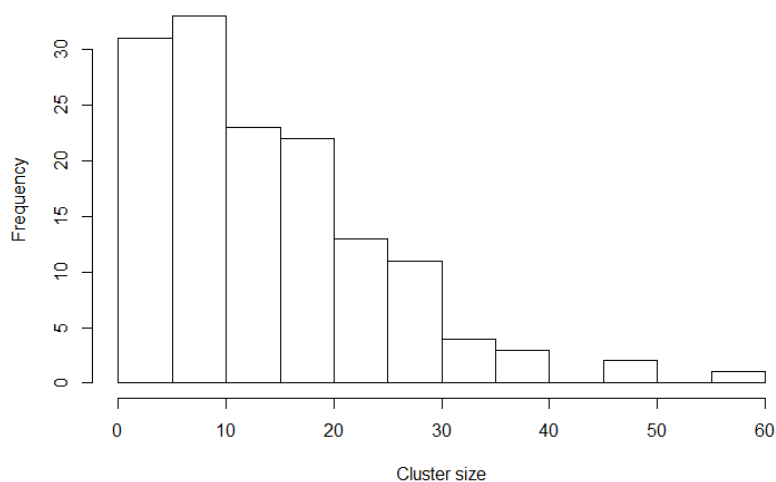
Όπως φαίνεται και από τις Εικόνες 6 και 7 οι παρατηρήσεις των ζωνοδέλφινων που έγιναν μέσω οπτικής προσπάθειας διασταυρώθηκαν με τις ακουστικές παρατηρήσεις, στο μεγαλύτερο μέρος τους. Αυτό υποστηρίζει περαιτέρω τις ανιχνεύσεις και την επαλήθευσή τους και εν συνεχεία τις συχνότητές τους.

3.4 Συνάρτηση ανίχνευσης (Detection function)

Όπως αναφέρθηκε παραπάνω, για τη συνάρτηση ανίχνευσης και αργότερα για την εκτίμηση της αφθονίας και τη μοντελοποίηση, εξετάστηκαν μόνο οι παρατηρήσεις των ζωνοδέλφινων. Αυτές που χρησιμοποιήθηκαν στην ανάλυση είναι εκείνες που συνέβησαν με θετικές καιρικές συνθήκες (μποφόρ ≤ 3 , σουέλ ≤ 1) και θετική προσπάθεια εντοπισμού. Το τελικό σύνολο δεδομένων περιελάμβανε 113 παρατηρήσεις ζωνοδέλφινων με ποικίλες αποστάσεις (Διάγραμμα 3). Το μέγεθος της ομάδας κάθε παρατήρησης κυμαινόταν από 2 έως 60 δελφίνια, όπως φαίνεται στο Διάγραμμα 4. Τα συνολικά άτομα από αυτές τις 113 παρατηρήσεις ήταν 1717 δελφίνια.

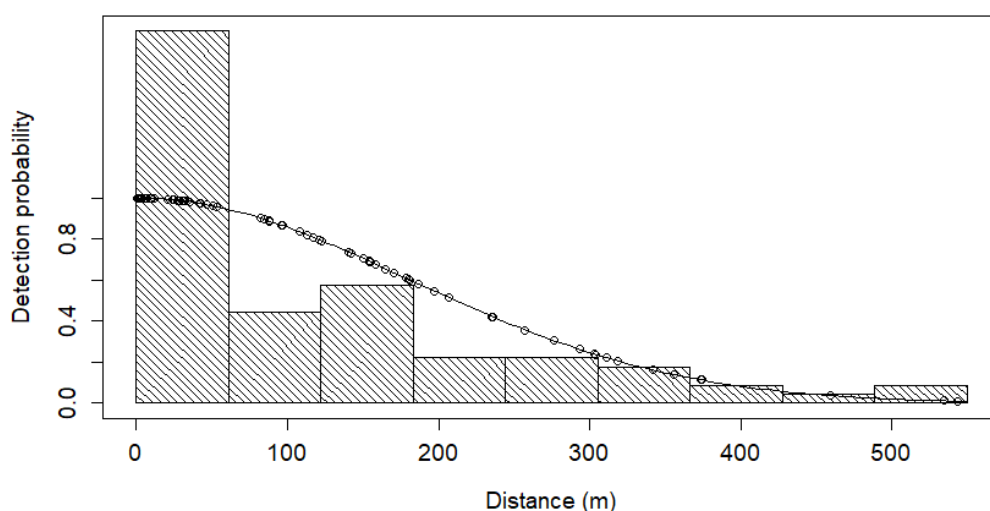


Διάγραμμα 3: Ιστόγραμμα των αποστάσεων των δεδομένων που χρησιμοποιήθηκαν για την ανάλυση.



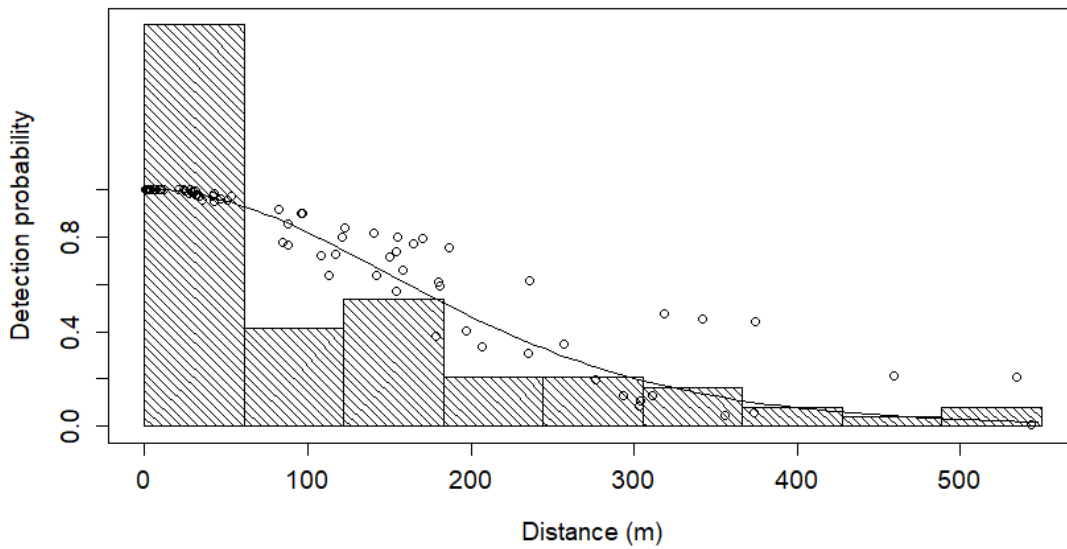
Διάγραμμα 4: Ιστόγραμμα των μεγεθών των ομάδων από τις παρατηρήσεις ζωνοδέλφινων.

Το σύνολο των δεδομένων των αποστάσεων ανίχνευσης μειώθηκε στα 550 m (w), μετά από επιθεώρηση των δεδομένων, αφήνοντας εκτός 30 παρατηρήσεις από όλα τα δεδομένα. Η περικοπή των αποστάσεων επέτρεψε τη διαγραφή των ακραίων τιμών που καθιστούσαν δύσκολη τη μοντελοποίηση της συνάρτησης ανίχνευσης. Το σύνολο των δεδομένων που χρησιμοποιήθηκε για την παραγωγή της συνάρτησης περιελάμβανε επίσης τις μεταβλητές: 1) μποφόρ, 2) σουέλ, 3) μέγεθος ομάδας, 4) απόσταση από την ακτή και 5) έτος. Μια πρώτη μοντελοποίηση της συνάρτησης ανίχνευσης χωρίς οποιεσδήποτε μεταβλητές πραγματοποιήθηκε για διερεύνηση (Διάγραμμα 5).



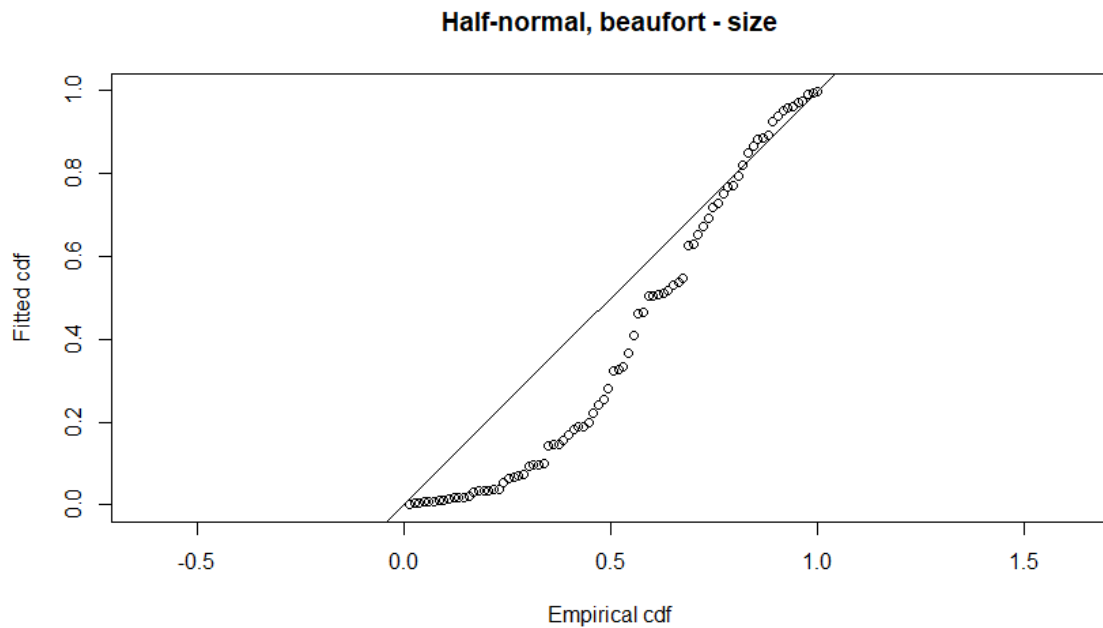
Διάγραμμα 5: Πιθανότητα ανίχνευσης χωρίς μεταβλητές

Στη συνέχεια, δημιουργήθηκαν διάφορα μοντέλα με διαφορετικούς συνδυασμούς των επιλεγμένων μεταβλητών για καλύτερη ερμηνεία της ανιχνευσιμότητας. Δεκαπέντε μοντέλα εξετάστηκαν συνολικά ξεκινώντας από μεμονωμένες παραμέτρους και συνεχίζοντας με συνδυασμούς δύο, τριών και τεσσάρων ή πέντε μεταβλητών. Το έτος είχε μικρή επίδραση στη συνάρτηση ανίχνευσης και δεν επέφερε αξιόπιστη προσαρμογή στα δεδομένα που συγκεντρώθηκαν με την πάροδο του χρόνου. Το καλύτερο μοντέλο προσαρμογής είχε βασική συνάρτηση half-normal, χωρίς όρους προσαρμογής (adjustment terms). Το μοντέλο με το μικρότερο AIC κρατήθηκε για τη μοντελοποίηση της συνάρτησης ανίχνευσης. Η τιμή AIC 976.436 πρότεινε ότι το καλύτερο μοντέλο είναι εκείνο όπου το μποφόρ, και το μέγεθος της ομάδας των δελφινιών συμπεριλήφθηκαν στο μοντέλο (Διάγραμμα 6). Τα επόμενα καλύτερα μοντέλα είχαν $\Delta AIC > 3$, επομένως δεν ήταν ανταγωνιστικά.



Διάγραμμα 6: Πιθανότητα ανίχνευσης με μποφόρ και μέγεθος ομάδας για μεταβλητές.

Η πιθανότητα ανίχνευσης για το επιλεγμένο μοντέλο που προέκυψε από τη συνάρτηση για όλα τα χρόνια, ήταν κατά μέσο όρο $p = 0,3805731$ ($CV = 0,06718817$) με βέλτιστο ημι-πλάτος λωρίδας (ESW) 209 m. Το τεστ των όρων καλής προσαρμογής (Goodness of Fit, GOF) του μοντέλου έδειξε μέτρηση: Cramer-Von Mises (μη σταθμισμένη) στατιστική = 1.53862, p-value = 0.000141 (Διάγραμμα 7).



Διάγραμμα 7: Τεστ όρων καλής προσαρμογής για το μοντέλο με τις μεταβλητές.

