ΕΘΝΙΚΟ ΚΑΙ ΚΑΠΟΔΙΣΤΡΙΑΚΟ ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ

ΑΘΗΝΩΝ

Διατμηματικό Μεταπτυχιακό «Ωκεανογραφία και Διαχείριση Θαλάσσιου Περιβάλλοντος»

Διπλωματική εργασία του φοιτητή Θεοδώρου Ιάσονα

«Το μεσοζωοπλαγκτόν ως πιθανός δείκτης ποιότητας θαλάσσιων υδάτων»



Τριμελής επιτροπή:

Δρ. Τσιρτσής Γεώργιος, Καθηγητής Πανεπιστημίου Αιγαίου, επιβλέπων

Δρ. Ζερβουδάκη Σουλτάνα, Ερευνήτρια Β', Ελληνικό Κέντρο Θαλάσσιων Ερευνών

Δρ. Βερροιόπουλος Γεώργιος, Καθηγητής ΕΚΠΑ

Περιεχόμενα

1. Abstract **σελ. 3**

2. Εισαγωγή **σελ. 4**

3. Σκοπός της διπλωματικής εργασίας **σελ. 9**

4. Υλικά και Μέθοδοι **σελ. 11**

4.1) Περιοχή μελέτης και δειγματοληψίες ζωοπλαγκτού σελ. 11

4.2) Στοιχεία εκθέσεων του ΕΛΚΕΘΕ για τους κόλπους Ελευσίνας και Εσωτερικού Σαρωνικού, των ετών 1998-2010- Καθορισμός δειγμάτων «μαρτύρων» καλής (GES) και κακής περιβαλλοντικής κατάστασης (Sub-GES) σελ. 13

4.3) Χρήση της R σελ. 15

4.4) Υπολογισμός δεικτών ποικιλότητας σελ. 16

4.5) Στατιστική επεξεργασία σελ. 19

4.6) Καμπύλες Abundance-Species Rank/ μοντέλα συναρτήσεων που τις προσεγγίζουν σελ. 22

5. Αποτελέσματα **σελ. 24**

5.1) Διαφοροποίηση μεταξύ των δύο δειγμάτων «μαρτύρων» σελ. 24

5.2) Α)Διαφοροποίηση μεταξύ των διαφόρων σταθμών για δεδομένες χρονικές περιόδους / Β)Χρονική διαφοροποίηση για κάθε σταθμό σελ. 34

5.3) Αναζήτηση αξιόπιστης μεθοδολογίας, που θα επιτρέπει την αξιολόγηση και τον χαρακτηρισμό νεών δειγμάτων από την ίδια περιοχή σελ. 50

5.4) Σύνοψη αποτελεσμάτων σελ. 61

6. Συζήτηση **σελ. 64**

7. Συμπεράσματα - Επίλογος **σελ. 67**

8. Με το βλέμμα στο μέλλον **σελ. 69**

9. Βιβλιογραφία **σελ. 70**

1. Abstract

Introduction/Aim: The MSFD aims to achieve good environmental status (GES-MSFD) in marine waters by 2020. To help achieve GES-MSFD, eleven descriptors of the state of the environment have been defined. Zooplankton can be used as an Indicator of water quality assessment in Descriptors 1 and 4. Zooplankton is considered to have great potential as an "observer" of "environmental changes and pressures" (Beaugrand et al., 2010). In spite of the several published works of Mediterranean zooplankton time series, only one of them attempts to develop a zooplankton based indicator, until now (Serranito et al. 2016). This is were this particular study comes in. The main target of this work was to examine whether the changes in the composition of the mesozooplankton biological communities can be an indicator of environmental quality in coastal waters of the Aegean. Several side goals were set in this direction concerning the ability of spotting the difference between two well studied "control" samples of bad and good environmental status, the time differentiation for each station, the spatial differentiation for each time period, as well as the production of a method capable of evaluating the state of new samplings of the study area.
Methods: The study concerns stations S2 (24 samplings) of Elefsina gulf, S7 (31 samplings) and S11 (84 samplings) of Saronikos gulf, at years 1987-2010. Each sampling corresponds to a vertical trapping of a zooplankton with a "mesh" aperture of 200 μm. A total of 139 mesozooplankton samplings, where 104 taxa (copepods and cladocera) have already been identified in previous studies. The study was conducted per station for the whole year and also for the hot (May-September) and the cold season (October-April) separately, for all three different periods (F0: 1987-1994, F1: 1995-2004, F2_3: 2004-2010), related to the different phases of Psyttalia's Biological Cleaning Unit development. As a "control" sample of bad and good quality, F1 period (1998-2004) of S2 station and F2_3 period (2005-2009) of S11 station were chosen respectively. Biodiversity indexes (17 diversity, 7 species evenness and 2 dominance) (Karydis and Tsirtsis, 1996, Washington, 1984), the statistical processing (Shapiro's test, Bartlett's test, Anova, Kruskal Wallis, PCAs, LDAs) and the graphs were obtained using the "R" language. Initially, the existence of statistically significant differentiation was examined using Anova or Kruskal Wallis (differentiation between good-bad quality "control" samples, time differentiation analysis for each station and spatial differentiation for each period). Greater importance was given to the results of ANOVA concerning the whole year. Based on the above, PCAs were produced to show how the various indexes selected were grouped together. Finally, LDAs were developed to distinguish between groups of different quality and evaluate new samplings.
Results: From the biodiversity indexes -whose variation were in cases statistically significant- 20 "positive" indicators of diversity and species evenness (Margalef, Gleason, Menhinic, Shannon, HillN0, HillN1, HillN2, Chao2, Odum, Pie, M, Tu, Brillouin, Camargo Diversion , Camargo Evenness, Fisher's α, E1, E2, E3, E5) always increased in the direction of the good "control". On the contrary, the 5 "negative" indexes of diversity evenness of species, as well as the dominance ones (Simpson, Kothe, Redundancy, Berger Parker, McNaughton) always showed elevated values in the direction of the bad "control". An LDA was produced with 100% correct repositioning of the control samples in the two discrete groups, based on diversity indices showing statistical differentiation between the two "control" through Anova for the whole year. It was used to evaluate the remaining 111 samplings. Of these, 7 were placed in the "bad quality" group and 93 in the "good" one with posterior probabilities greater of 95%. Looking at spatial variation, a deviation of the S2 station is detected by the other two. Concerning the temporal differentiation of S7 (closest to Psittalia), Odum only shows a statistically acceptable result. The evenness indexes E1, Redundancy (all year) and E2, E3 (summer) are also marginally acceptable. They detect, to some extent, a gradual improvement from 1998 to 2009.
Main Conclusions: Mesozooplankton reflects the difference between two well-known samples with different water quality, through a range of biodiversity indexes at a statistically significant level (> 95%), and can therefore be used as a marker of marine water quality. Good environmental status (GES) is characterized by higher numbers of species with high level of evenness, high diversity and low dominance. The LDA that has been produced can be used for future water quality assessments of this area, based on the biodiversity of copepods and cladocera. This study aims to get one step further the effort of developing zooplankton indicators for monitoring and assessing marine waters' quality, within the framework of the MSFD.

2. Εισαγωγή:

Πέντε μεγάλα γεγονότα εξαφανίσεων ειδών έχουν σημειωθεί στη Γη. Το μεγαλύτερο από αυτά συνέβη κατά τη διάρκεια της μαζικής εξαφάνισης της περιόδου του Περμίου. Επί του παρόντος, καταγράφεται μια απώλεια βιοποικιλότητας στη Γη, η οποία συχνά αναφέρεται ως η έκτη μεγάλη εξαφάνιση και θεωρείται ότι οφείλεται αποκλειστικά σε ανθρωπογενή αίτια, όπως η καταστροφή των οικοτόπων, το κυνήγι και η αλλαγή του κλίματος (Barnosky et al., 2011). Οι ωκεανοί ανά τον κόσμο αντιμετωπίζουν, στις μέρες μας, πρωτοφανείς προκλήσεις που οδηγούν σε υψηλό κίνδυνο βιολογικών εξαφανίσεων και απώλειας ζωτικών ενδιαιτημάτων. Στην περίπτωση των θαλάσσιων οικοσυστημάτων, οι οφειλόμενες-στον-άνθρωπο υποβαθμίσεις περιλαμβάνουν τη ρύπανση (Beman et al., 2005), τον κατακερματισμό ή την καταστροφή ενδιαιτημάτων (Airoldi and Beck, 2007), την εισαγωγή χωροκατακτητικών ειδών (Bax et al., 2003), την υπερεκμετάλλευση θαλάσσιων πόρων (Greene and Pershing, 2007), και την οξίνιση (Orr et al., 2005). Είναι σαφές ότι οι άνθρωποι μπορούν να προκαλέσουν βαριές επιπτώσεις στα θαλάσσια οικοσυστήματα και πολλές από αυτές μπορούν να δράσουν σωρευτικά (Dube, 2003) και συνεργατικά (Kirby και Beaugrand, 2009). Δεδομένης της μεγάλης ποικιλίας απειλών που αντιμετωπίζουν τα θαλάσσια οικοσυστήματα, οι απλές διαχειριστικές μέθοδοι κρίνονται πιθανόν ως ακατάλληλες (Villanueva et al., 2008). Φαίνεται ότι η ανθεκτικότητα των θαλάσσιων ειδών και των οικοσυστημάτων στις ανθρωπογενείς πιέσεις είναι ασθενέστερη από ότι μέχρι πρότινος θεωρούνταν (Hughes et al., 2005, Malakoff, 1997). Παρότι τα ποσοστά εξαφάνισης στους ωκεανούς δεν είναι τόσο εμφανή όσο αυτά της ξηράς, θαλάσσιες εξαφανίσεις όντως παρατηρούνται και μπορεί να έχουν απλώς παραβλεφθεί λόγω της δυσκολίας διερεύνησης του θαλάσσιου περιβάλλοντος (Malakoff, 1997). Οι πιθανές συνέπειες, των ανθρωπογενών αυτών πιέσεων, στα οικοσυστήματα και τις «υπηρεσίες» που παρέχουν μας οδηγούν στην ανάγκη επίβλεψης και προστασίας της ποικιλότητας των συστημάτων.

Η σημασία της ποικιλότητας για τα οικοσυστήματα

Η σημασία της «ποικιλότητας» τονίζεται από το ρόλο της στη στήριξη της ικανότητας του οικοσυστήματος να προσαρμόζεται στις μεταβαλλόμενες συνθήκες. Από την άποψη αυτή, ορισμένα στοιχεία της βιοποικιλότητας που είναι ιδιαίτερα σημαντικά υπό το πρίσμα της διατήρησης της ακεραιότητας του οικοσυστήματος απαιτούν ιδιαίτερη προσοχή και, ενδεχομένως, και ειδικές δράσεις διαχείρισης.