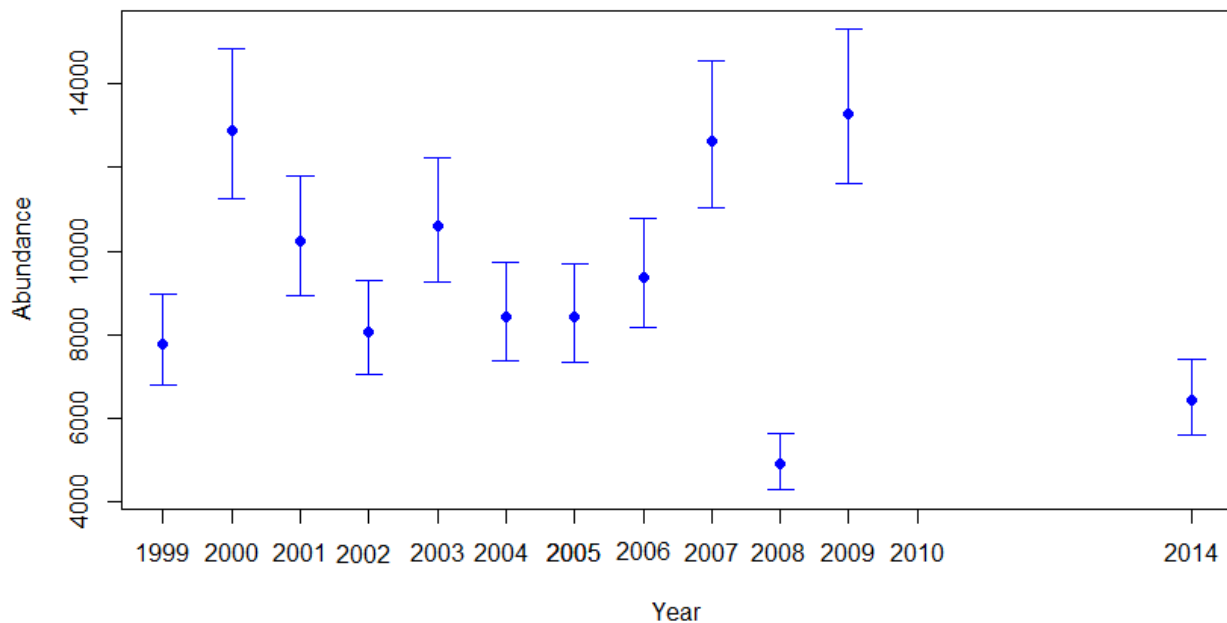
Η γραφική απεικόνιση Q-Q του αποτελέσματος GOF συγκρίνει τη συνάρτηση συγκεντρωτικής κατανομής (CDF) της προσαρμοσμένης συνάρτησης ανίχνευσης με την κατανομή των δεδομένων (εμπειρική κατανομή ή EDF). Στο διάγραμμα υπάρχει ένα σημείο για κάθε παρατήρηση. Το EDF είναι η αναλογία των σημείων που έχουν παρατηρηθεί σε απόσταση ίση ή μικρότερη από την απόσταση αυτής της παρατήρησης. Το CDF υπολογίζεται από την προσαρμοσμένη συνάρτηση ανίχνευσης ως την πιθανότητα παρατήρησης ενός αντικειμένου σε απόσταση μικρότερη ή ίση με αυτή της δεδομένης παρατήρησης. Αυτό μπορεί να ερμηνευτεί ως αξιολόγηση του κατά πόσον ο αριθμός των παρατηρήσεων μέχρι μια δεδομένη απόσταση είναι σύμφωνος με αυτό που το μοντέλο λέει ότι πρέπει να είναι.

3.5 Εκτίμηση αφθονίας από τη δειγματοληψία αποστάσεων

Από τη συνάρτηση ανίχνευσης προέκυψε η πιθανότητα ανίχνευσης και η πυκνότητα των ζώων σε κάθε km² (Πίνακας 5). Οι εκτιμήσεις αφθονίας που προκύπτουν από τις εκτιμήσεις πυκνότητας υπολογίστηκαν για την ολική περιοχή μελέτης για κάθε έτος (Πίνακας 5) (Διάγραμμα 8).

Πίνακας 5: Εκτιμήσεις αφθονίας για κάθε έτος στην ολική περιοχή μελέτης.

Year	Effort (km)	Number of animals	Total Area (Km ²)	Density (animals / km ²)	Abundance	95% CI Lower	95% CI Upper
1999	1098	121	29531,53	0,264	7783,258	6799,168	8962,54
2000	1754	320	29531,53	0,436	12888,98	11259,33	14841,85
2001	518	75	29531,53	0,347	10233,81	8939,882	11784,39
2002	744	85	29531,53	0,273	8071,158	7050,667	9294,061
2003	1218	183	29531,53	0,359	10610,58	9269,011	12218,24
2004	251	30	29531,53	0,286	8442,678	7375,213	9721,871
2005	1704	203	29531,53	0,285	8415,221	7351,228	9690,255
2006	2446	324	29531,53	0,317	9358,638	8175,362	10776,61
2007	1659	297	29531,53	0,428	12651,19	11051,62	14568,04
2008	1928	134	29531,53	0,166	4910,814	4289,907	5654,877
2009	1680	316	29531,53	0,450	13285,87	11606,05	15298,89
2014	768	70	29531,53	0,218	6438,81	5624,708	7414,388



Διάγραμμα 8: Συνολική εκτίμηση αφθονίας για κάθε έτος στην περιοχή μελέτης.

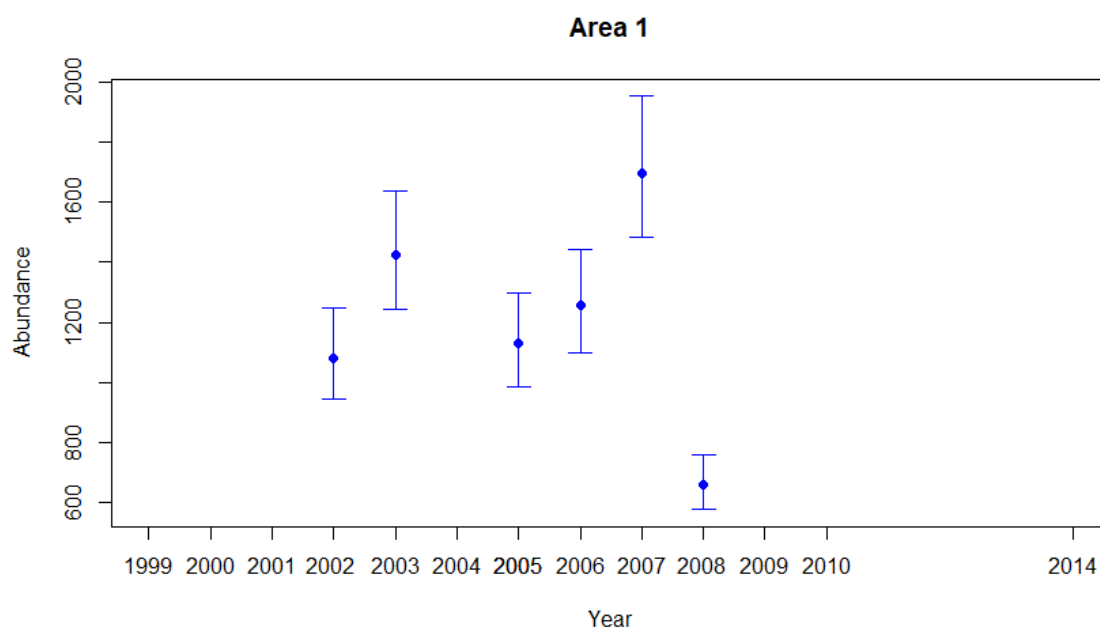
Η συνολική αφθονία ανά έτος στην περιοχή μελέτης κυμάνθηκε από 4911 (2008) έως 13286 (2009) ζωνοδέλφια. Η τάση της αφθονίας των ζωνοδέλφινων προβάλλει μια σταθερότητα για τα έτη 1999-2009 στην περιοχή που μελετήθηκε. Το 2014 η εκτίμηση της αφθονίας είναι αρκετά χαμηλότερη από την προηγούμενη τελευταία εκτίμηση.

Όπως σημειώθηκε και πιο πριν, λαμβάνοντας υπόψη την προσπάθεια που δόθηκε σε διάφορα τμήματα της περιοχής μελέτης, υπήρξε διαχωρισμός της περιοχής σε πέντε βασικές υπο-περιοχές προκειμένου να αναλυθούν καλύτερα οι εκτιμήσεις. Για ορισμένα έτη η περιοχή κάλυψης αφορούσε συγκεκριμένες από αυτές τις υπο-περιοχές. Στην περίπτωση αυτή, η περιοχή στην οποία έγιναν εκτιμήσεις αφθονίας για κάθε έτος είναι άλλη από αυτή που θεωρήθηκε στις παραπάνω εκτιμήσεις. Συνεπώς, υπολογίστηκε εκ νέου η αφθονία για κάθε έτος στην υπο-περιοχή που αντιστοιχούσε, για ακριβέστερες εκτιμήσεις, όπως παρουσιάζεται στους παρακάτω πίνακες και στα αντίστοιχα διαγράμματα τους.

ΠΕΡΙΟΧΗ 1

Πίνακας 6: Εκτιμήσεις αφθονίας για τα υποκείμενα έτη στην υπο-περιοχή 1.

Year	Area 1 (km ²)	Abundance Area 1	95% CI Lower	95% CI Upper
2002	3959	1082,10776	945,289534	1246,06348
2003	3959	1422,57019	1242,70499	1638,11113
2005	3959	1128,23666	985,586046	1299,18161
2006	3959	1254,72145	1096,07851	1444,83076
2007	3959	1696,15725	1481,70059	1953,15078
2008	3959	658,397515	575,151852	758,154714

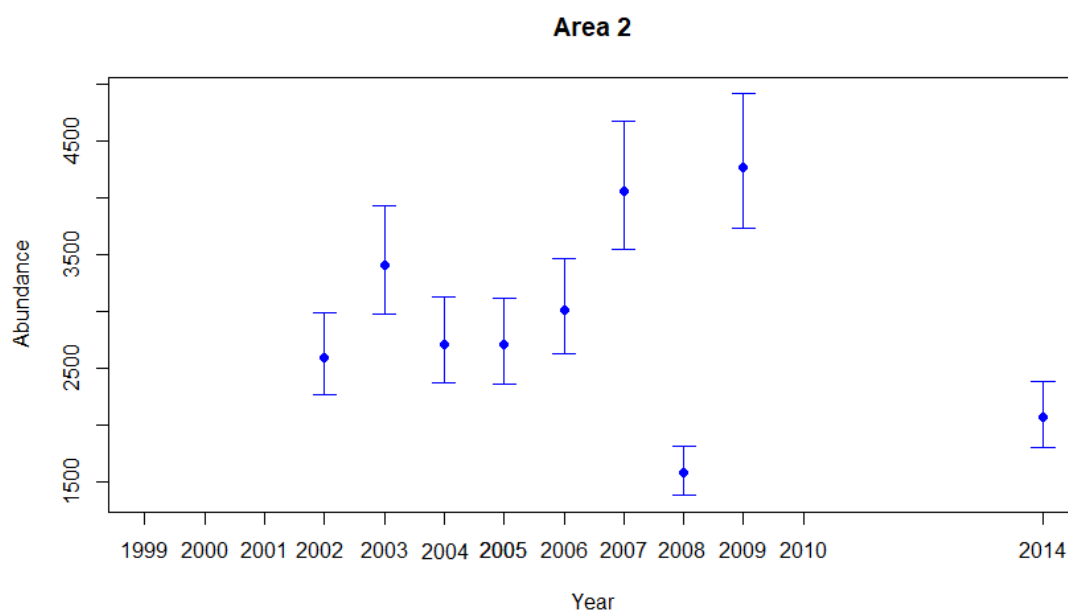


Διάγραμμα 9: Εκτιμήσεις αφθονίας για τα υποκείμενα έτη στην υπο-περιοχή 1

ΠΕΡΙΟΧΗ 2

Πίνακας 7: Εκτιμήσεις αφθονίας για τα υποκείμενα έτη στην υπο-περιοχή 2.