Ο όρος βιοποικιλότητα είναι απλώς μια σύντομη εκδοχή των δύο λέξεων «βιολογική ποικιλομορφία», που επεξεργάστηκε ο Edward O. Wilson στη δεκαετία του '80. Η έννοια αυτή περιλαμβάνει όχι μόνο την ποικιλία των ζώντων οργανισμών, αλλά και τη γενετική ποικιλομορφία ενός είδους, καθώς και την ποικιλία των ενδιαιτημάτων και των τοπίων. Πρέπει να σημειωθεί ότι ο όρος βιοποικιλότητα μπορεί να χρησιμοποιηθεί σε πολύ διαφορετικά πλαίσια και με διαφορετικές έννοιες. Στόχος είναι να απεικονιστεί η έννοια με πιο συγκεκριμένους όρους χρησιμοποιώντας συγκεκριμένες χρονολογικές σειρές ή δείκτες. Σε αυτό το πλαίσιο, επιχειρείται να περιγραφούν επίσης οι δεσμοί μεταξύ των δεικτών της κατάστασης της βιοποικιλότητας και των ανθρωπίνων πιέσεων ή δραστηριοτήτων που υποδεικνύουν τις ανθρωπογενείς δραστηριότητες των οποίων η ρύθμιση είναι το κλειδί για τη διατήρηση της βιοποικιλότητας.

Ανεξάρτητα πάντως από το επίπεδο στο οποίο προσεγγίζεται η έννοιά της, είναι σαφές από πληθώρα σχετικών επιστημονικών δημοσιεύσεων πως αυξημένη ποικιλότητα σηματοδοτεί ένα πιο «υγιές» σύστημα, ικανότερο να ανταποκριθεί σε προκλήσεις διατηρώντας την «ισορροπία» του (HELCOM, 2009) Έτσι προκύπτει πως τα ποικίλα οικοσυστήματα είναι πιο ανθεκτικά, διατηρώντας -παρά τις διαταραχές- τη δομή και τη λειτουργία τους (Holling, 1973, Walker et al., 2004), η ποικιλομορφία του τοπίου παρέχει τη βάση για την ποικιλομορφία των οικοτόπων (HELCOM, 2009), η λειτουργική ποικιλότητα «διασφαλίζει» τη συνέχιση των οικοσυστημικών λειτουργιών ακόμα και μετά από την εξαφάνιση μεμονωμένων ειδών (Walker 1995, Nyström, 2006), η τροφική ποικιλότητα διασφαλίζει τη δομή του οικοσυστήματος (Pace et al., 1999, Frank et al., 2005) και η γενετική ποικιλότητα αυξάνει την ικανότητα των οικοσυστημάτων να

ανακάμπτουν μετά από διαταραχές (Naeem & Li 1997, Worm et al., 2006). Οι αλλαγές στο περιβάλλον που έχουν ως αποτέλεσμα τη μείωση της βιοποικιλότητας θεωρούνται επομένως ότι καθιστούν τα συστήματα λιγότερο ανθεκτικά και πιο επιρρεπή σε μεταβολές του καθεστώτος.
Αυτό κατά συνέπεια ισχύει και για την περίπτωση του πελαγικού οικοσυστήματος, με τμήμα του οποίου ασχολείται η παρούσα εργασία.

Το πελαγικό οικοσύστημα

Το πελαγικό οικοσύστημα περιλαμβάνει τη στήλη του νερού και τους οργανισμούς και τις κοινότητες του πλαγκτού και του νηκτού. Παρουσιάζει έντονη εποχιακή δυναμική που σχετίζεται με τη διαθεσιμότητα των θρεπτικών και του φωτός και την καθοριστική επίδραση της θερμοκρασιακής στρωμάτωσης. Στο οικοσύστημα αυτό είναι εξαιρετικά έντονη η σχέση των οργανισμών με την μεταβλητότητα των φυσικών χαρακτηριστικών. Η θερμοκρασιακή στρωμάτωση, ο ρυθμός ανανέωσης του νερού, ο τύπος της θαλάσσιας κυκλοφορίας, οι διαφορές στην πυκνότητα του νερού, η παρουσία μετώπων, η διείσδυση του φωτός στη στήλη του νερού καθώς και χημικές μεταβλητές όπως η είσοδος θρεπτικών συνεπιδρούν σε διάφορους συνδυασμούς επιφέροντας σημαντικές αλλαγές στην αφθονία, βιομάζα και παραγωγικότητα των θαλάσσιων κοινοτήτων. Οι λειτουργικές ομάδες περιλαμβάνουν τα μικρόβια και εν γένει το μικροβιακό τροφικό πλέγμα που περιλαμβάνει αυτότροφους, ετερότροφους και μικτότροφους οργανισμούς, τους αυτότροφους πλαγκτονικούς οργανισμούς και ένα ευρύ επίσης φάσμα ζωοπλαγκτονικών οργανισμών, που περιλαμβάνει επίσης και προνυμφικά στάδια βενθικών ομάδων αλλά και οργανισμών του νηκτού. Τέλος στα ανώτερα τροφικά επίπεδα υπάρχει η ιχθυοπανίδα των μικρών και μεγάλων πελαγικών ψαριών που αντιστοιχούν σε διαφορετικά τροφικά επίπεδα θηρευτών.

Ο ρόλος του μεσοζωοπλαγκτού στο πελαγικό οικοσύστημα

Το ζωοπλαγκτόν αποτελείται από ζώα που ζουν στη στήλη του νερού και παρασύρονται με τις μάζες του νερού ή κολυμπούν αργά. Ορισμένα ζώα είναι πλανκτικά καθ 'όλη τη διάρκεια της ζωής τους, ενώ άλλα έχουν πλακτικές φάσεις, με τα τελευταία να ονομάζονται μεροπλαγκτόν. Το ζωοπλαγκτόν χωρίζεται συχνά στις ακόλουθες ομάδες ανάλογα με το μέγεθος των ζώων:

- νανοζωοπλαγκτόν 2-20 μm (δινομαστιγωτά)
- μικροζωοπλαγκτόν 20-200 μm (βλεφαριδοφόρα -ciliates, μικρά τροχόζωα- small rotifers)
- μεσοζωοπλαγκτον 0.2-2 mm (μεγάλα τροχόζωα, κλαδοκεραιωτά, κωπήποδα, μεροπλαγκτικοί οργανισμοί)
- μακροζωοπλαγκτόν >2 mm (μυσιδώδη, νεαρά ψάρια)
- μέγαζωοπλαγκτόν max. 0.2-2 m (μέδουσες)

Η έρευνα του ζωοπλαγκτού παραδοσιακά επικεντρώνεται στο μεσοζωοπλαγκτόν, λόγω του οικοσυστημικού του ρόλου και ειδικότερα του ρόλου που επιτελεί στη βιολογική αντλία (Steinberg D.K., and Landry M. R., 2017). Κατά κανόνα οι κυρίαρχες ομάδες μεσοζωπλαγκτού είναι τα κωπήποδα και τα κλαδοκεραιωτά.
Οι ζωοπλαγκτικοί οργανισμοί είναι επιλεκτικοί ως προς τον τρόπο διατροφής τους. Κάποια είδη είναι αποκλειστικά φυτοφάγα ή σαρκοφάγα, ενώ ορισμένα άλλα είναι παμφάγα, αξιοποιώντας τόσο το φυτοπλακγτόν όσο και ζωοπλαγκτικά είδη ως λεία. Το μέγεθος τους καθορίζει σε σημαντικό βαθμό την επιλογή της λείας τους. Έτσι η σύνθεση των ειδών σε μια ζωοπλαγκτική κοινότητα επηρεάζει άμεσα τόσο το φύτο- όσο και το ζώοπλαγκτον σε επίπεδο σύνθεσης ειδών μέσω της εξαρτώμενης-από-το-μέγεθος διατροφής, παρέχοντας τη δυνατότητα να επηρεάσει ακόμα και τη βιοποικιλότητα σε αυτές τις κοινότητες.
Το ζωοπλαγκτόν τρέφεται με βακτηριοπλαγκτόν, φυτοπλαγκτόν, οργανικό υλικό σε τρίμματα και άλλο ζωοπλαγκτόν. Το μικροφάγο ζωοπλαγκτόν είναι αυτό που είναι ικανό να καταπιεί μικροσκοπικά σωματίδια (Le Fèvre et al., 1998). Τα τροχοφόρα, ορισμένα κλαδοκεραιωτά, καθώς και οι προνυμφικές μορφές των

κωπηπόδων χαρακτηρίζονται ως μικροφάγα, ενώ τα ώριμα κωπήποδα και τα θηρευτικά κλαδοκεραιωτά μπορούν επίσης να τρέφονται με μικρότερους ζωοπλαγκτικούς οργανισμούς.
Το ζωοπλαγκτόν με τη σειρά του, αποτελεί σημαντική πηγή τροφής τόσο και τις προνύμφες των ψαριών, όσο και για πολλά είδη πλακτονοφάγων ψαριών. Από τα παραπάνω καθίσταται σαφές πως τα διάφορα taxa ζωοπλαγκτού συχνά έχουν διαφορετικές «προτιμήσεις» τροφικού επιπέδου, ανά περίπτωση. Κάτι που οδηγεί στο να έχουν διαφορετική αξία ως θηράματα για τα πλαγκτονοφάγα λόγω των ,σχετικών με τα taxa, διαφοροποιήσεων σε μέγεθος, ικανότητα διαφυγής και βιοχημικής σύνθεσης.
Έτσι, το ζωοπλαγκτόν διαδραματίζει καθοριστικό ρόλο στη δυναμική του πελαγικού τροφικού πλέγματος: μεταφέρει ενέργεια από τους πρωτογενείς παραγωγούς σε μορφή που μπορεί να χρησιμοποιηθεί από τα ψάρια. Το ζωοπλαγκτόν επηρεάζεται από τις μεταβολές της πρωτογενούς παραγωγής -ενδεικτικές του ευτροφισμού- και από τις αλλαγές στη δομή και την αφθονία της κοινότητας των ψαριών -ενδεικτικές της υπεραλίευσης (π.χ., Adrian et al., 1999, Yan et al., 2008). Επομένως, το ζωοπλαγκτόν βρίσκεται μεταξύ της δυναμικών διαδικασιών «ελέγχου» από την κορυφή προς τη βάση (top-down) και από τη βάση προς τα πάνω(bottom-up) και μπορεί να παράσχει πολλές πληροφορίες σχετικά με την κατάσταση και τη δυναμική του οικοσυστήματος (Jeppesen et al., 2011). Με τη θέση που έχει το ζωοπλαγκτόν στο τροφικό πλέγμα, τα δεδομένα και η κατανόηση του, αποτελούν προϋπόθεση για μια οικοσυστημική προσέγγιση της διαχείρισης.

<u>Διεθνές και ευρωπαϊκό θεσμικό πλαίσιο, σχετικό με την επίτευξη καλής ποιότητας υδάτων.</u>
Αν και οι ανθρωπογενείς επιδράσεις στα θαλάσσια συστήματα είναι πλέον ευρέως αναγνωρισμένες, είναι συχνά δύσκολο να ποσοτικοποιηθούν (Vitousek et al., 1997). Σε συνδυασμό με τα πολύπλοκα και απρόβλεπτα χαρακτηριστικά αυτών των συστημάτων, μια ακριβής εκτίμηση της κατάστασης ενός οικοσυστήματος μπορεί να είναι ένα χρήσιμο εργαλείο λήψης αποφάσεων για τη διαχείριση και τη διατήρηση (Jørgensen et al., 2010, Rice and Rochet, 2005). Η προστασία της βιοποικιλότητας αποτελεί αναπόσπαστο μέρος της οικοσυστημικής προσέγγισης για τη διαχείριση των ανθρώπινων δραστηριοτήτων. Η σύμβαση των Ηνωμένων Εθνών του 1992 για τη βιολογική ποικιλότητα παρείχε τη βάση και τις έννοιες για μεγάλο μέρος των εργασιών για την προστασία της βιοποικιλότητας. Κατά την Παγκόσμια Διάσκεψη των Ηνωμένων Εθνών για την Αειφόρο Ανάπτυξη το 2002, οι κυβερνήσεις δεσμεύθηκαν να μειώσουν σημαντικά το ποσοστό απώλειας βιοποικιλότητας έως το 2010.
Ειδικότερα για την περίπτωση των υδάτων και του θαλάσσιου περιβάλλοντος έρχονται να προστεθούν δύο ακόμα οδηγίες και οι αντίστοιχοι εθνικοί νόμοι που προσαρμόζουν τη νομοθεσία κάθε χώρας σε αυτές. Η οδηγία-πλαίσιο της ΕΕ για τα ύδατα (WFD) επικεντρώνεται στα εσωτερικά, μεταβατικά και παράκτια ύδατα και περιλαμβάνει τον στόχο της επίτευξης καλής οικολογικής κατάστασης (GES) έως τα τέλη του 2015 στα ύδατα των κρατών μελών της ΕΕ. Προκειμένου να προστατευθεί το θαλάσσιο περιβάλλον στην Ευρώπη, η ΕΕ ενέκρινε το 2008 την οδηγία πλαίσιο για τη θαλάσσια στρατηγική (MSFD, 2008/56 / EC). Η οδηγία αυτή αποσκοπεί στην επίτευξη της καλής περιβαλλοντικής κατάστασης (GES) του ευρωπαϊκού θαλάσσιου περιβάλλοντος έως το 2020.

Η οδηγία-πλαίσιο για τη θαλάσσια στρατηγική της ΕΕ (MSFD: 2008/56 / EC) είναι η πρώτη περιβαλλοντική οδηγία που εξετάζει το θαλάσσιο σύστημα βάσει μιας οικοσυστημικής προσέγγισης, αποσκοπώντας στη σύνδεση των διαφόρων θαλάσσιων «συστατικών» (βιολογία, φυσική, χημεία κ.λπ.), ώστε να διατηρηθεί η Καλή Περιβαλλοντική Κατάσταση (GES) των θαλάσσιων υδάτων της ΕΕ (Borja et al., 2010). Η GES υποδηλώνει ότι οι θαλάσσιοι πόροι χρησιμοποιούνται σε βιώσιμο επίπεδο, εξασφαλίζοντας τη συνέχεια τους για τις μελλοντικές γενιές. Στο πλαίσιο των διαδικασιών της οδηγίας, ο καθορισμός και ο έλεγχος των πιθανών σχετικών εργαλείων για την παρακολούθηση της καλής περιβαλλοντικής κατάστασης αποτελεί ακρογωνιαίο λίθο. Η έννοια του "δείκτη" (indicator) ήταν αυτή που προσδιορίστηκε στο πλαίσιο του MSFD (Rombouts et al., 2013). Ένας δείκτης ορίζεται ως εργαλείο αξιολόγησης και λήψης αποφάσεων που επιτρέπει να μετρηθεί μια κατάσταση ή μια τάση. Τέτοια εργαλεία επιτρέπουν την τεκμηρίωση της σχέσης

μεταξύ επιστημονικών και πολιτικών αποφάσεων και δεικτών που είναι χρήσιμα για τη διαχείριση των οικοσυστημάτων (Niemi and McDonald, 2004).

Τα επίπεδα της MSFD όπου μπορεί να αξιοποιηθεί το μεσοζωοπλαγκτόν.

Τα χαρακτηριστικά ποιοτικής περιγραφής μεταξύ των οποίων γίνεται η επιλογή για τον προσδιορισμό της καλής περιβαλλοντικής κατάστασης κάθε θαλάσσιας υποπεριοχής, όπως περιγράφονται από την MSFD και τον Νόμο 3983/2011 συγκροτούν τους 11 «Περιγραφείς» (Descriptors) της οδηγίας. Από αυτούς εντοπίζουμε την δυνατότητα αξιοποίησης του ζωοπλαγκτού -τόσο ποιοτικά όσο και ποσοτικά- ως δείκτη (Indicator) εκτίμησης ποιότητας υδάτων στους Περιγραφείς 1 και 4, που αφορούν τη διατήρηση της βιολογικής ποικιλότητας και την ακεραιότητα των τροφικών πλεγμάτων.

Το ζωοπλαγκτόν εκτιμάται ότι έχει μεγάλες δυνατότητες ως «παρατηρητής» των "περιβαλλοντικών αλλαγών και πιέσεων" (Beaugrand et al., 2010, Legendre, 2005, Richardson, 2008). Αποτελεί ένα σημαντικό οικοσυστημικό στοιχείο που συνδέει τους πρωτογενείς παραγωγούς με τα υψηλότερα τροφικά επίπεδα, πέραν του ρόλου του στην εξαγωγή άνθρακα στον βαθύ ωκεανό και την ανακύκλωση των θρεπτικών συστατικών στα ανώτερα παραγωγικά στρώματα (Banse, 1995, Lankov et al., 2010, Urabeetal , 2002). Είναι ευαίσθητο σε διάφορες παραμέτρους λόγω του γενικά μικρού κύκλου ζωής του (το πολύ ένα χρόνο). Έτσι, οι αλλαγές στο επίπεδο του ατόμου ή του είδους, αλλά και σε αυτό της δομής της κοινότητας, είναι πιθανότερο να συμβούν σε συντομότερο χρονικό διάστημα σε σύγκριση με τα υψηλότερα τροφικά επίπεδα. Στη Βαλτική Θάλασσα, οι μεταβολές των αποθεμάτων ιχθύων και οι «μετατοπίσεις» του υπάρχοντος περιβαλλοντικού καθεστώτος έλαβαν ιδιαίτερη προσοχή ως κινητήριες δυνάμεις πίσω από αλλαγές στο ζωοπλαγκτόν (Casini et al., 2009). Κατά τον διαρκή εμπλουτισμό μαζών νερού με θρεπτικά, η συνολική αφθονία ή βιομάζα του ζωοπλαγκτού αυξάνεται (Hanson and Peters 1984), το μέσο μέγεθος μειώνεται (Pace 1986) και η σχετική αφθονία των μεγάλων σε μέγεθος ομάδων ζωοπλαγκτού (π.χ. καλανοειδή) γενικά μειώνεται, ενώ αντίστοιχα οι μικρές μορφές (μικρά κλαδοκεραιωτά, προνύμφες κωπηπόδων, κυκλοποειδή και βλεφαριδοφόρα) αυξάνονται (Pace and Orcutt 1981). Ακόμα έχει διαπιστωθεί ότι η συμμετοχή των μικρών σε μέγεθος μορφών αυξάνεται σε περιπτώσεις μεγάλης συχνότητας ή έκτασης «ανθίσεων» κυανοβακτηρίων (Sun, 2012, Jiang, 2014). Επίσης, σε αντίθεση με τους οργανισμούς που βρίσκονται υπό την πίεση της αλιείας, το ζωοπλαγκτόν δεν είναι εμπορικά εκμεταλλεύσιμο στην Ευρώπη, γεγονός που επιτρέπει να διερευνώνται οι επιπτώσεις των περιβαλλοντικών πιέσεων στις διακυμάνσεις της αφθονίας και της σύνθεσής του. Επιπλέον, λόγω της παγκόσμιας παρουσίας του το καθιστά δείκτη σε πολλούς τομείς (π.χ. παγκόσμια κλιματική αλλαγή).

Παρόλο των παραπάνω χαρακτηριστικών του δεν έχει βρεθεί μέχρι τώρα ικανός δείκτης στο πλαίσιο των στόχων της Οδηγίας MSFD. Ο καλύτερος τρόπος για να διερευνηθεί η ευαισθησία οργανισμών όπως το ζωοπλαγκτόν στις περιβαλλοντικές και ανθρωπογενείς πιέσεις είναι μέσω της εξέτασης χρονοσειρών μεγάλης διάρκειας (Beaugrand et al., 2003, Omori et al., 1994, Perry et al., 2004). Οι μακροχρόνιες χρονοσειρές είναι ο μόνος τρόπος για να έχουμε μια in situ "εικόνα" της επίδρασης των συνδυασμένων πιέσεων στις βιολογικές κοινότητες. Η διερεύνηση της επίδρασης μόνο μιας συγκεκριμένης πίεσης δεν θα ήταν αποτελεσματική, καθώς στη φύση πολλές πιέσεις εμφανίζονται ως συνδυασμός, ειδικά στις παράκτιες περιοχές (Omori et al., 1994). Η έρευνα για δείκτες που σχετίζονται με τις ανθρωπογενείς πιέσεις είναι ιδιαίτερα απαραίτητη για τη λεκάνη της Μεσογείου, καθώς αντιπροσωπεύει ένα πραγματικό hot-spot ανθρώπινων επιπτώσεων και φέρει ένα υψηλό επίπεδο ενδημισμού θαλάσσιων ειδών (Coll et al., 2010, Durrieu de Madronetal, 2011).

Ενώ η ανάπτυξη τέτοιων δεικτών στην εφαρμογή της MSFD είναι ήδη σε προχωρημένο στάδιο για τις χώρες της Βόρειας Ευρώπης μέσω συνεργασιών που έχουν αναπτυχθεί (OSPAR, HELCOM), η Μεσόγειος τα τελευταία χρόνια έχει αρχίσει την εφαρμοφή της MSFD μέσω ευρωπαϊκών/διαμεσογειακών προγραμμάτων και συνεργασιών (MEDGIG, ACTIONMED, MEDCIS etc). Σε αυτήν την περιοχή,

περισσότερο από άλλες, λόγω της υψηλής ανθρώπινης πίεσης, της εκθετικής αύξησής της και κατά συνέπεια της μεγαλύτερης πιθανότητας ταχείας αλλαγής των οικοσυστημάτων, θα πρέπει να δοθεί έμφαση στην εύρεση και ανάπτυξη των κατάλληλων δεικτών. Επίσης, ενώ υπάρχουν αρκετές δημοσιευμένες δουλειές με χρονοσειρές ζωοπλαγκτού της Μεσογείου (Berline et al., 2012, Mazzocchi et al., 2007), σε καμία από αυτές δεν επιχειρείται η ανάπτυξη δείκτη βασισμένου στο ζωοπλαγκτόν. Μοναδική εξαίρεση αποτελεί η δουλειά των Serranito et al. (2016).

Το ζωοπλαγκτόν ως δείκτης

Οι δείκτες που χρησιμοποιούν δεδομένα ζωοπλαγκτού κατά κανόνα βασίζονται σε: (1) αφθονία των επιμέρους taxa, (2) λειτουργικά χαρακτηριστικά. (3) συναθροίσεις ειδών και (4) συνδέσεις με υψηλότερα τροφικά επίπεδα (Beaugrand, 2005).

Τα λειτουργικά χαρακτηριστικά του οικοσυστήματος όπως το μέγεθος του σώματος πλαγκτού (Li et al., 2004, Beaugrand et al., 2010) μπορούν να σχετίζονται με τη λειτουργία του κλίματος και των οικοσυστημάτων. Υπάρχουν όμως μειονεκτήματα όσον αφορά δείκτες που βασίζονται αποκλειστικά σε λειτουργικά χαρακτηριστικά, καθώς προσπαθούν να καταγράψουν την κατάσταση του οικοσυστήματος σε μία μόνο τιμή και, κατά συνέπεια, ενδέχεται να μην παρέχουν πληροφορίες επαρκείς για την κατανόηση της φύσης των παρατηρούμενων αλλαγών.