Year	Area 2 (km²)	Abundance Area 2	95% CI Lower	95% CI Upper
2002	9485	2592,331	2264,565	2985,108
2003	9485	3407,953	2977,063	3924,31
2004	9485	2711,657	2368,804	3122,514
2005	9485	2702,839	2361,101	3112,36
2006	9485	3005,85	2625,8	3461,281
2007	9485	4063,367	3549,608	4679,029
2008	9485	1577,278	1377,852	1816,259
2009	9485	4267,217	3727,684	4913,765
2014	9485	2068,046	1806,569	2381,386

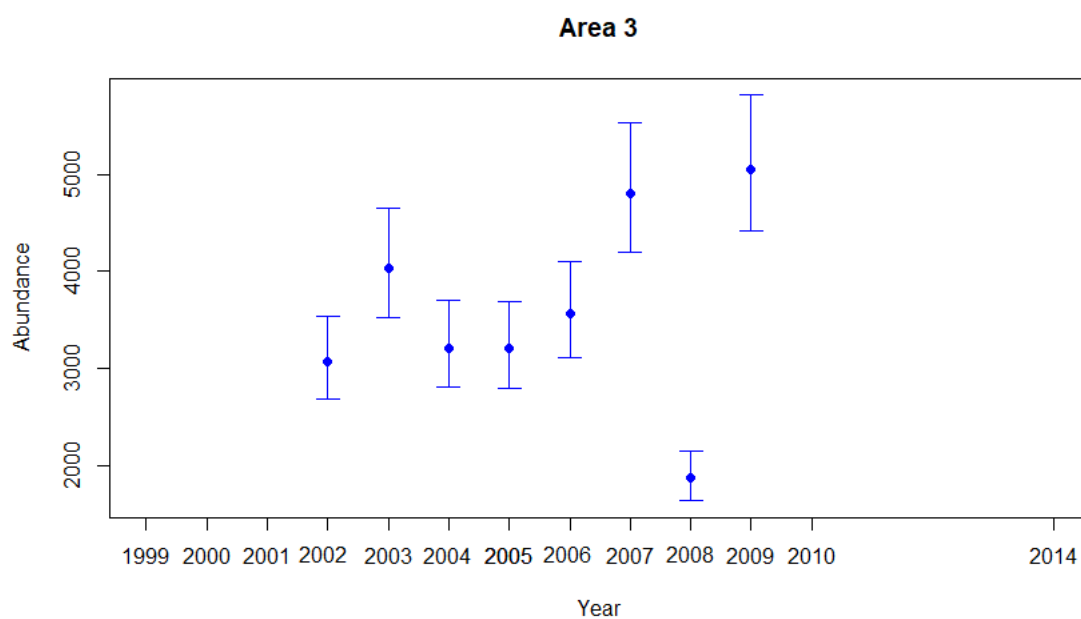


Διάγραμμα 10: Εκτιμήσεις αφθονίας για τα υποκείμενα έτη στην υπο-περιοχή 2.

ΠΕΡΙΟΧΗ 3

Πίνακας 8: Εκτιμήσεις αφθονίας για τα υποκείμενα έτη στην υπο-περιοχή 3.

Year	Area 3 (km²)	Abundance Area 3	95% CI Lower	95% CI Upper
2002	11234	3070,349	2682,144	3535,554
2003	11234	4036,37	3526,025	4647,942
2004	11234	3211,679	2805,605	3698,297
2005	11234	3201,235	2796,481	3686,27
2006	11234	3560,12	3109,99	4099,532
2007	11234	4812,64	4204,146	5541,828
2008	11234	1868,123	1631,924	2151,172
2009	11234	5054,08	4415,058	5819,849

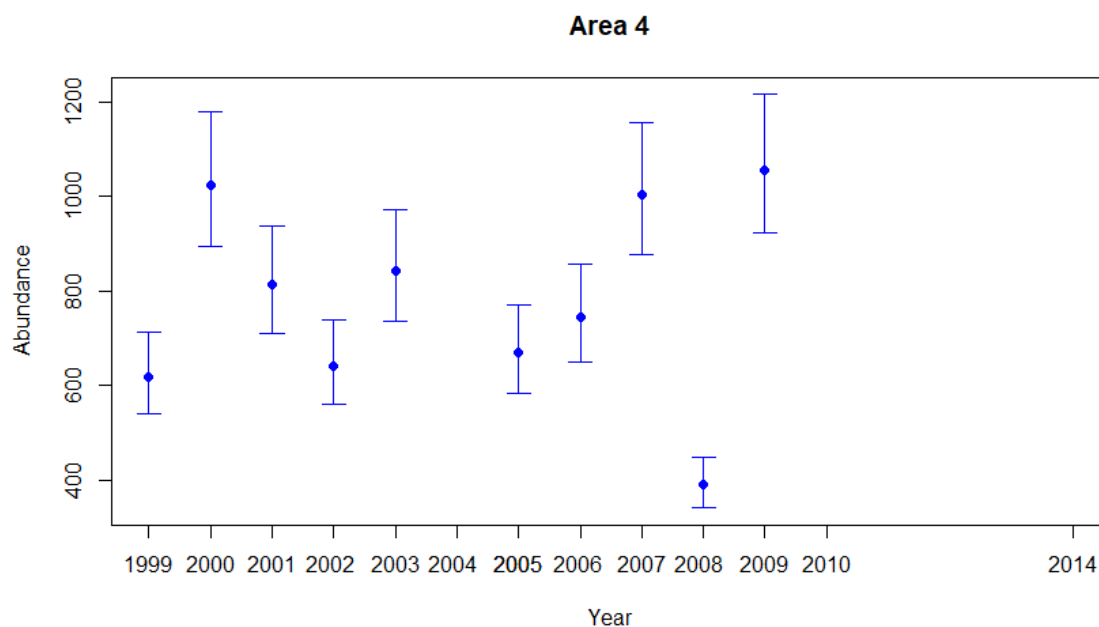


Διάγραμμα 11: Εκτιμήσεις αφθονίας για τα υποκείμενα έτη στην υπο-περιοχή 3.

ΠΕΡΙΟΧΗ 4

Πίνακας 9: : Εκτιμήσεις αφθονίας για τα υποκείμενα έτη στην υπο-περιοχή 4.

Year	Area 4 (km ²)	Abundance Area 4	95% CI Lower	95% CI Upper
1999	2345	618,0003	539,8624	711,6368
2000	2345	1023,401	894,0051	1178,461
2001	2345	812,5773	709,8377	935,6951
2002	2345	640,8599	559,8317	737,9599
2003	2345	842,493	735,9709	970,1435
2005	2345	668,179	583,6966	769,4182
2006	2345	743,0875	649,1339	855,6765
2007	2345	1004,52	877,512	1156,72
2008	2345	389,9247	340,6239	449,0042
2009	2345	1054,915	921,5348	1214,75

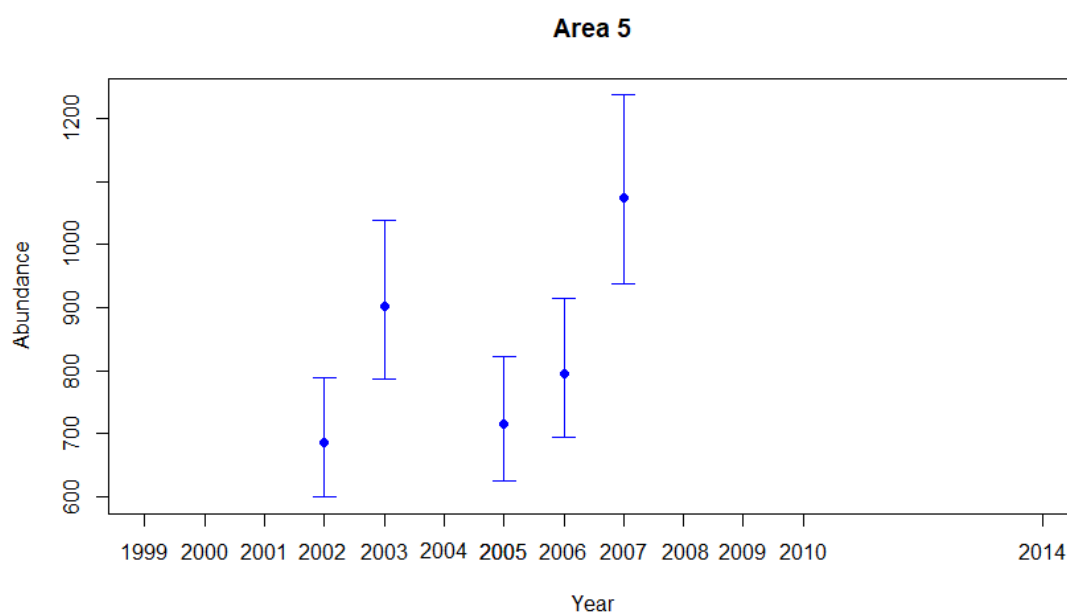


Διάγραμμα 12: Εκτιμήσεις αφθονίας για τα υποκείμενα έτη στην υπο-περιοχή 4.

ΠΕΡΙΟΧΗ 5

Πίνακας 10: Εκτιμήσεις αφθονίας για τα υποκείμενα έτη στην υπο-περιοχή 5.

Year	Area 5 (km ²)	Abundance Area 1	95% CI Lower	95% CI Upper
2002	2508	685,51	598,8363	789,3752
2003	2508	901,1913	787,2476	1037,735
2005	2508	714,7324	624,364	823,0252
2006	2508	794,8599	694,3604	915,2933
2007	2508	1074,507	938,6501	1237,312



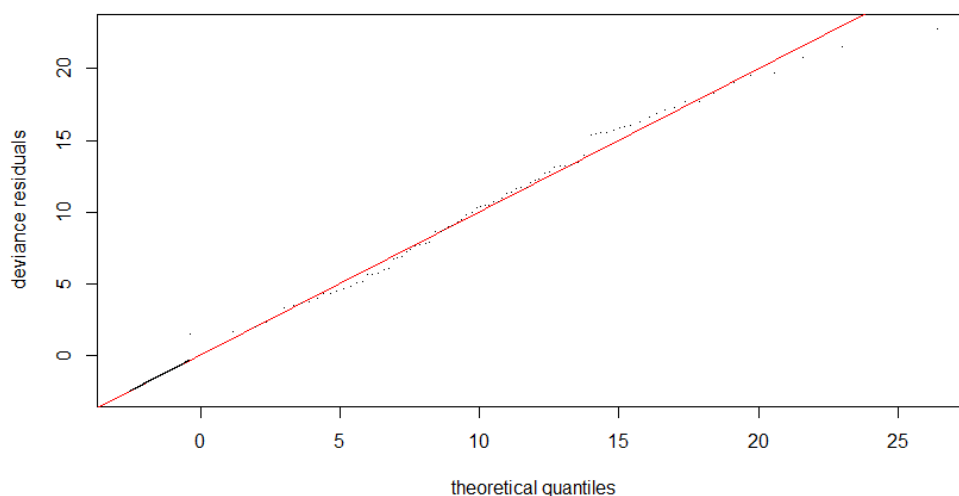
Διάγραμμα 13: Εκτιμήσεις αφθονίας για τα υποκείμενα έτη στην υπο-περιοχή 5.

Παρόλο που οι διαφορές στην πυκνότητα των δελφινιών μεταξύ των δύο προσεγγίσεων των εκτιμήσεων δεν ήταν σημαντικές, οι τελευταίοι υπολογισμοί και προσέγγιση αποδίδουν πιο αξιόπιστες εκτιμήσεις με πιο ακριβή αναπαράσταση της βιολογικής κατάστασης. Αυτό μπορεί εύκολα να αντιληφθεί με την κατανόηση ότι οι εκτιμήσεις για μια δεδομένη περιοχή πρέπει να βασίζονται σε παρατηρήσεις και προσπάθειες που δίνονται στην καθαυτή περιοχή.

3.6 Μοντέλο επιφανειακής πυκνότητας

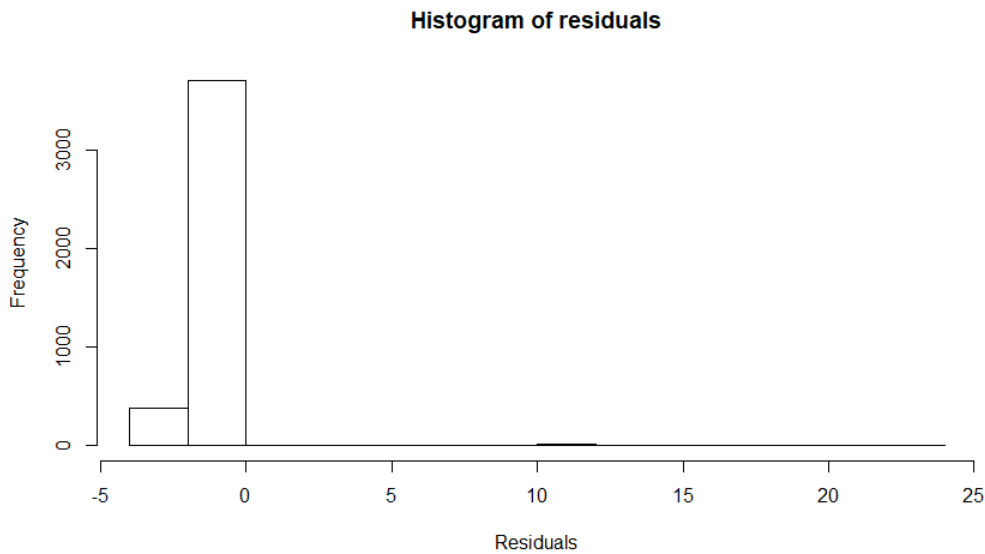
Για τη δημιουργία του χωρικού μοντέλου εξήχθη η μέση τιμή της κάθε μεταβλητής από όλα τα έτη του συνόλου δεδομένων, η οποία αντιστοιχούσε σε κάθε κελί του πλέγματος πρόβλεψης. Χρησιμοποιήθηκαν πολυάριθμα μοντέλα επιφανειακής πυκνότητας για να ελεγχθούν οι επεξηγηματικές μεταβλητές. Αυτό που απέδωσε την καλύτερη προσέγγιση ήταν αυτό που περιλάμβανε τις παραμέτρους: βάθος, απόσταση από την ακτή, επιφανειακή θερμοκρασία θαλάσσης (SST) και επιπλέον τις αλληλεπιδράσεις μεταξύ βάθους - κλίσης και βάθους - απόστασης από την ακτή. Η βαθμολογία απόκλισης του μοντέλου (deviance explained) ήταν 8.48 %. Τα βάθη σε αλληλεπίδραση με την απόσταση από την ακτή εκτιμήθηκαν με τη μεγαλύτερη επιρροή για το είδος. Η κατεύθυνση της κλίσης, η ανωμαλία της στάθμης της θάλασσας (SLA) και η χλωροφύλλη-α (CHL) δεν ήταν πολύ σημαντικές επεξηγηματικές μεταβλητές για το μοντέλο DSM. Για την καλύτερη ανάλυση χρησιμοποιήθηκαν όροι ομαλοποίησης (smoothing terms) σε κάθε παράμετρο. Η κατανομή που χρησιμοποιήθηκε για την περιγραφή του μοντέλου ήταν η κατανομή Tweedie ($p = 1.369$).