Οι δείκτες συναθροίσεων ειδών θα μπορούσαν να φέρουν πρόσθετες πληροφορίες για την καλύτερη κατανόηση της ανθεκτικότητας (Holling, 1973) των πελαγικών οικοσυστημάτων και για την πρόβλεψη μελλοντικών αλλαγών. Με τη χρήση τέτοιων δεικτών, έχει τεκμηριωθεί σε διάφορες μελέτες η ταχεία βιογεωγραφική μεταβολή πληθυσμών των καλανοειδών κωπηπόδων στο βορειοανατολικό τμήμα του Βόρειου Ατλαντικού Ωκεανού (Beaugrand et al., 2002, Beaugrand, 2009).

Ακόμα πιο ειδικά, η αφθονία διαφόρων ειδών πλαγκτού έχει χρησιμοποιηθεί για την τεκμηρίωση των απότομων αλλαγών σε οικοσυστήματα σε διάφορες περιοχές του κόσμου (Weijerman et al., 2005) και των επιπτώσεων της υπερθέρμανσης του πλανήτη και των συνεπειών της στην υδροδυναμική, σε τοπικό επίπεδο (Beaugrand, 2009).

Είναι πιθανό μάλιστα η μεταβολή της ποικιλότητας του πλαγκτού να μεταδίδεται και σε άλλα τροφικά επίπεδα (π.χ. ψάρια), κυρίως σε μη τροπικές περιοχές όπου τόσο η μέση θερμοκρασία όσο και η εποχικότητα της διαφοροποιείται (Hiddink and ter Hofstede, 2008).

Ειδική μνεία αξίζει να γίνει στη μελέτη των Serranito et al. (2016), που όπως προαναφέρθηκε είναι και η μοναδική σχετική με το θέμα που έχει γίνει στη Μεσόγειο. Για τη συγκεκριμένη εργασία αξιοποιήθηκαν δεδομένα χρονοσειράς ζωοπλαγκτού για τη σύγκριση δύο περιοχών σε στον κόλπο της Τουλόν που είναι γνωστό ότι διαφέρουν ως προς τις ανθρωπογενείς πιέσεις. Η μελέτη επικεντρώθηκε στην ταξινομική σύνθεση των κωπηπόδων και ελέγχηκαν διαφορετικοί δυνητικοί δείκτες: η αναλογία της κάθε οικογένειας κωπηπόδων επί του συνόλου των κωπηπόδων και ένας δείκτης ποικιλότητας (Piélou's evenness). Η συνάφεια των δεικτών αξιολογήθηκε ανά εποχή εξετάζοντας τη σημασία της αλληλεπικαλυπτόμενης περιοχής μεταξύ των κατανομών της πυκνότητας για κάθε δείκτη και στους δύο κόλπους. Αυτή η μεθοδολογία, που αναγνωρίζεται ευρέως, χρησιμοποιείται για μεγάλο χρονικό διάστημα, ιδιαίτερα στον ιατρικό τομέα. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η σχετική αφθονία των Oithonidae και ο δείκτης ομαλότητας του Piélou (στην παρούσα εργασία: δείκτης E1) είναι οι καλύτεροι δείκτες της ανθρωπογενούς ρύπανσης για εκείνη την περιπτωσιολογική μελέτη. Προτάθηκαν επίσης κατώτατα όρια που σχετίζονται με τους επιλεγέντες δείκτες, προκειμένου να χαρακτηριστεί ο βαθμός ανθρωπογενούς πίεσης για τον κόλπο της Τουλόν και να υπάρξει μια πρώτη αξιολόγηση για ενδεχόμενη περιβαλλοντική διαχείριση.

3. Σκοπός της διπλωματικής εργασίας

Βασικό στόχο της παρούσης εργασίας αποτέλεσε η εξέταση του κατά πόσο οι μεταβολές στη σύνθεση των βιολογικών κοινοτήτων μεσοζωοπλαγκτού μπορούν να αποτελέσουν δείκτη περιβαλλοντικής ποιότητας σε παράκτια νερά του Αιγαίου.
Για να προσεγγιστεί καλύτερα ο στόχος αυτός τέθηκαν οι παρακάτω επιμέρους στόχοι ως ερωτήματα:

1) Μπορεί ένας δείκτης -ή συνδυασμός δεικτών- βιοποικιλότητας μεσοζωοπλαγκτού να διακρίνει διαφορές μεταξύ δειγμάτων μεσοζωοπλαγκτού που προέρχονται από δύο διαφορετικά σημεία μιας περιοχής, χαρακτηρισμένων ως Καλής και Κακής περιβαλλοντικής κατάστασης αντίστοιχα;
2) Στη βάση των αποτελεσμάτων του ερωτήματος (1), διαφοροποιούνται στη μονάδα του χρόνου οι κοινότητες μεσοζωοπλαγκτού σε κάθε επιμέρους σημείο-σταθμό δειγματοληψίας της περιοχής μελέτης;
3) Στη βάση των αποτελεσμάτων του ερωτήματος (1), διαφοροποιούνται οι κοινότητες μεσοζωοπλαγκτού μεταξύ των διαφορετικών σημείων-σταθμών δειγματοληψίας της περιοχής μελέτης για μια δεδομένη χρονική περίοδο;
4) Στη βάση των αποτελεσμάτων του ερωτήματος (1), μπορεί να προταθεί μια αξιόπιστη μεθοδολογία, που θα επιτρέπει την αξιολόγηση και τον χαρακτηρισμό νεών δειγμάτων από την ίδια περιοχή; Αν ναι, θα μπορούσε η αρχή λειτουργίας της να εφαρμοστεί και σε άλλες περιοχές;

Η περιοχή μελέτης είναι οι κόλποι της Ελευσίνας και του Εσωτερικού Σαρωνικού. Τα σημεία δειγματοληψίας από τα οποία προέρχεται το υλικό που χρησιμοποιήθηκε είναι οι σταθμοί S2 (Δυτική Ελευσίνα), S7 (πλησίον της μονάδας επεξεργασίας αστικών λυμάτων της Ψυττάλειας, εσωτερικός Σαρωνικός κόλπος) και S11 (Εσωτερικός Σαρωνικός κόλπος). Οι δειγματοληψίες αφορούν στη χρονική περίοδο 1987-2010. Η χρονική περίοδος αυτή χωρίστηκε σε τρεις επιμέρους περιόδους που καθορίστηκαν από την εξέλιξη των τεχνικών βιολογικού καθαρισμού της Ψυττάλειας (διαδοχικά οι περίοδοι με τους κωδικούς: F0, F1, F2_3). Κάθε φορά εξετάστηκαν δεδομένα που αφορούσαν όλο το έτος, αλλά και χωριστά τη θερμή (Μάιος-Σεπτέμβριος) και τη ψυχρή περίοδο (Οκτώβριος – Απρίλιος).

Αρχικά επελέγησαν δύο ομάδες δειγματοληψιών ως «μάρτυρες» Καλής (S11 σταθμός, F2_3 περίοδος) και Κακής (S2 σταθμός, F1 περίοδος) Περιβαλλοντικής Κατάστασης, με βάση την υπάρχουσα αξιολόγησή τους από δεδομένα της στήλης του νερού (ΕΛΚΕΘΕ, 2014).

Απαντήσεις στο ερώτημα (1) αναζητήθηκαν μέσω:

- σύγκρισης γραφημάτων συσσωρευμένων ράβδων (stacked bar chart)
- σύγκρισης καμπυλών αφθονίας/ διάταξης ειδών (RAD plots ή Dominance plots),
- παραγωγής δεικτών ποικιλότητας για κάθε «μάρτυρα» και εξέτασης της διαφοροποίησής τους σε στατιστικά σημαντικό επίπεδο >95% (ANOVA & Kruskal Wallis test)
- εξέτασης της ομαδοποίησης αυτών των δεικτών στην κατεύθυνση του «μάρτυρα» καλής και κακής κατάστασης αντίστοιχα μέσω της μεθόδου PCA.

Απαντήσεις στα ερωτήματα (2) και (3) αναζητήθηκαν μέσω:

- παραγωγής δεικτών ποικιλότητας για κάθε δείγμα και εξέτασης της διαφοροποίησής τους σε στατιστικά σημαντικό επίπεδο >95% (ANOVA & Kruskal Wallis test)
- εξέτασης της ομαδοποίησης αυτών των δεικτών στην κατεύθυνση του «μάρτυρα» καλής και κακής κατάστασης αντίστοιχα μέσω της μεθόδου PCA.

Τέλος, απαντήσεις στο ερώτημα (4) αναζητήθηκαν μέσω:

- ανάπτυξης δείκτη λόγου κλαδοκεραιωτών/κωπηπόδων
- σύγκρισης μοντέλων καμπυλών που προσεγγίζουν τις καμπύλες RAD
- παραγωγής κατάλληλης και στατιστικά αξιόπιστης Linear Discriminant Analysis

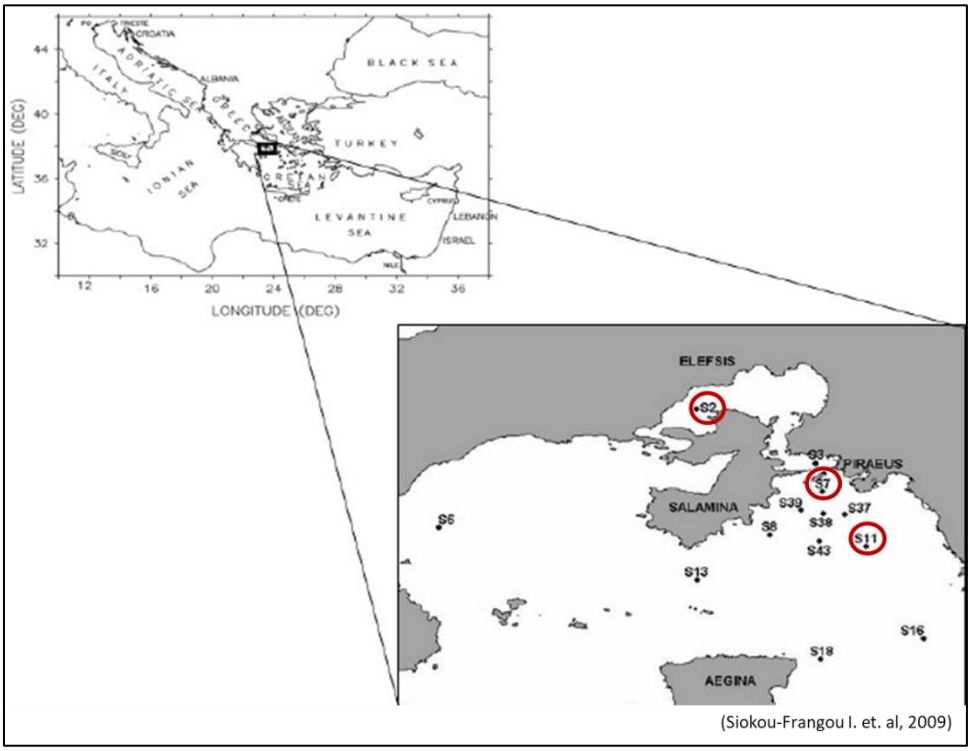
Μεγαλύτερη σημασία δόθηκε στα αποτελέσματα που αφορούσαν την Anova (μεταξύ αυτής και της Kruskal Wallis) και δεδομένα όλου του έτους.

Η όλη προσέγγιση οδήγησε σε πρωτότυπη εργασία, τουλάχιστον για την περιοχή της Μεσογείου, με μοναδική εξαίρεση που προσομοιάζει σε αυτήν, την εργασία των Serranito et al. (2016), που αναφέρεται συνοπτικά παραπάνω. Η όλη εργασία γίνεται σε προσπάθεια συνεισφοράς στην ανάγκη ανάπτυξης δείκτη εκτίμησης ποιότητας υδάτων με βάση το ζωοπλαγκτόν, όπως προβλέπεται από τον Περιγραφέα 1 της MSFD.

4. Υλικά και Μέθοδοι

4.1) Περιοχή μελέτης και δειγματοληψίες ζωοπλαγκτού

Τα δείγματα ζωοπλαγκτού προέρχονται από τρεις σταθμούς δειγματοληψίας στους κόλπους Ελευσίνας και Σαρωνικού που υπάγονται στη ευρύτερη θαλάσσια περιοχή του κεντρικού Αιγαίου. Όπως θα αναλυθεί στη συνέχεια ειδικά ο κόλπος της Ελευσίνας και σε μικρότερο βαθμό ορισμένα σημεία του Σαρωνικού είναι ιδιαίτερα εκτεθειμένα σε ανθρωπογενείς πιέσεις που σχετίζονται με απορροές βιομηχανίας (Ελευσίνα) και εκβολή αστικών λυμάτων στην περιοχή της Ψυττάλειας (Σαρωνικός).



Εικόνα 1. Χάρτης της περιοχής μελέτης, όπου υποδεικνύονται οι τρεις σταθμοί δειγματοληψίας.

Πίνακας 1. Συντεταγμένες και βάθη των τριών σταθμών δειγματοληψίας

Σταθμός	Latitude, N	Longitude, E	Depth (m)
S2	38º 00,00	23º 27,18	35
S7	37º 55,42	23º 35,45	75
S11	37º 52,36	23º 38,30	82

Η μελέτη που πραγματοποιήθηκε αφορά στους σταθμούς S2, S7 και S11 στους κόλπους της Ελευσίνας και του Σαρωνικού (Εικόνα 1, Πίνακας 1), για ένα χρονικό διάστημα που αφορά τα έτη 1987-2010. Οι δειγματοληψίες έγιναν στα πλαίσια των προγραμμάτων UNEP και της ΕΥΔΑΠ για το ΕΛΚΕΘΕ.
Κάθε δειγματοληψία αντιστοιχεί σε κατακόρυφη σύρση διχτιού ζωοπλαγκτού, με άνοιγμα «ματιού» 200 μm.

Μέθοδος ομαδοποίησης και χειρισμού των δεδομένων

Παρατίθενται τα αρχικά δεδομένα μεσοζωοπλαγκτού, καθώς και των χρονικών περιόδων που μελετήθηκαν, με βάση τη σταδιακή βελτίωση του Κέντρου Επεξεργασίας Λυμάτων Αθήνας, στην Ψυττάλεια.

Αρχικά δεδομένα:

- 139 δείγματα μεσοζωοπλαγκτού (Κωπήποδα και Κλαδοκεραιωτά), όπου έχουν ήδη αναγνωριστεί 104 είδη (ή ομάδες ειδών σε κάποιες περιπτώσεις).
- Σταθμός S2 → 24 δείγματα, έτη 1998- 2010
- Σταθμός S7 → 31 δείγματα, έτη 1998- 2009
- Σταθμός S11 → 84 δείγματα, έτη 1987 – 2009

Ομαδοποίηση χρονικής περιόδου σε 4 κατηγορίες ανάλογα με την εξέλιξη του βιολογικού καθαρισμού στην Ψυττάλεια.

- F0 → 1987- 1994, μόνο στον S11
- F1 → 1995-2004, σε όλους τους σταθμούς
- F2 → 2005- 2007, στους σταθμούς S7 και S11
- F3 → 2007- 2010, σε όλους τους σταθμούς
- Τελικά οι περίοδοι F2 και F3 ομαδοποιήθηκαν μαζί → F2_3, σε όλους τους σταθμούς

Μεγέθη δειγμάτων ανά δείκτη βιοποικιλότητας

Κατά τον υπολογισμό των 27 διαφορετικών δεικτών βιοποικιλότητας για κάθε μία από τις 139 δειγματοληψίες, η πληροφορία της κάθε δειγματοληψίας «συμπυκνώνεται» σε μια και μόνο τιμή. Άρα κάθε δειγματοληψία πλαγκτού αποκτά απλά μια τιμή για κάθε διαφορετικό δείκτη, συνεπώς ο όρος «δείγμα» πλέον αναφέρεται στην ομάδα των δειγματοληψιών που κάθε φορά χρησιμοποιούμε και συγκρίνουμε.

Όλο το έτος

- S2_F1 → 20 τιμές («μάρτυρας» κακής κατάστασης)
- S2_F2_3 → 4 τιμές
- S7_F1 → 19 τιμές
- S7_F2_3 →12 τιμές
- S11_F0 →22 τιμές
- S11_F1 → 54 τιμές
- S11_F2_3 → 8 τιμές («μάρτυρας» καλής κατάστασης)

Καλοκαίρι- Φθινόπωρο (Μάιος - Σεπτέμβρης)

- S2_F1 → 10 τιμές («μάρτυρας» κακής κατάστασης)
- S2_F2_3 → 2 τιμές
- S7_F1 → 9 τιμές
- S7_F2_3 →6 τιμές
- S11_F0 →10 τιμές
- S11_F1 → 23 τιμές

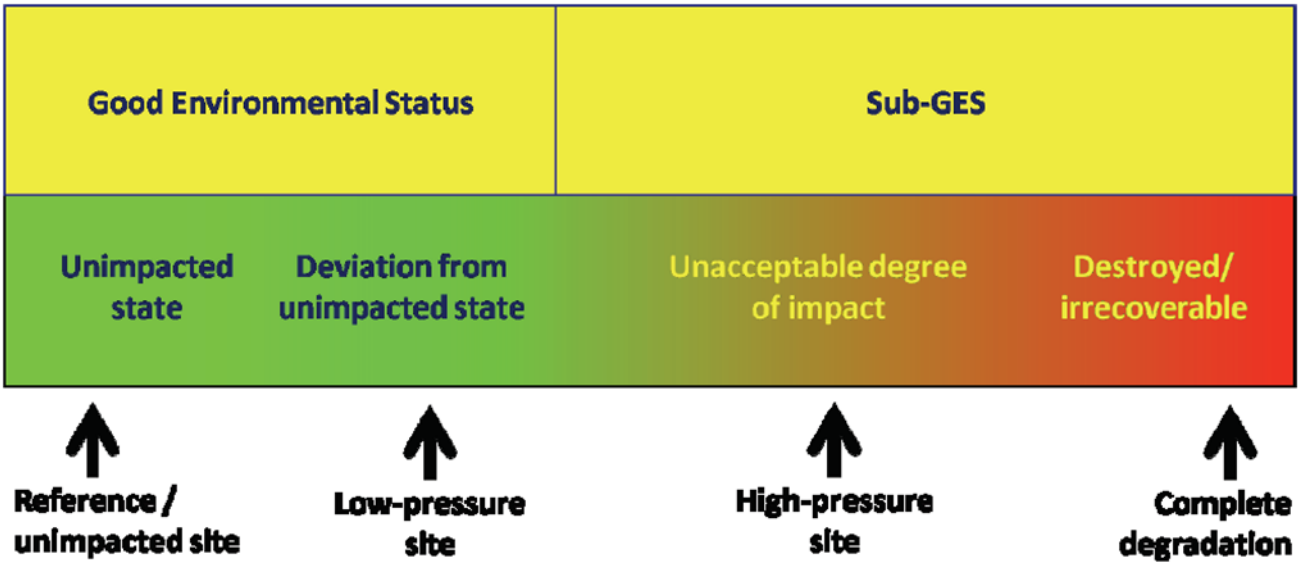
- S11_F2_3 → 4 τιμές («μάρτυρας» καλής κατάστασης)

Χειμώνας – Άνοιξη (Οκτώβρης – Απρίλης)

- S2_F1 → 10 τιμές («μάρτυρας» κακής κατάστασης)
- S2_F2_3 → 2 τιμές
- S7_F1 → 10 τιμές
- S7_F2_3 →6 τιμές
- S11_F0 →12 τιμές
- S11_F1 → 31 τιμές
- S11_F2_3 → 4 τιμές («μάρτυρας» καλής κατάστασης)

4.2) Στοιχεία εκθέσεων του ΕΛΚΕΘΕ για τους κόλπους Ελευσίνας και Εσωτερικού Σαρωνικού, των ετών 1998-2010- Καθορισμός δειγμάτων «μαρτύρων» καλής (GES) και κακής περιβαλλοντικής κατάστασης (Sub-GES).

Η προσπάθεια ανάπτυξης συστηματοποιημένων μεθόδων εκτίμησης ποιότητας υδάτων, απαιτεί σε πρώτη φάση δύο καταστάσεις αναφοράς Καλής και Κακής Περιβαλλοντικής Κατάστασης (G.E.S. και Sub-G.E.S.) που βασίζονται σε προϋπάρχουσες μελέτες. Στην προκειμένη περίπτωση έχουμε βασιστεί σε εκθέσεις του ΕΛΚΕΘΕ για την «ΕΥΔΕ/ΑΕΛΜΠ/ΥΠΕΧΩΔΕ για το Σαρωνικό κόλπο» και για την «Παρακολούθηση του οικοσυστήματος του εσωτερικού Σαρωνικού κόλπου, υπό την επίδραση του κέντρου επεξεργασίας λυμάτων Ψυττάλειας».



Εικόνα 2. Θεωρητική απεικόνιση του άξονα υποβάθμισης της κατάστασης της βιολογικής ποικιλότητας που κυμαίνεται από συνθήκες απουσίας πιέσεων (unimpacted state- «μάρτυρας» καλής κατάστασης), έως την πλήρη υποβάθμιση. Τα βέλη απεικονίζουν πιθανά αποτελέσματα ενός υποθετικού δείκτη.

Κριτήρια ευτροφισμού

Στις εκθέσεις αυτές χρησιμοποιήθηκαν κριτήρια για τον χαρακτηρισμό της τροφικής κατάστασης των περιοχών του Σαρωνικού Κόλπου, αλλά και όρια των κατηγοριών, τα οποία έχουν βασισθεί και αναπτυχθεί

λαμβάνοντας υπόψη τα χαρακτηριστικά των Ελληνικών θαλασσών (Καρύδης, 1999; Tsirtsis & Karydis, 1999). Τα κριτήρια αυτά αναφέρονται παρακάτω:
Σύγκριση των περιβαλλοντικών δεδομένων με κλίμακα ευτροφισμού, η οποία βασίσθηκε σε εκτιμήσεις που απορρέουν από έρευνες στον ελληνικό χώρο και που τα δεδομένα έτυχαν ειδικής στατιστικής επεξεργασίας (Καρύδης, 1999). Στην κλίμακα αυτή έχει προστεθεί ως παράμετρος και η συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α, της οποίας τα όρια των τιμών επελέγησαν με τα ίδια κριτήρια όπως και των άλλων παραμέτρων (Καρύδης, αδημοσίευτα στοιχεία). Με βάση τα παραπάνω στοιχεία η κλίμακα ευτροφισμού που χρησιμοποιήθηκε δίνεται στον Πίνακα 2.