Για καλύτερη κατανόηση και αξιολόγηση του επιλεγμένου μοντέλου, δημιουργήθηκαν διαγράμματα με τα στοιχεία ομαλοποίησης του προσαρμοσμένου GAM και των παραμετρικών όρων του μοντέλου. Το γράφημα Q-Q δείχνει πώς ταξινομείται το σύνολο των δεδομένων στη κατανομή Tweedie (Διάγραμμα 14).

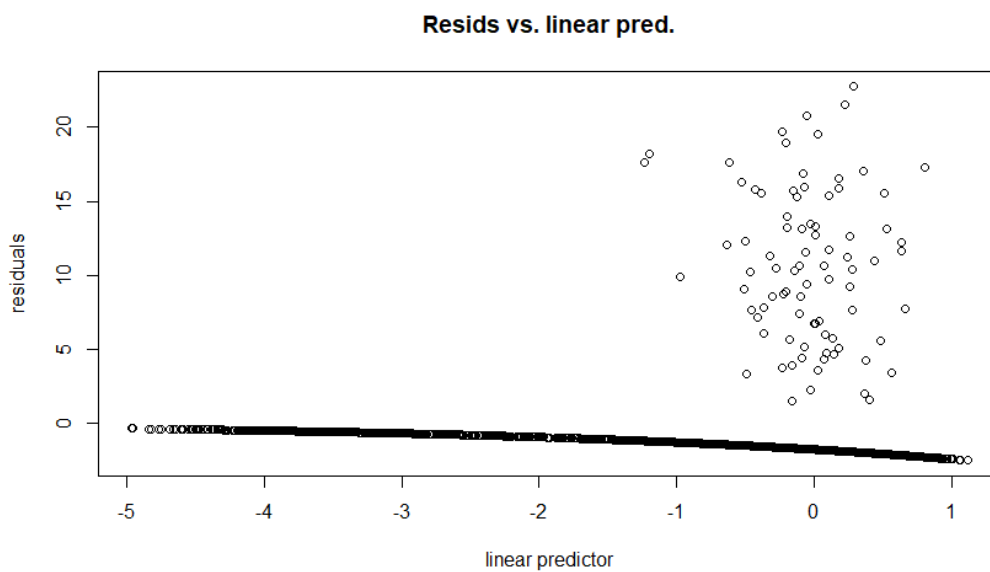


Διάγραμμα 14: Προσαρμογή δεδομένων στο μοντέλο DSM.

Τα υπόλοιπα (residuals) ενός μοντέλου ορίζονται ως οι διαφορές μεταξύ των δεδομένων και της προσαρμογής για κάθε προβλεπόμενη τιμή. Τα υπόλοιπα απεικονίζονται περαιτέρω στα Διαγράμματα 15 και 16. Η "γραμμή" των σημείων στο γράφημα υπολοίπων έναντι γραμμικής πρόβλεψης αντιστοιχεί στα μηδενικά που υπάρχουν στα δεδομένα. Και στα δύο διαγράμματα τα υπόλοιπα εμφανίζονται τυχαία διάσπαρτα γύρω από το μηδέν, υποδεικνύοντας ότι το μοντέλο περιγράφει καλά τα δεδομένα.

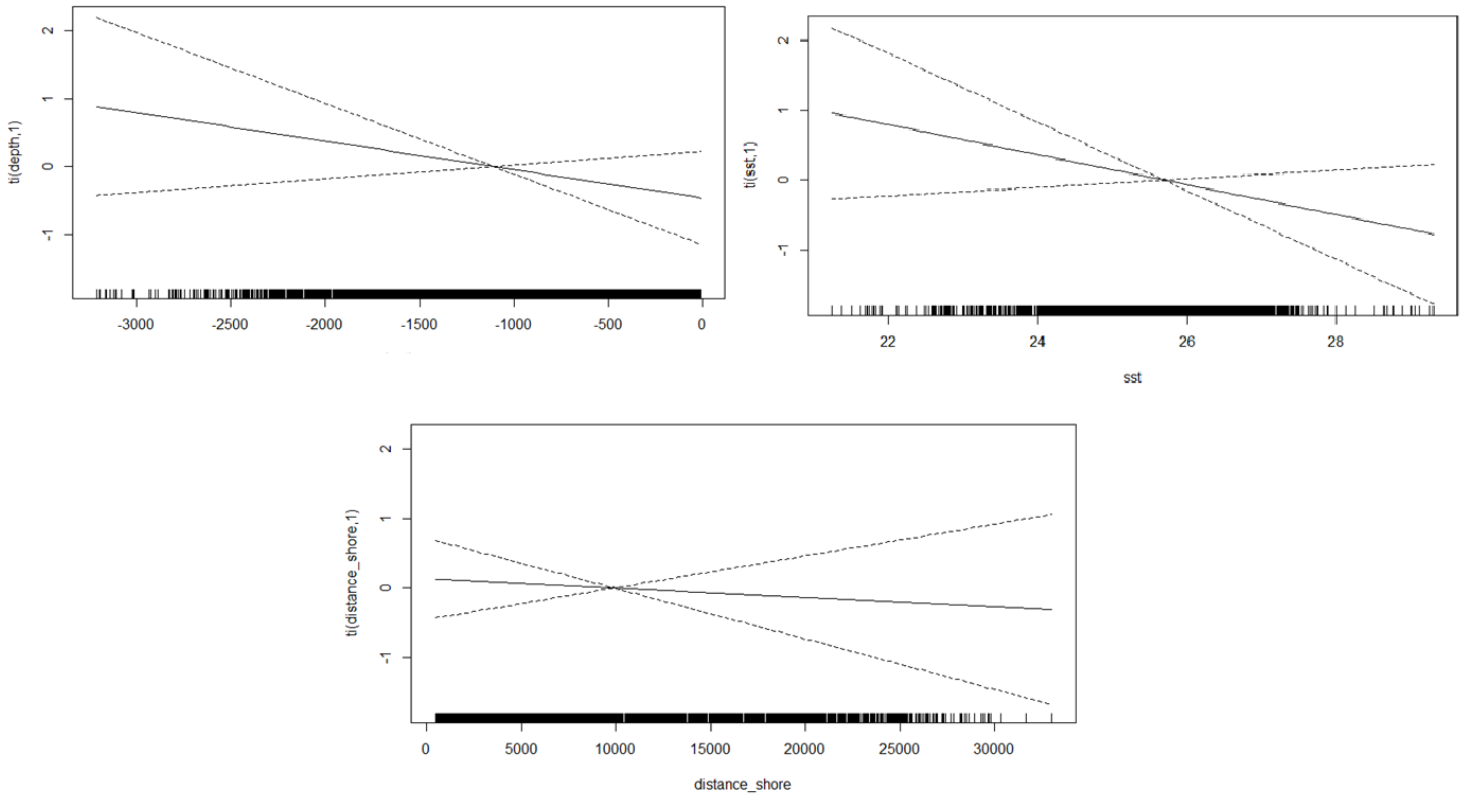


Διάγραμμα 15: Ιστόγραμμα συχνότητας υπολοίπων των δεδομένων.

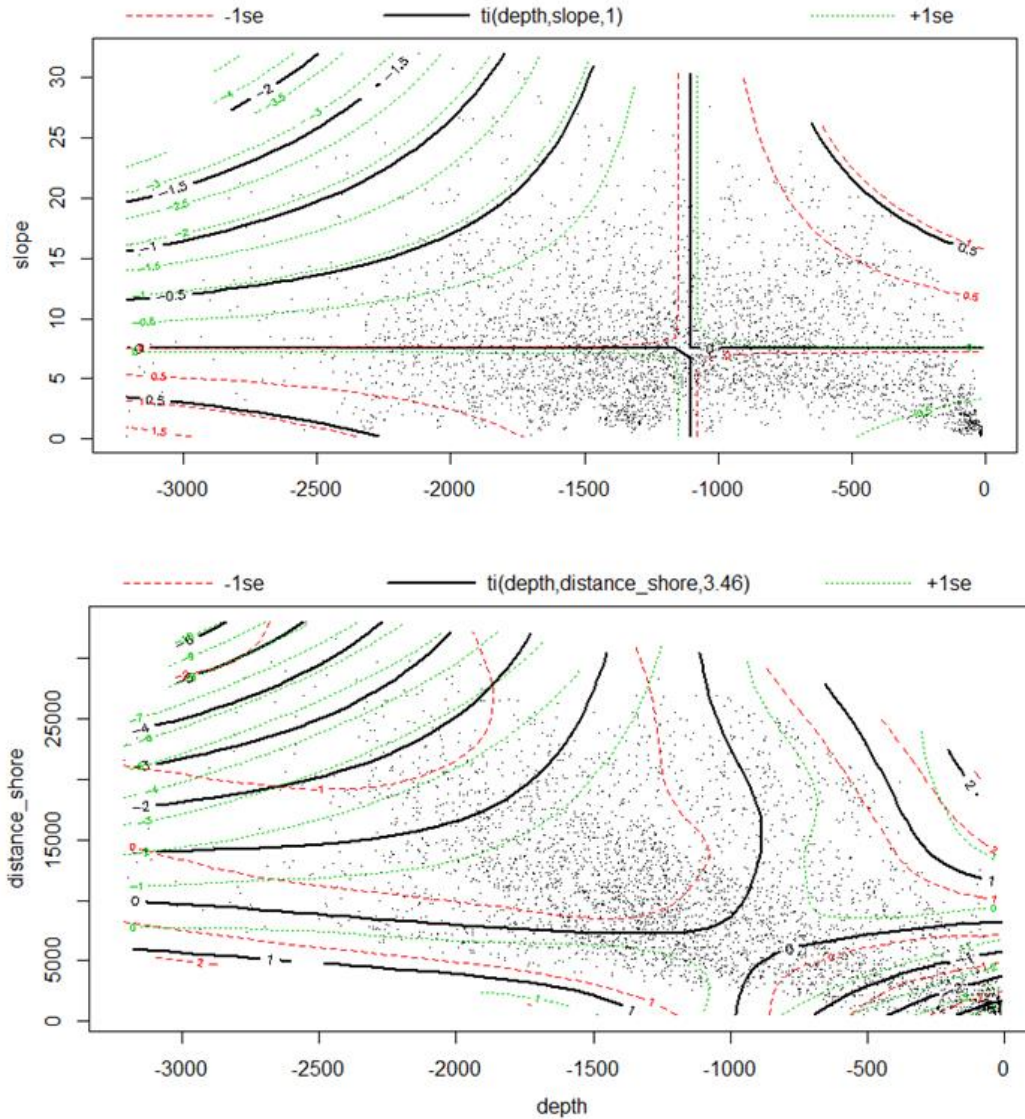


Διάγραμμα 16: Γραμμική πρόβλεψη υπολοίπων για τα δεδομένα.

Για κάθε παράμετρο που προσαρμόστηκε στο μοντέλο, τα παρακάτω διαγράμματα δείχνουν τη διάγνωση των όρων ομαλοποίησης που εφαρμόστηκαν (Διάγραμμα 17) και των αλληλεπιδρώντων παραμέτρων επίσης (Διάγραμμα 18). Τα διαγνωστικά διαγράμματα ερμηνεύονται με υψηλή εξομάλυνση.



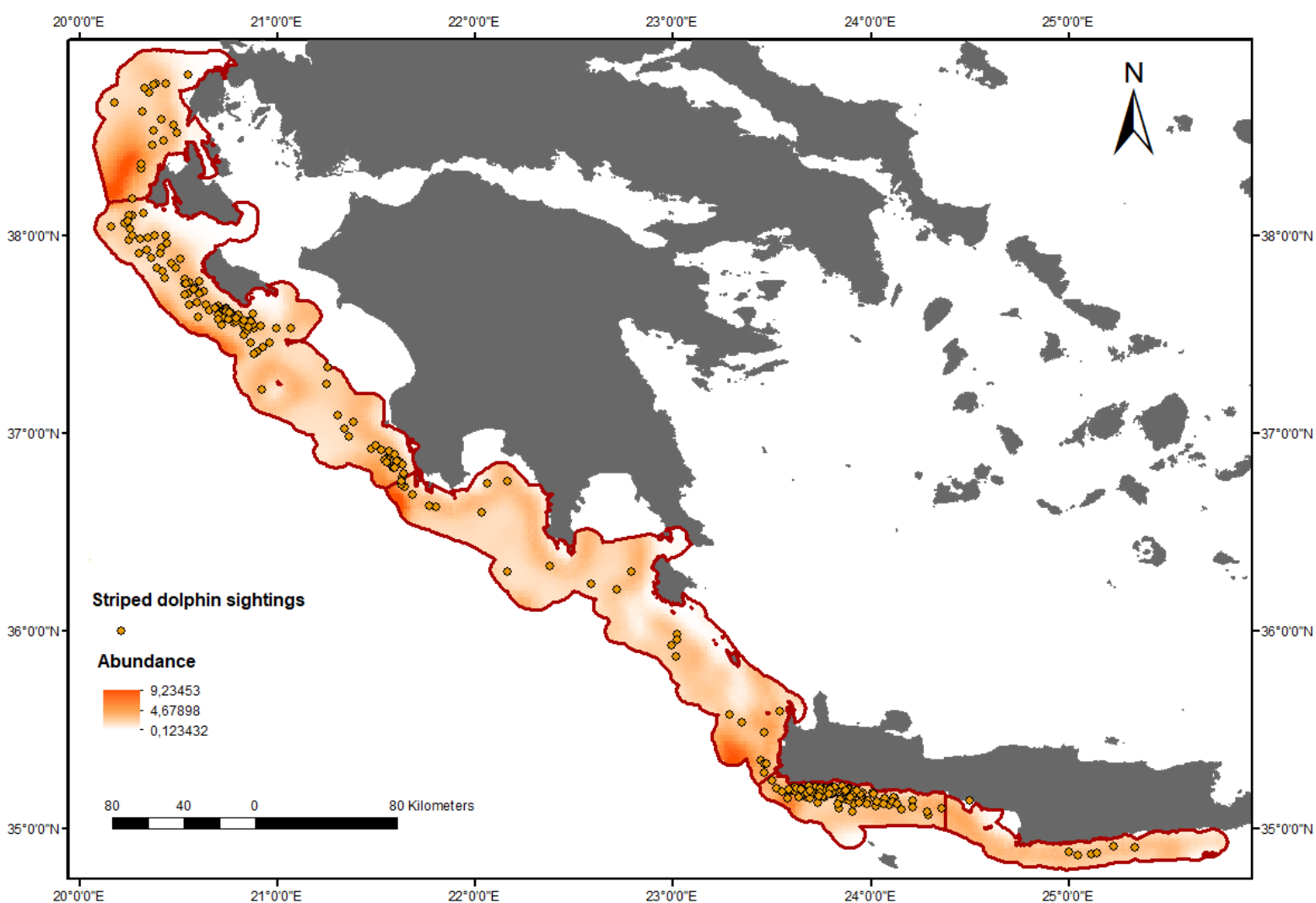
Διάγραμμα 17: Ομαλοποίηση των παραμέτρων βάθος, sst και απόσταση από την ακτή που χρησιμοποιήθηκαν στο μοντέλο.



Διάγραμμα 18: Ομαλοποίηση των αλληλεπιδρώντων παραμέτρων βάθος-κλίση, βάθος-απόσταση από την ακτή που χρησιμοποιήθηκαν στο μοντέλο.

Εν συνεχεία, για την προσέγγιση της πυκνότητας και της αφθονίας σε όλη την περιοχή ενδιαφέροντος, χρησιμοποιήθηκε το μοντέλο για να προβλέψει την αφθονία στο πλέγμα πρόβλεψης των χωρικών σημείων για όλα τα χρόνια. Οι εκτιμήσεις αφθονίας των δελφινιών εφαρμόστηκαν σε όλα τα κελιά του πλέγματος της περιοχής μελέτης, σύμφωνα με τις τιμές των μεταβλητών που χρησιμοποιήθηκαν στο τελικό μοντέλο. Η τελική εκτίμηση της αφθονίας έγινε αθροίζοντας την εκτίμηση αφθονίας όλων των κελιών του πλέγματος πάνω από την περιοχή μελέτης.

Οι εκτιμώμενες αφθονίες για τα κελιά του πλέγματος πρόβλεψης κυμαίνονταν από 0.000559072 έως 10 ζώα (μέση τιμή = 1.842657, SD = 1.45) για όλα τα έτη. Η εκτίμηση συνολικής αφθονίας βάσει μοντέλου ήταν 6613.291 ζωνοδέλφινια με τυπικό σφάλμα SE = 1149, συντελεστής μεταβλητότητας CV = 17% και με κατά προσέγγιση ασυμπτωτικά διαστήματα εμπιστοσύνης CI.Lower = 4716 (2.5%) και CI.Upper = 9273 (97.5%). Ο επιφανειακός χάρτης για τις εκτιμώμενες πυκνότητες αποκάλυψε υψηλότερο αριθμό δελφινιών στο Βόρειο Ιόνιο, με περιοχή συγκέντρωσης στην περιοχή που βρίσκεται έξω από το νησί της Κεφαλονιάς. Άλλες περιοχές έδειξαν επίσης σχετικά υψηλές πυκνότητες, όπως η εξωτερική ακτή της Πελοποννήσου και η δυτική πλευρά ανοιχτά της Κρήτης.



Εικόνα 8: Χάρτης εκτίμησης της αφθονίας ζωνοδέλφινων στην Ελληνική Τάφρο.

4. ΣΥΖΗΤΗΣΗ

4.1 Ανάλυση δεδομένων και εκτιμήσεις

Οι έρευνες με τη δειγματοληψία αποστάσεων γραμμικής πορείας μπορούν δυνητικά να εισάγουν αρκετές μεροληψίες σε εκτιμήσεις αφθονίας και πυκνότητας. Αυτές περιλαμβάνουν τη μεροληψία αντίληψης (ζώα που χάθηκαν λόγω σφάλματος παρατηρητή), μεροληψία διαθεσιμότητας (ζώα που χάθηκαν επειδή δεν ήταν διαθέσιμα, για παράδειγμα εάν ήταν υποβρύχια), μεροληψία ορατότητας (δελφίνια δεν παρατηρούνται εύκολα στις θαλάσσιες συνθήκες ή όταν τα μεγέθη των ομάδων δεν εκτιμώνται σωστά λόγω της συμπεριφοράς τους ή του μεγέθους της ομάδας). Γενικά ελάχιστες παρατηρήσεις ήταν διαθέσιμες για μεγάλα τμήματα της περιοχής μελέτης. Ο αριθμός των παρατηρήσεων που πραγματοποιήθηκαν κάθε χρόνο φαίνεται να είναι μικρότερος από τον αποδεκτά αποτελεσματικό για τη συνάρτηση ανίχνευσης. Η μέση ετήσια παρατήρηση δελφινιών ήταν 12,6 η οποία είναι ένα μικρό μέγεθος δείγματος για να εξηγήσει και να μοντελοποιήσει περαιτέρω την ανιχνευσιμότητα του εξεταζόμενου ζώου και να δημιουργήσει ένα μοντέλο επιφάνειας πυκνότητας σε συνάρτηση με το χρόνο. Ακόμη και πριν από την ανάλυση, οι περισσότερες παρατηρήσεις εμφανίστηκαν σε μικρές αποστάσεις, η οποία είναι μια άλλη αρνητική μεροληψία για τις μεθόδους δειγματοληψίας αποστάσεων, αν και σε κάποια κλίμακα αναμένεται κατά την διάρκεια έρευνας στο πεδίο. Η έλλειψη μεγαλύτερου όγκου δεδομένων σχετικά με τις κάθετες αποστάσεις από τις γραμμικές πορείες στο σύνολο των δεδομένων που χρησιμοποιήθηκαν για ανάλυση σήμαινε ότι η εκτίμηση της αφθονίας βασιζόταν σε μεγάλο βαθμό στους συντελεστές διόρθωσης που εφαρμόστηκαν και στην παρεμβολή του εκτιμώμενου ESW από τα διαθέσιμα δεδομένα. Μια άλλη προοπτική είναι ότι οι παραδοχές που έγιναν στη συνάρτηση ανίχνευσης δεν ακολουθήθηκαν ιδανικά από τα δεδομένα, οπότε οι υπολογισμοί για την εξίσωση δεν ήταν οι βέλτιστοι. Επομένως, είναι απαραίτητο να ληφθούν με προσοχή τα συμπεράσματα που έχουν γίνει σχετικά με τη κατανομή και την αφθονία. Ως εκ τούτου, τα αποτελέσματα που παρουσιάζονται εδώ πρέπει ιδανικά να επικυρωθούν από μια πιο συστηματική και σε όλη την έκταση έρευνα της Ελληνικής Τάφρου. Ωστόσο, εξακολουθεί να θεωρείται ότι αξίζει η συνεισφορά μιας εκτίμησης του μεγέθους του πληθυσμού των ζωνοδέλφινων στο Ελληνική Τάφρο, δεδομένης της ανησυχίας για τη διατήρησή τους.

4.2 Κατανομή

Η κατανόηση των χωρικών και χρονικών διακυμάνσεων της παρουσίας ενός είδους είναι απαραίτητη για να κατανοηθεί ο τρόπος με τον οποίο ο πληθυσμός χρησιμοποιεί το περιβάλλον του, και πώς να το διαχειριστεί αποτελεσματικά (Stockin et al., 2009). Λόγω του αριθμού των πιθανών απειλών που αντιμετωπίζουν τα ζωνοδέλφια στις ελληνικές θάλασσες και στη Μεσόγειο γενικά, οι εκτιμήσεις για το μέγεθος του πληθυσμού τους και τις περιοχές του προτιμώμενου περιβάλλοντος απαιτούνται για την ενημέρωση των στρατηγικών διαχείρισης και διατήρησης. Η χρήση μεθόδων δειγματοληψίας αποστάσεων επέτρεψε στη παρούσα μελέτη να παραχθούν εκτιμήσεις μεγάλης κλίμακας κατανομής και να εντοπιστούν οι περιοχές προτιμώμενου βιοτόπου των ζωνοδέλφινων κατά μήκος της Ελληνικής Τάφρου.

Σε πρώτο στάδιο, η γενική κατανομή των ζωνοδέλφινων που εκτιμήθηκε επιβεβαιώνει τις αναφορές που έχουν γίνει για την περιοχή και δηλώνουν υψηλή παρουσία του είδους αυτού, από διάφορες έρευνες που έχουν πραγματοποιηθεί στο παρελθόν (Frantzis A., 2009).