Πίνακας 2: Κλίμακα ευτροφισμού που βασίζεται σε συγκεντρώσεις θρεπτικών (φωσφορικών, νιτρικών και αμμωνίας) και χλωροφύλλης (δείκτης βιομάζας φυτοπλαγκτού) καθώς και στον κυτταρικό αριθμό του φυτοπλαγκτού. Δίδονται τα εύρη για ολιγότροφο, κατώτερο μεσότροφο, ανώτερο μεσότροφο και εύτροφο σύστημα. Οι συγκεντρώσεις αλάτων δίδονται σε μg-at/L, του κυτταρικού αριθμού του φυτοπλαγκτού σε κύτταρα/λίτρο και της χλωροφύλλης σε μg/L.

Παράμετρος	**Ολιγότροφο**	**Κατώτερο Μεσότροφο**	**Ανώτερο Μεσότροφο**	**Εύτροφο**
Φωσφορικά (PO_4)	<0.07	0.07-0.14	0.14-0.68	>0.68
Νιτρικά (NO_3)	<0.62	0.62-0.65	0.65-1.19	>1.19
Αμμωνία (NH_4)	<0.55	0.55-1.05	1.05-2.2	>2.2
Φυτοπλαγκτό	$<6x10^3$	$6x10^3$-$1.5x10^5$	$1.5x10^5$-$9.6x10^5$	$>9.6x10^5$
Χλωροφύλλη (chl-α)	<0.1	0.1-0.6	0.6-2.21	>2.21

Σε σχέση με την εφαρμογή της Οδηγίας για τα Υδατα (WFD) και σύμφωνα με τα αποτελέσματα της άσκησης διαβαθμονόμησης για τη Μεσόγειο, σχετικά με τις συγκεντρώσεις χλωροφύλλης που χαρακτηρίζουν την κατάσταση ποιότητας των θαλασσινών νερών της ανατολικής Μεσογείου και τη συσχέτιση αυτών με τις συγκεντρώσεις χλωροφύλλης για τα διάφορα τροφικά επίπεδα προέκυψε ο Πίνακας 3.

Πίνακας 3. Συσχέτιση κλίμακας ευτροφισμού (σύμφωνα με Καρύδη (1999) και Pagou *et al.* (2002) και οικολογικής ποιότητας της WFD, σύμφωνα με Simboura *et al.* (2005).

Κλίμακα Ευτροφισμού	**Χλωροφύλλη *a* ($\mu g\ l^{-1}$)**	**Κατάσταση Οικολογικής Ποιότητας (WFD)**
Ολιγότροφο	<0.1	Υψηλή
Κατώτερο Μεσότροφο-1	0.1-0.4	Καλή
Κατώτερο Μεσότροφο-2	0.4-0.6	Μέτρια
Ανώτερο Μεσότροφο	0.6-2.21	Φτωχή
Εύτροφο	>2.21	Κακή

Πέρα από το, από χρόνια, καλά μελετημένο επίπεδο του ευτροφισμού, οι εν λόγω εκθέσεις περιέχουν στοιχεία που αφορούν ξεχωριστά θρεπτικά, διαλυμένο οξυγόνο, οργανικό άνθρακα, θολερότητα, βαρέα μέταλλα, καθώς και στοιχεία που αφορούν βενθικές και πλαγκτικές κοινότητες. Στον Εσωτερικό Σαρωνικό, οι χρονικές διακυμάνσεις των θρεπτικών αλάτων σχετίζονται κυρίως με την επίδραση της ανθρωπογενούς ρύπανσης και συγκεκριμένα τη διάθεση των επεξεργασμένων λυμάτων από τον αγωγό του ΚΕΛΨ και την οξείδωση του οργανικού υλικού που περιέχεται σε αυτά. Αντίστοιχα η κόλπος της Ελευσίνας τελεί υπό τη διαρκή επιρροή της βιομηχανικής ζώνης της περιοχής. Συνολικά ο Εσωτερικός Σαρωνικός Κόλπος είναι μια ανώτερη μεσότροφη περιοχή, με εξαίρεση τις νοτιότερες περιοχές που είναι κατώτερες μεσότροφες έως

ολιγότροφες. Ο όρμος Κερατσινίου και ο Κόλπος της Ελευσίνας είναι μεταξύ ανώτερου μεσότροφου και εύτροφου χαρακτήρα.

Με βάση τα στοιχεία αυτών των εκθέσεων προκύπτει πως ο S2 σταθμός είναι ο πλέον επιβαρυμένος της περιοχής, ειδικά όσον αφορά τους τρεις τους οποίους η παρούσα μελέτη έχει χρησιμοποιήσει (S2, S7, S11). Οι δειγματοληψίες της περιόδου F1 και όχι της ακόμα πιο επιβαρυμένης τοπικά F2_3, του συγκεκριμένου σταθμού (S2) είναι αυτές που επελέγησαν για να χαρακτηριστούν ως δείγμα «μάρτυρας» Κακής Περιβαλλοντικής Κατάστασης. Η αντιφατική - σε πρώτη φάση- αυτή επιλογή, έγινε για δύο λόγους:
1) Ώστε να μπορεί να επαληθευτεί από το αντίστοιχα κακό ή χειρότερης περιβαλλοντικής κατάστασης δείγμα S2_F2_3, ο όποιος πιθανός παραγόμενος δείκτης (index) κριθεί κατάλληλος.
2) Σε μια προσπάθεια «αυστηροποίησης» των κριτηρίων του όποιου δείκτη, ώστε τυχόν δειγματοληψίες προερχόμενες από κακής κατάστασης ύδατα, χωρίς όμως τα ακραία χαρακτηριστικά του S2_F2_3, να μπορούν επίσης να χαρακτηριστούν ως Κακής Περιβαλλοντικής Κατάστασης.

Παρόλο που δεν υπάρχουν ισχυρές διαφοροποιήσεις μεταξύ του S7 και των περιφερειακών του σταθμών -εδώ ο S11- η εικόνα του δείχνει λιγότερο καλή σε κάποια επίπεδα από του S11. Επίσης σε ότι αφορά τον S11 αυτόν καθ' αυτόν, η κατάσταση του εμφανίζεται κατά κανόνα σχετικά καλύτερη από το 2007 και μετά (περίοδος F3). Καθώς όμως το δείγμα που αφορά μόνο την F3 περίοδο είναι αρκετά μικρό, αποφασίστηκε η σύμπτυξη του με την F2, δημιουργώντας έτσι την F2_3 (2005-2010). Κατά συνέπεια καταλήγουμε στην επιλογή ως μάρτυρα Καλής Περιβαλλοντικής Κατάστασης (GES) του δείγματος S11_F2_3.
Με βάση την επιλογή αυτών των δύο δειγμάτων «μαρτύρων» εξελίχθηκε στη συνέχεια η όλη μελέτη.

4.3) Χρήση της R

Για το σύνολο των δεικτών βιοποικιλότητας που ελέγχθηκαν, καθώς και τη στατιστική τους επεξεργασία, χρησιμοποιήθηκε η «γλώσσα» R.
Η R είναι μια «γλώσσα» και ένα «περιβάλλον» για στατιστικούς υπολογισμούς και παραγωγή γραφημάτων. Πρόκειται για ένα project GNU που είναι παρόμοιο με τη γλώσσα και το περιβάλλον της «γλώσσας» S που αναπτύχθηκε στο Bell Laboratories (πρώην AT & T, τώρα Lucent Technologies) από τον John Chambers και τους συναδέλφους του. Η R μπορεί να θεωρηθεί ως μια διαφορετική εφαρμογή της S. Υπάρχουν μερικές σημαντικές διαφορές, αλλά πολύς κώδικας που γράφτηκε για την S «τρέχει» αμετάβλητος υπό R.
Οι αρχικοί δημιουργοί ήταν οι Robert Gentleman και Ross Ihaka, αργότερα όμως συνέβαλλαν και άλλοι στην ανάπτυξη της.
Η R παρέχει μια ευρεία ποικιλία στατιστικών (γραμμική και μη γραμμική μοντελοποίηση, κλασικές στατιστικές δοκιμές, ανάλυση χρονοσειρών, ταξινόμηση, ομαδοποιήσεις, ...) και γραφικών τεχνικών και είναι εξαιρετικά επεκτάσιμη. Η γλώσσα S είναι συχνά το όχημα επιλογής για έρευνα στη στατιστική μεθοδολογία και η R παρέχει μια δυνατότητα ανοιχτού κώδικα (Open Source) για συμμετοχή σε αυτή τη δραστηριότητα.
Η R είναι διαθέσιμη ως ελεύθερο λογισμικό σε μορφή πηγαίου κώδικα, υπό τους όρους του Free Software Foundation's GNU General Public License. Συντάσσεται με, και «τρέχει» σε μια μεγάλη ποικιλία πλατφορμών UNIX και παρόμοιων συστημάτων (συμπεριλαμβανομένων των FreeBSD και Linux), Windows και MacOS. Μπορεί να επεκταθεί (εύκολα) μέσω πακέτων. Υπάρχουν περίπου οκτώ πακέτα που παρέχονται με τη διανομή της R και πολλά άλλα είναι διαθέσιμα μέσω της οικογένειας ιστοτόπων CRAN, καλύπτοντας έτσι ένα ευρύ φάσμα σύγχρονων στατιστικών τεχνικών.

4.4) Υπολογισμός δεικτών ποικιλότητας

Παρήχθησαν 27 δείκτες ποικιλότητας για τον έλεγχο στατιστικά σημαντικής διαφοροποίησης σε τρία διαφορετικά επίπεδα:

1. μεταξύ των δειγμάτων «μαρτύρων» Καλής (δείγμα S11_F2_3) και Κακής (δείγμα S2_F1) Περιβαλλοντικής Κατάστασης.
2. σε επίπεδο χωρικής διαφοροποίησης
    I. μεταξύ των σταθμών S2, S7 και S11 κατά τη χρονική περίοδο F1 (1995-2004)
    II. μεταξύ των σταθμών S2, S7 και S11 κατά τη χρονική περίοδο F2_3 (2005-2010)
3. σε επίπεδο χρονικής διαφοροποίησης μεταξύ των περιόδων F1 και F2_3
    I. για το σταθμό S2
    II. για το σταθμό S7
    III. για το σταθμό S11

Κάθε επίπεδο εξετάστηκε τόσο λαμβάνοντας υπόψη όλο το έτος, όσο και ξεχωριστά τη θερμή (Μάιος-Σεπτέμβρης) και τη ψυχρή (Οκτώβρης – Απρίλιος) περίοδο.

Δεδομένου του μεγάλου αριθμού δεικτών, είναι συχνά δύσκολο να αποφασιστεί ποια είναι η καλύτερη μέθοδος μέτρησης της ποικιλότητας. Ένας καλός τρόπος επιλογής ενός δείκτη ποικιλομορφίας βασίζεται στο κατά πόσον πληροί ορισμένα κριτήρια, την ικανότητα να γίνεται διάκριση μεταξύ των τόπων, η εξάρτηση του από το μέγεθος του δείγματος, ποια συνιστώσα της ποικιλότητας υπολογίζεται και αν ο δείκτης χρησιμοποιείται και κατανοείται ευρέως.