Σε δεύτερο στάδιο, διερευνήθηκε η σχέση της κατανομής του είδους με τα περιβαλλοντικά στοιχεία της περιοχής μελέτης. Πιο συγκεκριμένα, προτίμηση για ανοικτά ύδατα πέρα από την ηπειρωτική υφαλοκρηπίδα και για εύκρατα νερά ήταν τα βασικά χαρακτηριστικά της κατανομής των ζωνοδέλφινων. Το συμπέρασμα αυτό έρχεται σε συμφωνία με προηγούμενες μελέτες, όπου η κατανομή του είδους έχει εκφραστεί σε σχέση με τη βαθυμετρία, στη δυτική Μεσόγειο (Gannier A., 1998a, Gordon et al., 2000, Canadas et al., 2002, De Segura AG et al., 2008) αλλά και στο βορειοδυτικό Ατλαντικό (Hooker et al., 1999, Hamazaki, 2002). Παρά το γεγονός ότι τα ζωνοδέλφια της Μεσογείου διαφοροποιούνται γενετικά από αυτά στα νερά του Ατλαντικού (Aguilar, 2000, Gaspari ,2007) παρουσιάζουν ίδια πρότυπα κατανομής. Στις προαναφερθέντες μελέτες τα ζωνοδέλφια εμφανίζονταν ως επί το πλείστον σε βάθη 2000 – 2500 m. Ομοίως και για την Ελληνική Τάφρο, τα αποτελέσματα της ανάλυσης υπέδειξαν τις μεγαλύτερες συγκεντρώσεις στις περιοχές με βάθη 2700 - 3300 m και σε απόσταση από την ακτή 6000 – 22000 m. Λαμβάνοντας υπόψη και τα δώδεκα έτη συλλογής δεδομένων η περιοχή μελέτης χαρακτηρίστηκε από υψηλή παρουσία ζωνοδέλφινων και από περιοχές με χαμηλή πιθανότητα εντοπισμού του είδους. Αναλυτικότερα, τα ζωνοδέλφια φαίνεται να απουσιάζουν πλήρως στα περισσότερα παράκτια ύδατα στο βόρειο Ιόνιο, καθώς και

στην περιοχή εντός των εσωτερικών νερών μεταξύ Πελοποννήσου και του δυτικού άκρου της Κρήτης. Στα ενδιάμεσα βάθη (200-500 μέτρα) τα ζωνοδέλφια εμφανίζονται να είναι σχετικά σπάνια, πιθανώς λόγω της μειωμένης διαθεσιμότητας κατάλληλων πόρων. Δύο περιοχές έδειξαν ιδιαίτερη υψηλή πυκνότητα ζωνοδέλφινων: το βόρειο Ιόνιο Πέλαγος, ιδιαίτερα ανοιχτά από την ακτή της Κεφαλονιάς και τα νερά της βορειοδυτικής Κρήτης. Μια μελέτη από τους Carlucci et al. (2017) στον κόλπο του Τάραντα που βρίσκεται πολύ κοντά στο Β. Ιόνιο, για την κατανομή και την αφθονία των ζωνοδέλφινων της περιοχής, έδειξε παρόμοιες προτιμήσεις ενδιατημάτων από τους πληθυσμούς που εμπεριείχαν το βάθος. Οι δύο περιοχές με την υψηλότερη πυκνότητα σημειώνονται και με μέση τιμή θερμοκρασίας (SST) 25,6 βαθμούς. Αυτό σημαίνει την προτίμηση του είδους για πιο εύκρατα κλίματα όπως έχει επισημανθεί και από τους Perrin et al. (1994), όπου η κατανομή των ζωνοδέλφινων σε μεγάλη κλίμακα εκτιμήθηκε να περιορίζεται από τις διακυμάνσεις της θερμοκρασίας και από τα θερμά ρεύματα.

Το πόρισμα συσχέτισης με βαθιά νερά είναι πιθανότατα συνδεδεμένο με τη διαθεσιμότητα τροφής. Αν και έχουν χαρακτηριστεί ως ευκαιριακοί θηρευτές, τα ζωνοδέλφια τρέφονται κυρίως με μη εμπορικά είδη, μεσο-πελαγικά καλαμάρια και μακρο-πελαγικά καρκινοειδή, τα οποία είναι άφθονα σε αυτά τα βάθη. Τα περιβάλλοντα νερά πέρα από την υφαλοκρηπίδα ευνοούν πολλά είδη κεφαλόποδων, δεδομένου ότι εκτελούν εποχιακές μεταναστεύσεις σε όλο το πλάτος κατά τη διάρκεια του αναπαραγωγικού κύκλου τους (Sanchez, 1986). Παρόμοιες συσχετίσεις κατανομής με την διαθεσιμότητα των ειδών που τρέφονται κατά προτίμηση τα ζωνοδέλφια έχουν γίνει και σε μελέτες της δυτικής Μεσογείου (De Segura et al., 2008).

Συνοψίζοντας, τα αποτελέσματα της μοντελοποίησης υποδεικνύουν ότι τα δελφίνια που μελετήθηκαν στην περιοχή της Ελληνικής Τάφρου έδειξαν σημαντική προτίμηση για συγκεκριμένα βάθη, κλίση και ορισμένες αποστάσεις από την ακτή, καθώς η επιφανειακή θερμοκρασία της θάλασσας (SST) ήταν αυτή που συμμετείχε από τις εποχιακές μεταβλητές. Παρόλο που όλες αυτές οι μεταβλητές διατηρήθηκαν στο μοντέλο, η οικολογική τους σημασία για το είδος πρέπει να διερευνηθεί περαιτέρω. Η υψηλή παρουσία ζωνοδέλφινων στα πελαγικά ύδατα και τα ύδατα > 500 μέτρα βάθος, υπογραμμίζουν τη σημασία αυτής της περιοχής για αυτό το είδος. Περαιτέρω συστηματικές έρευνες είναι απαραίτητες σε όλα τα τμήματα της περιοχής μελέτης για να κατανοηθεί καλύτερα η κατανομή και η αφθονία των ζωνοδέλφινων κατά μήκος της Ελληνικής Τάφρου και πέραν αυτής. Σημαντικές πληροφορίες θα μπορούσαν να

αντληθούν και από μελέτες που συσχετίζουν τα πρότυπα κατανομής με την δυναμική με την οποία διαμορφώνονται οι ομάδες των δελφινιών (Benoit et al., 2009, Pearson, 2009), καθώς και η ετερογένεια των οικογενειών (Azzellino et al., 2008, Tyne, Johnston, Rankin, Loneragan, & Bejder, 2015).

4.3 Εκτίμηση Αφθονίας

Οι εκτιμήσεις της αφθονίας εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από τη συνάρτηση ανίχνευσης, η οποία με τη σειρά της εξαρτάται από τα χαρακτηριστικά του σχεδιασμού της έρευνας, τα χαρακτηριστικά και τη συμπεριφορά του ζώου μελέτης, τα χαρακτηριστικά του συνθήματος που χρησιμοποιείται ως ανταπόκριση παρατήρησης στη συνάρτηση ανίχνευσης και επίσης από την ποιότητα του βιοτόπου και τη γεωγραφική περιοχή όπου πραγματοποιείται η μελέτη. Η μεροληψία μπορεί να υπάρξει σε όλα τα προηγούμενα βήματα της ανάλυσης και η ανάλυση θα πρέπει να εξετάσει τους πιθανούς παράγοντες που επηρεάζουν τη συνάρτηση ανίχνευσης. Το γεγονός ότι δεν έχουν γίνει προηγούμενες μελέτες και εκτιμήσεις σχετικά με την αφθονία των ζωνοδέλφινων στην περιοχή της Ελληνικής τάφρου και η γενική έλλειψη πληροφόρησης, καθιστά δύσκολη την αξιολόγηση των εκτιμήσεων που έγιναν στην μελέτη αυτή.

Όπως αναφέρθηκε, η ανάλυση των δεδομένων μέσω του μοντέλου αποκάλυψε μια συσχέτιση των ζωνοδέλφινων με μεγαλύτερα βάθη και μακριά από τα παράκτια ύδατα. Είναι αξιοσημείωτο ότι σε όλη την περιοχή μελέτης, και στις πέντε υπο-περιοχές που δημιουργήθηκαν κατά την ανάλυση, τα αποτελέσματα έφεραν επιβεβαίωση για την παρουσία και την αφθονία των ζωνοδέλφινων. Σε γενικές γραμμές, οι εκτιμήσεις για την αφθονία των ζωνοδέλφινων διαφέρουν ανά τα χρόνια μελέτης, διατηρώντας όμως μια συνεπή διακύμανση και δίνοντας σαν αποτέλεσμα μια σταθερή τάση κυρίως για τα έτη 1999-2009 όπως φάνηκε από την ανάλυση της δειγματοληψίας αποστάσεων. Επειδή οι παρατηρήσεις ανά έτος, κατά την συλλογή δεδομένων δεν επαρκούσαν, η χρονολογία σαν παράμετρος δεν συμπεριλήφθη στο μοντέλο πυκνότητας. Επομένως δεν μπορεί να σχολιαστεί ολοκληρωτικά η τάση της αφθονίας μέσω της ανάλυσης. Οι συχνότητες όμως τόσο των οπτικών παρατηρήσεων όσο και των ακουστικών (Διαγράμματα 1,2) παρουσιάζουν μειούμενη βαθμίδα, γεγονός που σημαίνει την ανάγκη για τη συλλογή

επιπλέον δεδομένων από περισσότερα έτη για σαφέστερη εικόνα της κατάστασης του είδους.

Οι πέντε υπο-περιοχές που δημιουργήθηκαν κατά την ανάλυση, με βάση την προσπάθεια που δόθηκε στην διάρκεια της έρευνας, δεν έδειξαν σημαντικές διαφορές μεταξύ τους στην εκτίμηση πυκνότητας και αφθονίας. Η μικρότερη πυκνότητα υπολογίστηκε 0.166/km², η μέγιστη 0.450/km² και η μέση εκτίμηση πυκνότητας από όλα τα έτη είναι 0.32/km². Παρά το γεγονός ότι είναι γνωστό πως η ανατολική λεκάνη της Μεσογείου είναι πιο oligοτροφική από την δυτική, οι πυκνότητες που εκτιμήθηκαν με την παρούσα ανάλυση δεν έδειξαν σημαντικές διαφορές με αυτές που έχουν προκύψει από παρόμοιες μελέτες του είδους στην δυτική Μεσόγειο. Ενδεικτικά, έχουν υπάρξει μελέτες όπου η πυκνότητα έχει εκτιμηθεί από τους Lauriano et. al (2009) να είναι 0.23/ km² δελφίνια στη περιοχή «Πέλαγος», μεταξύ Ιταλίας και Μονακό, στην Τυρρηνική θάλασσα έχει εκτιμηθεί από τους Fortuna et al. 2007 στα 0.26/km² δελφίνια και για το σύνολο της δυτικής Μεσογείου να είναι 0.20/km² δελφίνια από τους Forcada et. al (1998 & 1994). Στον κόλπο του Τάραντα, που βρίσκεται στην κεντρική Μεσόγειο, η πυκνότητα ζωνοδέλφινων έχει υπολογιστεί 0,97/ km² (Carlucci et al., 2017).

Στο σύνολο οι περιοχές 1,2 και 3 είχαν τις μεγαλύτερες πυκνότητες, καθώς είναι και οι περιοχές που περιλαμβάνουν τα υψηλότερα βάθη και κλίσεις του πυθμένα. Επίσης, μεγάλη πυκνότητα παρατηρήθηκε και στην περιοχή 4 παρά την μέτρια βαθυμετρία, ενώ η περιοχή 5 με λίγο πιο βαθιά νερά έφερε τις χαμηλότερες εκτιμήσεις.

Η μεγαλύτερη αφθονία εμφανίζεται το 2009 (13286 δελφίνια) και η χαμηλότερη το 2008 (4911 δελφίνια). Εστιάζοντας στην πιο πρόσφατη αφθονία από τα έτη έρευνας, το 2014 φέρνει την εκτίμηση πληθυσμού στα 6439 δελφίνια. Με βάση την προηγούμενη τελευταία εκτίμηση, που ήταν το 2009 και είναι 13286 δελφίνια, παρατηρείται μια μεγάλη πτώση στον αριθμό του πληθυσμού του είδους. Αυτό μπορεί να συσχετιστεί με τον μαζικό εκβρασμό των ζωνοδέλφινων στην ακτή της Βαλένθιας της Μεσογείου μεταξύ Μαρτίου και Απριλίου 2011, εξαιτίας μιας επιδημίας από επιζωοτικό ιό, που οδήγησε σε τεράστια μείωση του είδους (Rubio Guerti, 2013). Το επεισόδιο αυτό επηρέασε όλους τους πληθυσμούς του είδους στη Μεσόγειο, οπότε θα μπορούσε ενδεχομένως να εξηγήσει τη μειούμενη αφθονία και για την Ελληνική Τάφρο. Παρόμοιες μειώσεις στη δυτική λεκάνη της Μεσογείου είχαν παρατηρηθεί και μετά το 1990 λόγω επιδημίας από τον ίδιο ιό που προσβάλλει αυτό το είδος και εξασθενεί αρκετά τον

οργανισμό τους (Forcada et al., 1994). Μια άλλη διάσταση που ενδεχομένως επηρέασε τα χρόνια που μεσολάβησαν από το 2009 έως το 2014 είναι η σεισμικές έρευνες που διεξήχθησαν στην περιοχή εκείνα τα χρόνια με σκοπό την εξόρυξη υδρογονανθράκων. Έχει υπάρξει πληθώρα επιστημονικών στοιχείων (Gordon et al., 2003, Mazzariol et al., 2011, Frantzis et al., 2014 & 2019) που καταδεικνύει ότι η εκμετάλλευση υδρογονανθράκων έχει καταστροφικές επιπτώσεις στα θαλάσσια θηλαστικά καθ' όλη τη διάρκεια του κύκλου ζωής τους. Η υποθαλάσσια ακουστική ρύπανση έχει αποφέρει τρομερά αρνητικές επιπτώσεις για είδη που έχουν ως κύριο ενδιαίτημα την Ελληνική τάφρο, όπως ο μεσογειακός πληθυσμός του φυσητήρα (*Physeter macrocephalus*) και του ζιφιού (*Ziphius cavirostris*) (Frantzis et al., 2014 & 2019). Αν και δεν έχουν υπάρξει συστηματικές μελέτες για τα ζωνοδέλφια, πιθανώς οι σεισμικές έρευνες να έχουν επίδραση και σε αυτό το είδος.

Τα περισσότερα είδη θαλάσσιων θηλαστικών θεωρούνται ότι κινδυνεύουν και από τις αλληλεπιδράσεις με την αλιεία. Ο Frantzis A. (2007) επισήμανε ότι, παρόλο που το ζωνοδέλφιο δεν αποτελεί ουσιαστικό πρόβλημα για την παράκτια αλιεία, δεν είναι σπάνιες οι περιπτώσεις που έχουν βρεθεί εκβρασμένα ζωνοδέλφια, είτε πυροβολημένα είτε πολλές φορές και ακρωτηριασμένα. Με την εξάντληση των αλιευτικών αποθεμάτων στις μέρες μας, η αλιευτική δραστηριότητα και οι μέθοδοι αναπτύσσονται όλο και περισσότερο με αρνητικές επιπτώσεις στη ζωή των ζωνοδελφίνων και άλλων ειδών, ιδιαίτερα όπως τα ρινοδέλφια (*Tursiops truncatus*). Η έντονη ανθρώπινη χρήση των παράκτιων και υπεράκτιων περιοχών υπογραμμίζει την επείγουσα ανάγκη συμμετοχής τοπικών, εθνικών και ευρωπαϊκών συστημάτων διαχείρισης στη χάραξη μιας συνολικής στρατηγικής που συνίσταται σε δυνητικά επιβλαβείς δραστηριότητες εντός αποδεκτών επιπέδων.

Ένας άλλος προφανής δείκτης για την περιγραφή της χαμηλής αφθονίας των ζωνοδελφίνων είναι η αλλαγή του κλίματος. Έχει χαρακτηριστεί ως μία από τις μεγαλύτερες απειλές για τους οργανισμούς και για τα δελφίνια στις περισσότερες περιοχές, ιδιαίτερα με τις μεταβολές της θερμοκρασίας, την οξίνιση και την αύξηση της αλατότητας στη θάλασσα. Τέτοιες αλλαγές ενδέχεται να επηρεάσουν τη κατανομή και την αφθονία των δελφινιών μέσω της απώλειας λείας, ενδεχομένως να οδηγήσουν σε περιορισμούς στην τροφή, κακή υγεία των δελφινιών και εξάπλωση ασθενειών που συνδέονται με θερμότερα νερά, όπως για παράδειγμα οι ιώσεις.

Απαιτείται περισσότερη έρευνα για την περαιτέρω κατανόηση των πιθανών απειλών για τα δελφίνια στην περιοχή, ειδικά σε μια εποχή αυξημένων επιπτώσεων από τον άνθρωπο και πιθανών επιπτώσεων της κλιματικής αλλαγής σε παράκτια και βαθύτερα ενδιαιτήματα. Πριν από αυτή τη μελέτη, υπήρχε ένα κενό στη γνώση σχετικά με την αφθονία, την πυκνότητα και την κατανομή των ζωνοδέλφινων στην Ελληνική Τάφρο, μια μεγάλη περιοχή στην οποία τα δελφίνια έχουν παρατηρηθεί τακτικά. Οι πληροφορίες αυτές είναι τώρα διαθέσιμες για να βοηθήσουν στην αξιολόγηση της συνολικής κατάστασης και διατήρησης των ζωνοδέλφινων στην περιοχή.

4.4 Μελλοντικές προοπτικές και διατήρηση του είδους

Στο πλαίσιο των διαφόρων απειλών για τα ζωνοδέλφινια στην περιοχή της Ελληνικής τάφρου και των αποτελεσμάτων της παρούσας μελέτης που φανερώνουν κατ' εκτίμηση μια μείωση του είδους, είναι σημαντικό να ληφθούν οι αναγκαίες πρωτοβουλίες για την προστασία του είδους και της περιοχής. Η περιβαλλοντική σημασία της Ελληνικής Τάφρου έχει αναγνωριστεί από διεθνείς συμφωνίες (ACCOBAMS) και η ευρύτερη περιοχή έχει προταθεί να ανακηρυχθεί Θαλάσσια Προστατευόμενη Περιοχή. Ωστόσο, μόνο ένα μικρό τμήμα της περιοχής αυτής, κυρίως παράκτιο, έχει συμπεριληφθεί εντός του δικτύου Natura 2000 έως σήμερα, όπου τα κητώδη όχι μόνο διαθέτουν περιορισμένη παρουσία, αλλά δεν είναι και επαρκώς προστατευμένα. Υπό το πρίσμα των βιολογικών πιέσεων πρέπει να ληφθούν δραστικά μέτρα για την Ελληνική τάφρο. Πολλές μελέτες στη Μεσόγειο (Aguilar 2000, Lauriano et al., 2009, Carlucci et al., 2017) έχουν τονίσει την ανάγκη για μέτρα διατήρησης για τα ζωνοδέλφινια, δεδομένου ότι πρόκειται για ένα είδος που έχει χαρακτηριστεί ως «Τρωτό». Ο καθορισμός του μεγέθους των πληθυσμών ζωνοδέλφινων βοηθάει τον κλάδο της διαχείρισης να εκτιμήσει την επιτυχία των μέτρων διατήρησης. Ως εκ τούτου, πρέπει να δοθεί προτεραιότητα: α) στις εκτιμήσεις αφθονίας του είδους, β) στη μείωση της εμπλοκής τους με την αλιευτική δραστηριότητα και γ) στην παρακολούθηση της υγείας τους και την διερεύνηση αιτιών θανάτου. Περισσότερες επιστημονικές μελέτες θα συνδράμουν στην αποσαφήνιση της πραγματικής έκτασης και του βαθμού απειλών των ζωνοδέλφινων και στην αξιολόγηση των αποθεμάτων τους.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Aguilar A., Borrell A., Reijnders P.J.H., (2002) Geographical and temporal variation in levels of organochlorine contaminants in marine mammals. *Marine Environmental Research* 59:391-404.
- Aguilar A., Gaspari, S., (2012) *Stenella coeruleoalba* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species e.T16674437A16674052.
- Aguilar, A., Raga, J.A., (1993) The striped dolphin epizootic in the Mediterranean Sea. *Ambio* 22 (8), 524–528.
- Aguilar, Alex. (1991) Calving and early mortality in the western Mediterranean striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*. *Canadian Journal of Zoology*. 69. 1408-1412. 10.1139/z91-199.
- Aguilar, Alex. (2000) Population biology, conservation threats and status of Mediterranean striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*). *Journal of Cetacean Research and Management*. 2. 17-26.
- Antoniou A., Frantzis A., Alexiadou P., Paschou N., Poulakakis N. (2018) Witnessing the rise or fall of a species: introgressive hybridization of *Stenella coeruleoalba* and *Delphinus delphis* in Greece. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 129: 325–337.
- Archambeau Cedric, Valle Maurizio, Assenza Anna, Verleysen Michel, (2006) Assessment of probability density estimation methods: Parzen window and finite Gaussian mixtures.
- Archer I. Frederick, Perrin F. William, (1999) *Stenella coeruleoalba*, *Mammalian Species*, 603: 1–9.
- Azzellino, A., Airoidi, S., Gaspari, S., & Nani, B. (2008). Habitat use of cetaceans along the continental slope and adjacent waters in the western Ligurian Sea. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 55, 296–323.
- Beare Douglas, Reid Dave, Petitgas, P. (2002) Spatio-temporal patterns in herring (*Clupea harengus* L.) school abundance and size in the northwest North Sea: modelling space-time dependencies to allow examination of the impact of local school abundance on school size. *ICES Journal of Marine Science*. 59. 469-479.
- Benoit-Bird, K. J., Au, W. L. (2009) Cooperative prey herding by the pelagic dolphin, *Stenella longirostris*. *Journal of the Acoustical Society of America*, 125, 125–137.
- Blanco, C., Aznar, J., Raga, J.A., (1995) Cephalopods in the diet of the striped dolphin *Stenella coeruleoalba* from the western Mediterranean during an epizootic in 1990. *Journal of Zoology, London* 237, 151–158.
- Borchers, D.L., Efford, M.G., (2008) Spatially explicit maximum likelihood methods for capture–recapture studies, *Biometrics* 64, 377–385.
- Bortolotto A., Casini L., Stanzani L.A. (1992) Dolphin mortality along the southern Italian coast (June – September 1991). *Aquatic mammals* 18(2):56-60
- Buckland, S.T. (2006) Point-transect surveys for songbirds: Robust methodologies. *Auk*, 123, 345-357.

-
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., D.L., B. & Thomas, L. (2001) Introduction to Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford.
- Calzada, N., Aguilar, A., Lockyer, C.H. and Grau, E. (1997) Pattern of growth and physical maturity in the western Mediterranean striped dolphin, *Stenella coeruleoalba* (Cetacea: Odontoceti). Canadian Journal of Zoology 75, 632–637.
- Cañadas A., Hammond P.S., (2006) Model-based abundance estimates for bottlenose dolphins off southern Spain: implications for conservation and management. J.Cetacean Res.Manag.8:13–27.
- Cañadas A., Hammond P.S., (2008) Abundance and habitat preferences of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the southwestern Mediterranean: implications for conservation. Endang.Spec.Res.4:309–331.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R., García-Tiscar, S. (2002) Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 49(11), 2053–2073.
- Cardellicchio N., Giandomenico S., Ragone P., Di Leo A. (2000) Tissue distribution of metals in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the Apulian coasts, Southern Italy Mar. Environ. Res., 49 (2000), pp. 55-66
- Carlucci, R, Ricci, P, Cipriano, G, Fanizza, C. (2017) Abundance, activity and critical habitat of the striped dolphin *Stenella coeruleoalba* in the Gulf of Taranto (northern Ionian Sea, central Mediterranean Sea). Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst. 28: 324– 336.
- Chelgren Nathan, Samora Barbara, Adams J. Michael, McCreary Brome, (2011) Using spatiotemporal models and distance sampling to map the space use and abundance of newly metamorphosed Western Toads (*Anaxyrus boreas*). Herpetological Conservation and Biology. 6. 175-190.
- Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Kaschner K, Ben Rais Lasram F, et al. (2010) The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. PLoS One 5:e11842.
- Costello MJ, Coll M, Danovaro R, Halpin P, Ojaveer H, et al. (2010) A census of marine biodiversity knowledge, resources, and future challenges. PLoS One 5: e12110
- De Segura AG, Hammond P.S., Cañadas Ana, Raga, Juan, (2007) Comparing cetacean abundance estimates derived from spatial modelling and line transect sampling. Marine Ecology-progress Series. 329: 289-299.
- Forcada, J., Aguilar, A., Hammond, P., Pastor, X. & Aguilar, R. (1994) Distribution and numbers of striped dolphins in the Western Mediterranean Sea after the 1990 epizootic outbreak. Mar. Mamm. Sci., 10: 137-150.
- Forcada, J., Hammond P., (1998) Geographic variation in abundance of striped and common dolphins in the western Mediterranean. Journal of Sea Research, 39:313-325.
- Forcada, J., Notarbartolo di Sciara, G., Fabri, F., (1995) Numbers of fin whales and striped dolphins summering in the Corso–Ligurian basin. Mammalia 59, 127–140.
- Fortuna, C., Canese, S., Giusti, M., Revelli, E., Consoli, P., Florio, G., Lauriano, G. (2007) An insight into the status of the striped dolphins, *Stenella coeruleoalba*, of the