<u>«Κατηγορίες» ποικιλότητας</u>

Η ποικιλομορφία, όσο κι αν περιορίζεται ακόμη και ως προς την ποικιλία των ζωικών ειδών, είναι μία από αυτές τις ιδέες κοινής λογικής που αποδεικνύονται αόριστες και πολύπλευρες όταν αναζητείται ακριβής ποσοτικοποίηση (Peet, 1974). Μια χρήσιμη ταξινόμηση, με βάση τον Whittaker (1972), είναι:

α ποικιλότητα: η ποικιλία των ειδών εντός μιας κοινότητας ή ενός οικοτόπου

β ποικιλότητα: ένα μέτρο του ρυθμού και της έκτασης της αλλαγής των ειδών κατά μήκος μιας βαθμιαίας αλλαγής (εξωγενείς πιέσεις, κλιμακούμενες μεταβολές συνθηκών κλπ), από έναν βιότοπο σε άλλους

γ ποικιλότητα: ο πλούτος σε είδη μιας ποικιλίας οικοτόπων σε μια γεωγραφική περιοχή (π.χ. νησί), η οποία είναι συνέπεια της ποικιλίας των οικοτόπων, μαζί με την έκταση της ποικιλομορφίας μεταξύ τους. Επομένως, οι ποικιλότητες α και γ είναι ιδιότητες που απλά φέρουν ένα μέγεθος και θα μπορούσαν, θεωρητικά, να περιγραφούν εξ ολοκλήρου από έναν μόνο αριθμό. Αντίθετα, η ποικιλότητα β είναι ανάλογη με ένα διάνυσμα, καθώς έχει μέγεθος και κατεύθυνση. Επομένως, οι περιγραφές τους απαιτούν διαφορετικές προσεγγίσεις.

Σε ότι αφορά την παρούσα εργασία επιχειρείται η αξιοποίηση δεικτών α ποικιλότητας.

<u>Επιλογή των κατάλληλων Οικολογικών Δεικτών</u>

Η κατηγοριοποίηση των δεικτών από μόνη της αποτελεί μια, ακόμα, πρόκληση. Ένας πρώτος τρόπος διαφοροποίησης είναι αυτός που τους χωρίζει σε δείκτες πλούτου ειδών (Species Richness) και ποικιλότητας ειδών (Species Diversity).

Ο πλούτος των ειδών αποτελεί μέτρο του αριθμού των ειδών που βρίσκονται σε ένα δείγμα. Δεδομένου ότι όσο μεγαλύτερο είναι το δείγμα, τόσο περισσότερα είδη θα περίμενε κανείς, ο αριθμός των ειδών διαιρείται με την τετραγωνική ρίζα του αριθμού των ατόμων στο δείγμα.

Η ποικιλότητα των ειδών διαφέρει από τον πλούτο των ειδών δεδομένου ότι λαμβάνει υπόψη τόσο τον αριθμό των παρόντων ειδών όσο και την κυριαρχία (dominance) ή την ισοδυναμία (evenness) των ειδών μιας κοινότητας στη μεταξύ τους σχέση. Έτσι, κατά τη μέτρηση της ποικιλότητας των ειδών πρέπει να

ληφθεί υπόψη η σχετική αφθονία κάθε είδους. Συνοπτικά, η προσέγγιση της ποικιλότητας των ειδών είναι κατά κανόνα μια πιο αξιόπιστη μέτρηση της βιοποικιλότητας από τον πλούτο των ειδών.
Ένας διαφορετικός τρόπος ομαδοποίησης των οικολογικών δεικτών είναι να χωριστούν σε τρεις κατηγορίες. Ποικιλότητας (Diversity), ισοδυναμίας (Evenness) και κυριαρχίας (Dominance), ανάλογα με τους μαθηματικούς τύπους που χρησιμοποιούν δίνοντας περισσότερο βάρος σε στοιχεία της δομής της κοινότητας που αφορούν των πλούτο ειδών ή την ισοδυναμία τους. Σε αυτή την περίπτωση οι δείκτες πλούτου (Richness) ειδών, μοιράζονται μεταξύ των άλλων τριών. Στην παρούσα μελέτη ελήφθησαν υπόψη 17 δείκτες ποικιλότητας, 7 ισοδυναμίας ειδών και 2 κυριαρχίας που εφαρμόζονται συνήθως στην οικολογία κοινοτήτων και τις υδάτινες μελέτες (Karydis and Tsirtsis, 1996, Ουάσιγκτον, 1984). Υπολογίστηκαν και χρησιμοποιήθηκαν οι ακόλουθοι δείκτες:

(A) Diversity indices:

(1) Simpson's $D = \frac{\sum_{i=1}^{S} n_i \times (n_i - 1)}{n \times (n-1)}$ (Ludwig and Reynolds, 1988).

(2) Kothe's species deficit $\frac{S_{\max} - S_i}{S_{\max}}$ (Pielou, 1975).

(3) Odum's species per 1000 individuals $\frac{S \times 1000}{N}$ (Odum *et al.*, 1960).

(4) Gleason's index $D = \frac{S}{\ln N}$ (Ludwig and Reynolds, 1988).

(5) Margalef's index $D = \frac{S-1}{\ln N}$ (Margalef, 1958).

(6) Menhinick's index $D = \frac{S}{\sqrt{N}}$ (Menhinick, 1964).

(7) Shannon's $H' = -\sum_{i=1}^{S} \frac{n_i}{n} \times \ln \frac{n_i}{n}$ (Ludwig and Reynolds, 1988).

(8) Brillouin's $H' = \frac{1}{N} \times \ln \frac{N!}{\prod_{i=1}^{S} N_i!}$ (Ludwig and Reynolds, 1988).

(9) Hill's $N0 = S$ (Ludwig and Reynolds, 1988).

(10) Hill's $N1 = \exp(H')$ (Ludwig and Reynolds, 1988).

(11) Hill's $N2 = 1/\text{Simpson}'s\ D$ (Ludwig and Reynolds, 1988).

(12) Hurlbert's $PIE = \left(\frac{N}{N-1}\right) \times \left(1 - \sum_{i=1}^{S} p_i^2\right)$ (Hurlbert, 1971).

(13) McIntosh's $M = \frac{n - \sqrt{\sum_{i=1}^{S} n_i^2}}{n - \sqrt{n}}$ (McIntosh, 1967).

(14) Keefe's $TU = 1 - \left(\frac{n}{n-1}\right) \times \left\{\sum_{i=1}^{S} p_i^2 - \frac{1}{n}\right\}$ (Keefe and Bergensen, 1977).

(15) $S_{Chao2} = S_{obs} + \frac{q_1^2}{2q_2}$ (Chao, 2004)

(16) Camargo_Div = $S * (1 - \sum |p_i - p_j| / S)$ (Camargo, 1993)

(17) Fisher's $\alpha = N(1 - c)/c$ (Fisher et. al, 2004)

(B) Evenness indices:

$$\text{Evenness } E1 = \frac{H'}{\ln S} \text{ (Pielou, 1975)}$$

$$\text{Evenness } E2 = \frac{\exp(H')}{S} \text{ (Sheldon, 1969)}$$

$$\text{Evenness } E3 = \frac{\exp(H')-1}{S-1} \text{ (Ludwig and Reynolds, 1988)}$$

$$\text{Evenness } E4 = \frac{1/\text{Simpson's } D}{\exp(H')} \text{ (Ludwig and Reynolds, 1988)}$$

$$\text{Evenness } E5 = \frac{(1/\text{Simpson's } D)-1}{\exp(H')-1} \text{ (Ludwig and Reynolds, 1988)}$$

$$\text{Redundancy } R = \frac{H'_{\max}-H'}{H'_{\max}-H'_{\min}} \text{ (Patten, 1962)}$$

Camargo Evenness $E_{\text{Camargo}} = 1 - \sum |p_i - p_j|/S$ (Camargo, 1993)

(C) Dominance indices:

$$\text{Berger-Parker } n_1/n \text{ (Berger and Parker, 1970)}$$

$$\text{McNaughton's } \delta = (n_1 + n_2)/n \text{ (McNaughton, 1967)}$$

Οι όροι που χρησιμοποιούνται στους παραπάνω τύπους δίνονται εδώ:

$S = S_{obs}$ = αριθμός ειδών σε ένα δείγμα ή πληθυσμό

N = αριθμός ατόμων σε ένα πληθυσμό ή κοινότητα (χρησιμοποιήθηκε και από μόνος του σαν ξεχωριστός «δείκτης»)

N_i = αριθμός ατόμων τους είδους i σε ένα πληθυσμό ή κοινότητα

n = αριθμός των ατόμων σε ένα δείγμα του πληθυσμού

n_i = αριθμός ατόμων τους είδους i σε ένα δείγμα του πληθυσμού

$p_i = ni/n$ το τμήμα από ένα δείγμα ατόμων που ανήκει στο είδος i

S_{max} = ο μέγιστος αριθμός ειδών ενός δείγματος

n_1, n_2 = ο αριθμός των ατόμων στα δύο πιο άφθονα είδη

$H'_{max} = \ln S$ (Pielou, 1975)

$H'_{min} = 1/N * \ln[N!/(N-S+1)!]$ (Pielou, 1975)

q_1, q_2 = ο αριθμός των ειδών που εμφανίζονται μόνο μια ή δύο φορές.

c= η παράμετρος της κατανομής log-series, το οποίο υπολογίζεται ως εξής:

$$\overline{n_i} = \frac{c}{-(1-C)\log(1-C)} \cdot p(n) = kc^n/n$$
$$k = -1/\ln(1-c)$$

Μπορούμε να ομαδοποιήσουμε ποιοτικά τους παραπάνω δείκτες σε δύο γενικές κατηγορίες, ανάλογα με το αν μια αυξημένη τιμή σηματοδοτεί καλύτερο ή χειρότερο αποτέλεσμα για μια δεδομένη δειγματοληψία που ελέγχεται. Αυτό καθίσταται σαφές από τον τύπο μέσω του οποίου υπολογίζεται κάθε δείκτης. Έτσι ώς δείκτες υψηλής ποικιλότητας μπορούν να χαρακτηριστούν όλοι οι δείκτες ποικιλότητας (diversity) εκτός των Simpson και Kothe, καθώς και όλοι οι δείκτες evenness, εκτός του Redundancy. Οι τρεις αυτοί που μόλις αναφέρθηκαν μαζί με τους δύο δείκτες dominance συγκροτούν την ομάδα των δεικτών χαμηλής ποικιλότητας και υψηλής κυριαρχίας ενός ή δύο ειδών, καθώς μια αυξημένη τιμή τους είναι ενδεικτική μιας βιοκοινότητας λιγότερο ποικίλης ή/και περισσότερο κυριαρχούμενης από μικρό αριθμό ειδών.