-
- southern Tyrrhenian Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87(5), 1321-1326.
- Frantzis A. (2009) Cetaceans in Greece: Present status of knowledge. Initiative for the Conservation of Cetaceans in Greece, Athens, Greece, 94 pp.
- Frantzis A. and Herzing D., (2002) Mixed-species associations of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*), short beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) and Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the Gulf of Corinth (Greece, Mediterranean Sea). *Aquatic Mammals* 28(2): 188-197.
- Frantzis A., Alexiadou P., Gkikopoulou K. C. (2014) Sperm whale occurrence, site fidelity and population structure along the Hellenic Trench (Greece, Mediterranean Sea). *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 24(Suppl. 1): 83–102
- Frantzis, A., Alexiadou, P., Paximadis, G., Politi, E., Gannier, A. & Corsini-Foka, M. (2003) Current knowledge of the cetacean fauna of the Greek Seas. *J. Cetac. Res. Managt.*, 5: 219-232.
- Frederick I. Archer II, (1997) Striped Dolphin, *Encyclopedia of Marine Mammals* pp. 1201–1203.
- Gambaiani, D.D., Mayol, P., Isaac, S.J., Simmond, M.P., (2009) Potential impacts of climate change and greenhouse gas emissions on Mediterranean marine ecosystems and cetaceans. *J. Mar. Biol. Assoc U. K.* 89 (1), 179–201.
- Gannier, A. (1998) Une estimation de l'abondance estivale du dauphin bleu et blanc *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833) dans le futur Sanctuaire Marin International de Méditerranée nord-occidentale. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 53:255–272.
- Gannier, A. (2005) Summer distribution and relative abundance of delphinids in the Mediterranean Sea. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 60:223–238.
- Gannier, A. (2006) Le peuplement estival de cétacés dans le Sanctuaire Marin Pelagos (Méditerranée nord-occidentale): Distribution et abondance. *Mammalia* 70:17–27.
- Gannier, A., (1998a) Variation saisonniere de l'affinite bathymetrique des cetaces dans le bassin Liguro-Provençal (Méditerranée occidentale). *Vie Milieu* 48 (1):25–34.
- Garibaldi F., Mignone W., Caroggio P., Ballardini M., (2008) Serological evidence of morbillivirus infection in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) found stranded in the Ligurian Sea coast of Italy. Pp. 192-193 in: Pierce GJ, Philips E., Lick R (eds) *Proc 22nd ECS Conference*, Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2008. European Cetacean Society, Egmond aan Zee
- Gaspari, S., Azzellino, A., Airoidi, S., Hoelzel, A.R., (2007) Social kin associations and genetic structuring of striped dolphin populations (*Stenella coeruleoalba*) in the Mediterranean Sea. *Mol. Ecol.* 16, 2922–2933.
- Gkikopoulou C. Kalliopi (2012) Distribution and Abundance Estimation of Sperm whales (*Physeter macrocephalus*) along the Hellenic Trench in Eastern Mediterranean. M.Phil Thesis, School of Biology, University of St. Andrews.
- Gómez de Segura, A., Hammond, P. S., Raga, J. A. (2008) Influence of environmental factors on small cetacean distribution in the Spanish Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88(06).

-
- Gordon J., Gillespie D., Potter J., Frantzis A., Simmonds M., Swift R., Thompson D. (2003) A Review of The Effects of Seismic Surveys on Marine Mammals. *Marine Technology Society Journal*. 37:16-34.
- Guisan A., Thuiller T., (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models *Ecol. Lett.*, 8: 993-1009
- Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA, Kappel CV, Micheli F, et al. (2008) A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319:948-952.
- Hamazaki T.(2002) Spatiotemporal prediction models of cetaceans habitats in the mid-western North Atlantic Ocean (from Cape Hatteras, North Carolina U.S.A. to Nova Scotia, Canada). *Marine Mammal Science* 18, 920–939.
- Hammond PS, Berggren P, Benke H, Borchers DL and 6 others, (2002) Abundance of harbour porpoises and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *J Appl Ecol* 39:361–376.
- Harvey J.T., (2008) Abundance, *Encyclopedia of Ecology*, 3: 208-214
- Hedley S.L., Buckland S.T. (2004) Spatial models for line transect sampling, *J. Agric. Biol. Environ. Stat.*, 9:181-199
- Hedley S.L., Buckland S.T., Borchers D.L., (1999) Spatial modelling from line transect data, *J. Cetacean Res. Manag.*, pp. 255-264
- Henrys, Peter, (2005) Spatial Distance Sampling Modeling of Cetaceans Observed from Platforms of Opportunity.
- Hooker S.K., Whitehead H. and Gowans S.(1999) Marine protected areas design and the spatial and temporal distribution of cetaceans in a sub-marine canyon. *Conservation Biology* 13, 592–602
- Hoyt, E., (2005) Marine protected areas for whales, dolphins and porpoises: A world handbook for cetacean habitat conservation. Earthscan, London, U.K.
- Jones Kelvyn, Wrigley Neil., (1995) Generalized Additive Models, Graphical Diagnostics, and Logistic Regression. *Geographical Analysis*. 27:1-21.
- Kasuya T., (1985) Effect of exploitation on reproductive parameters of the spotted and striped dolphins off the Pacific coast of Japan. *Scientific Reports of the Whales Research Institute*, 36:107-138.
- Katsanevakis S, Zenetos A, Belchior C, Cardoso AC (2013) Invading European Seas: assessing pathways of introduction of marine aliens. *Ocean Coast Manag* 76: 64-74.
- Laran, S., & Drouot-Dulau, V. (2007). Seasonal variation of striped dolphins, fin- and sperm whales' abundance in the Ligurian Sea (Mediterranean Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87(1), 345-352.
- Laran, S., Drouot-Dulau, V., (2007) Seasonal variation of striped dolphins, fin and sperm whales' abundance in the Ligurian Sea (Mediterranean Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87(1), 345-352.
- Lauriano Giancarlo, Panigada Simone, Canneri Roberta, Zeichen, Manca Marta, (2009) Abundance estimate of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) in the Pelagos Sanctuary (NW Mediterranean) by means of line transect surveys. *Journal of Cetacean Research and Management*. 11.

-
- Le Vourch, J., Millot, C., Castagne, N., Le Borgne, P., Orly, J.P., (1992) Atlas of thermal fronts of the Mediterranean Sea derived from satellite imagery. Mem. Inst. Oceanogr. Monaco, 16:1–146.
- Lejeune C, Chevaldonné P, Pergent-Martini C, Boudouresque CF, Pérez T (2010) Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends Ecol Evol* 25: 250-260.
- Lenoir J, Gegout JC, Marquet PA, de Ruffray P, Brisse H., (2008) A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*. 320:1768–1771.
- Liquete C, Piroddi C, Drakou EG, Gurney L, Katsanevakis S, et al. (2013) Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: a systematic review. *PLoS One* 8: e67737.
- Marsili, L., Focardi, S., (1997) Chlorinated hydrocarbon (HCB: DDTs and PCBs) levels in cetaceans stranded along the Italian coasts: an overview. *Environ. Monit. Assess.* 45, 129–180.
- Micheli F, Halpern BS, Walbridge S, Ciriaco S, Ferretti F, et al. (2013) Cumulative human impacts on Mediterranean and Black Sea marine ecosystems: assessing current pressures and opportunities. *PLoS One* 8:e79889.
- Miller, DL, Burt, ML, Rexstad, E., Thomas, L (2013) Spatial models for distance sampling data: recent developments and future directions' *Methods in Ecology and Evolution*,. 4,11: 1001-1010.
- Mizel JD, Schmidt JH, Lindberg MS, (2018) Accommodating temporary emigration in spatial distance sampling models. *J Appl Ecol.* 2018;55:1456–1464.
- Moritz C, Patton JL, Conroy CJ, Parra JL, White GC, Beissinger SR., (2008) Impact of a century of climate change on small-mammal communities in Yosemite National Park, USA. *Science*. 322:261–264.
- Mouillot D, Albouy C, Guilhaumon F, Ben Rais Lasram F, Coll M, et al. (2011) Protected and threatened components of fish biodiversity in the Mediterranean Sea. *Curr Biol* 21: 1044-1050.
- Mullin KD, Fulling GL., (2003) Abundance of cetaceans in the southern U.S. North Atlantic Ocean during summer 1998. *Fish Bull* 101:603–613.
- Newson SE, Evans KL, Noble DG, Greenwood JJD, Gaston KJ (2008) Use of distance sampling to improve estimates of national population sizes for common and widespread breeding birds in the UK. *J Appl Ecol* 45:1330–1338.
- Notarbartolo di Sciara G., (2016) Chapter One - Marine Mammals in the Mediterranean Sea: An Overview, *Advances in Marine Biology*, 75:1-36.
- Notarbartolo di Sciara, G., (1990) A note on the cetaceans incidental catch in the Italian driftnet swordfish fishery, 1986–1988: Reports of the International Whaling Commission. 40, pp, 459–460.
- Notarbartolo Di Sciara, G., Birkum A. (2010) M.C., Conserving whales, dolphins and porpoises in the Mediterranean and Black Seas: an ACCOBAMS status report, 2010. ACCOBAMS, Monaco. 212 p.

-
- Notarbartolo Di Sciara, G., Venturino, M.C., Zanardelli, M., Bearzi, G., Borsani, F. & Cavalloni, B., (1993) Cetaceans in the central Mediterranean Sea: distribution and sighting frequencies. *Boll. Zool.*, 60:131-138.
- Pace DS, Tizzi R., Mussi B., (2015) Cetaceans Value and Conservation in the Mediterranean Sea *J Biodivers Endanger Species*, S1:004.
- Parmesan C, Ryrholm N, Stefanescu C, Hill JK, Thomas CD, Descimon H, et al. (1999) Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*. 399:579–583.
- Perrin, W.F., Wilson, C.E., Archer, F.I., (1994) Striped dolphin *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833). pp 129–159. In: Ridgway, S.H., Harrison, R.J. (Eds.), *Handbook of Marine Mammals: Dolphins*. Academic Press, p. 416
- Reeves RR, Smith B, Crespo EA, Notarbartolo di Sciara G., (2003) Dolphins, whales and porpoises: 2002–2010. Conservation action plans for the world’s cetaceans. IUCN/SSC Cetacean Specialist Group, IUCN, Gland.
- Roberto Carlucci, Carmelo Fanizza, Giulia Cipriano, Chiara Paoli, Tommaso Russo, Paolo Vassallo (2016) Modeling the spatial distribution of the striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) and common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Gulf of Taranto (Northern Ionian Sea, Central-eastern Mediterranean Sea), *Ecological Indicators*, 69: 707-721.
- Robinson, A.R., Golnaraghi, M., Leslie, W.G., Artegiani, A., Hecht, A., Lazzoni, E., Michelato, A., Sansone, E., Theocharis, A. & Unluata, U. (1991), *The Eastern Mediterranean General-Circulation - Features, Structure and Variability. Dynamics of Atmospheres and Oceans*, 15, 215-240.
- Rubio Guerri C., Melero M., Esperón F., Bellière E., Arbelo Ma., Crespo Picazo J L., Sierra E., Garcia Parraga D., Sánchez-Vizcaíno J. (2013) Unusual striped dolphin mass mortality episode related to cetacean morbillivirus in the Spanish Mediterranean Sea. *BMC veterinary research* 9:106.
- Silverman B, (1986) Density estimation for statistics and data analysis. *Mono-graphs on Statistics and Applied Probability*. Chapman and Hall, New York.
- Slouten E, Dawson SM, Rayment WJ (2004) Aerial surveys for coastal dolphins: abundance of Hector’s dolphins off the South Island West Coast, New Zealand. *Mar Mamm Sci* 20:477–490.
- Stockin, K. A., Binedell, V., Wiseman, N., Brunton, D. H., Orams, M. B. (2009) Behavior of free-ranging common dolphins (*Delphinus* sp.) in the Hauraki Gulf, New Zealand. *Marine Mammal Science*, 25, 283–301.
- Thomas L, Laake JL, Strindberg S, Marques FFC, Buckland ST, Borchers DL, Anderson DR, Burnham KP, Hedley SL, Pollard JH, Bishop JRB, Marques TA (2006) *Distance 5.0. Release 2 Research Unit for Wildlife Population Assessment*, University of St. Andrews, UK.
- Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., Bishop, J. R., Marques, T. A., ... Burnham, K. P. (2010). Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *The Journal of applied ecology*, 47(1), 5-14.

-
- 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. *Gen. Fish. Coun. Mediterr. Stud. Rev.* 74, 1–44.
- Tyne, J. A., Johnston, D. W., Rankin, R., Loneragan, N. R., Bejder, L. (2015) The importance of spinner dolphin (*Stenella longirostris*) resting habitat: Implications for management. *Journal of Applied Ecology*, 52, 621–630.
- Udevitz S., Mark, R. Gould, William, (2013) Abundance: Population Size and Density Estimation Based in part on the article “Abundance: Population size and density estimation” by Mark S. Udevitz, which appeared in the *Encyclopedia of Environmetrics* .vaa002.pub2.
- UNEP-MAP RAC/SPA (2010) The Mediterranean Sea Biodiversity: State of the ecosystems, pressures, impacts and future priorities.
- Wade PR, Gerrodette T., (1993) Estimates of cetacean abundance and distribution in the eastern tropical Pacific. *Rep Int Whal Comm* 43:477–494
- Wurtz M. and Marralle D. (1993) Food of Striped Dolphin, *Stenella coeruleoalba*, in the Ligurian Sea. *Journal of the Marine Biological Association of UK*, 73:571-578.
- Zenetos A., Gofas S, Morri C, Rosso A, Violanti D, et al. (2012) Alien species in the Mediterranean Sea by 2012. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. *Mediterr Mar Sci* 13: 328-352.