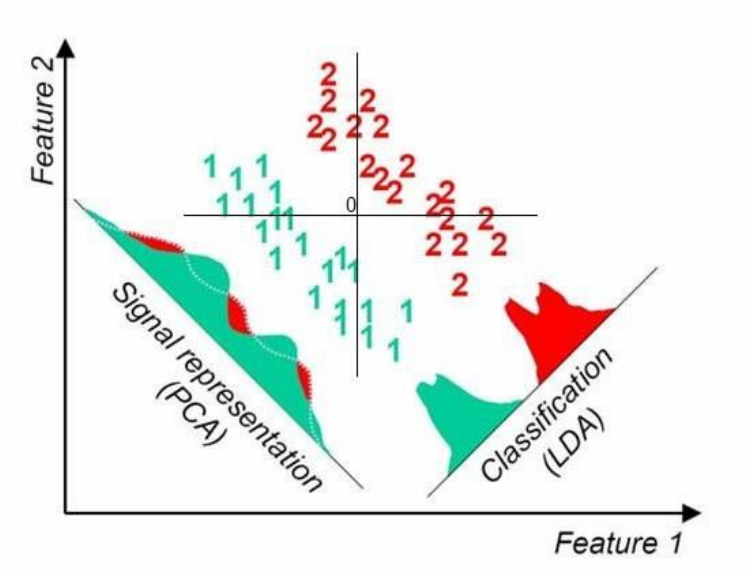
4.5) Στατιστική επεξεργασία

Εξετάστηκε η ύπαρξη στατιστικά σημαντικών διαφοροποιήσεων (σε επίπεδο τουλάχιστον 95%) -μεταξύ των δειγμάτων που κάθε φορά συγκρίνονται- της μέσης τιμής κάθε ενός από τους 27 δείκτες που υπολογίστηκε ξεχωριστά.
Για τις περιπτώσεις που ο «πληθυσμός» του κάθε δείγματος -δηλαδή το σύνολο των τιμών ενός δείκτη βιοποικιλότητας που έχει υπολογιστεί- εμφανίζει κανονική κατανομή (Shapiro test → p value>0.05) και τα δείγματα που συγκρίνονται είναι ομοσκεδαστικά (Bartlett test → p value>0.05), τότε ο έλεγχος αυτός επιτυγχάνεται μέσω του ANOVA test (για p value < 0.05).
Για τις περιπτώσεις που δεν πληρείται μια από τις δύο παραπάνω προϋποθέσεις, ο έλεγχος ύπαρξης στατιστικά σημαντικής διαφοροποίησης μεταξύ των δειγμάτων γίνεται μέσω του μη παραμετρικού Kruskal Wallis test (για p value <0.05 έχουμε στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση σε επίπεδο 95%).
Μεγαλύτερη σημασία έχει δοθεί στα αποτελέσματα της ANOVA και ταυτόχρονα σε δεδομένα που αφορούν όλο το έτος.

Principal Components Analysis – PCA
Οι PCAs παρήχθησαν σε μια προσπάθεια να φανεί πως ομαδοποιούνται οι διάφοροι δείκτες που επιλέγονται ανάλογα με τη σύγκριση που πραγματοποιείται κάθε φορά. Οι δείκτες που επιλέχθηκαν να συνδυαστούν στις PCAs, είναι δείκτες που προκύπτουν είτε από Anova είτε από Kruskal Wallis. Στις περιπτώσεις που ήταν είναι πολλοί, επελέγησαν αυτοί που επαναλήφθηκαν σε πολλές περιπτώσεις. Για τις PCAs προηγήθηκε μετατροπή των τιμών των δεικτών σε δεκαδικό λογάριθμο.

Η Ανάλυση των Βασικών Συστατικών Στοιχείων (Principal Components Analysis-PCA), είναι μια πολυπαραγοντική στατιστική μεθοδολογία, που χρησιμοποιείται συχνά σε πολλούς τομείς της επιστημονικής βιβλιογραφίας (Price et al., 2006, Zou et al., 2006, Airoldi and Flury, 2009. Η μέθοδος είναι πολύτιμη όταν παρατηρείται υψηλή συσχέτιση μεταξύ των μεταβλητών (Henderson and Seaby, 2008), κάτι που παρατηρείται συχνά στον παράκτιο ευτροφισμό. Επιπλέον, η PCA δεν επιβάλλει απαιτήσεις για κανονικότητα και ομοσκεδαστικότητα (Henderson and Seaby, 2008), που σπάνια πληρούνται από τα περιβαλλοντικά δεδομένα (Ignatiades et al., 1992) και επομένως δεν υπάρχει ανάγκη για μετασχηματισμούς δεδομένων που στρεβλώνουν έντονα τις αρχικές πληροφορίες (Karydis, 1992).
Η PCA έχει αποδειχθεί ότι είναι μια χρήσιμη τεχνική στην αξιολόγηση των περιβαλλοντικών δεδομένων (Clarke, 1993, Zitko, 1994). Έχει αξιοποιηθεί ως εργαλείο για την αξιολόγηση και τη διαχείριση της

ποιότητας του νερού με ιδιαίτερη έμφαση στο τροφικό δυναμικό (Parinet et al., 2004), ενώ εκτιμήσεις του παράκτιου ευτροφισμού, έχουν επίσης βασιστεί στην PCA (Lundberg et al., 2005).



Εικόνα 3. Γραφική αναπαράσταση του διαφορετικού τρόπου προσέγγισης των δεδομένων από τις μεθόδους PCA και LDA αντίστοιχα. Αναδεικνύει την καταλληλόλητα της LDA για ανάπτυξη μεθόδου διαχωρισμού δύο διαφορετικών ομάδων δεδομένων

Linear Discriminant Analysis - LDA

Οι LDAs πραγματοποιήθηκαν για την εύρεση μιας μαθόδου που θα ξεχώριζε ικανοποιητικά τους «μάρτυρες» και θα μπορούσε να χρησιμοποιηθεί για τα υπόλοιπα δείγματα, ώστε να χαρακτηριστούν, όπως και έγινε.

Η Linear Discriminant Analysis (LDA) είναι μια μέθοδος που χρησιμοποιείται στη στατιστική, στην αναγνώριση προτύπων και στη μηχανική μάθηση για να βρεθεί ένας γραμμικός συνδυασμός χαρακτηριστικών που χαρακτηρίζει ή χωρίζει δύο ή περισσότερες κατηγορίες αντικειμένων ή συμβάντων. Ο συνδυασμός που προκύπτει μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως γραμμικός ταξινομητής -όπως γίνεται στην παρούσα εργασία- ή, πιο συχνά, για τη μείωση των διαστάσεων πριν από μια μεταγενέστερη ταξινόμηση.

Ας θεωρήσουμε ένα σύνολο x παρατηρήσεων (που ονομάζονται επίσης χαρακτηριστικά, ιδιότητες, μεταβλητές ή μετρήσεις) για κάθε δείγμα ενός πληθυσμού, group, αντικειμένου ή συμβάντος με γνωστή κλάση π_i ή k ή $l \in \{0,1\}$. Αυτό το σύνολο δειγμάτων ονομάζεται training set. Το πρόβλημα της ταξινόμησης είναι τώρα να βρούμε έναν καλό προγνωστικό παράγοντα για την τάξη y οποιουδήποτε δείγματος της ίδιας κατανομής (όχι απαραίτητα από το training set) δίνοντας μόνο μια παρατήρηση x.

Υποθέτουμε ότι στον υποτιθέμενο «πληθυσμό» πi η συνάρτηση πυκνότητας πιθανότητας του x είναι κανονική πολυπαραγοντική με μέσο διανύσμα μi και πίνακα διακύμανσης-συνδιακύμανσης Σ (ίδια για όλους τους «πληθυσμούς» που συγκρίνουμε). Αυτό αποδίδεται από τον τύπο:

$$f(\mathbf{x}|\pi_i) = \frac{1}{(2\pi)^{p/2}|\mathbf{\Sigma}|^{1/2}} \exp\left[-\frac{1}{2}(\mathbf{x}-\mu_\mathbf{i})'\mathbf{\Sigma}^{-1}(\mathbf{x}-\mu_\mathbf{i})\right]$$

Για να υπολογίσουμε/εκτιμήσουμε τις παραμέτρους της παραπάνω συνάρτησης, θα πρέπει να κάνουμε ορισμένες τυποποιημένες παραδοχές:

5. Τα δεδομένα από την ομάδα i έχουν κοινό μέσο διάνυσμα μi
6. Τα δεδομένα από την ομάδα i εμφανίζουν κοινή διακύμανση-συνδιακύμανσης Σ.

7. Ανεξαρτησία: Τα «υποκείμενα» εξετάζονται ανεξάρτητα.
8. Κανονικότητα: Τα δεδομένα είναι κανονικά κατανεμημένα.
9. Η LDA είναι για ομάδες δεδομένων που εμφανίζουν ομοσκεδαστικότητα: Σ1 = Σ2 = ⋯ = Σg = Σ. Στην περίπτωση αυτή, διακύμανση-συνδιακύμανση δεν εξαρτάται από τον «πληθυσμό» από τον οποίο λαμβάνονται τα δεδομένα.

Ταξινομούμε λοιπόν κάθε νέα δειγματοληπτική μονάδα με τιμές x στον «πληθυσμό» για τον οποίο η σχέση pi*f (x | πi) εμφανίζει τη μεγαλύτερη τιμή. Όπου pi η prior probability του κάθε «πληθυσμού» ή ομάδας, δηλαδή η σχετική συχνότητα εμφάνισης των χαρακτηριστικών της κάθε ομάδας που συγκρίνουμε σε σχέση με αυτών του συνόλου των ομάδων.

Επειδή ένας μετασχηματισμός σε λογάριθμο είναι μονότονος, αυτό ισοδυναμεί με την ταξινόμηση μιας παρατήρησης στον πληθυσμό για τον οποίο το log [pi*f (x | πi)] είναι μεγαλύτερο. Ο κανόνας της απόφασής μας βασίζεται στη λεγόμενη Linear Score Function, η οποία είναι συνάρτηση της μέσης τιμής πληθυσμού (μi) για κάθε ένα από τους g πληθυσμούς, καθώς και του συγκεντρωτικού πίνακα διακύμανσης-συνδιακύμανσης.

Ο τύπος της Linear Score Function είναι:

$$s_i^L(\mathbf{X}) = -\frac{1}{2}\mu_\mathbf{i}'\mathbf{\Sigma^{-1}}\mu_\mathbf{i} + \mu_\mathbf{i}'\mathbf{\Sigma^{-1}}\mathbf{x} + \log p_i = d_{i0} + \sum_{j=1}^{p} d_{ij}x_j + \log p_i$$

όπου

$$d_{i0} = -\frac{1}{2}\mu_\mathbf{i}'\mathbf{\Sigma^{-1}}\mu_\mathbf{i}$$

$$d_{ij} = j\text{th element of } \mu_i'\Sigma^{-1}$$

Έτσι μια δειγματοληπτική μονάδα με μετρήσεις x1, x2, … , xp, ταξινομείται στον «πληθυσμό» ή group που φέρει τη μεγαλύτερη τιμή Linear Score Function. Αυτό είναι ισοδύναμο με την ταξινόμησή του στον πληθυσμό για τον οποίο είναι μεγαλύτερη η «ύστερη πιθανότητα προσχώρησής του» (Posterior Probability).

Εξετάζοντας τώρα ειδικότερα το πως αξιοποιούνται αυτές οι συναρτήσεις και οι κανόνες ταξινόμησης στην R. Έστω ότι έχουμε δύο διακριτά γκρουπ k και l.

Ο κανόνας ταξινόμησης για την LDA έχει ως εξής:

$$\log\left(\frac{P(k|\mathbf{x})}{P(l|\mathbf{x})}\right) = \log\left(\frac{\pi_k}{\pi_l}\right) + \log\left(\frac{f(\mathbf{x}|k)}{f(\mathbf{x}|l)}\right) = 0$$

Η αρχική προϋπόθεση πολυπαραγοντικής κανονικότητας με ομοσκεδαστικά δεδομένα, οδηγεί στη συνέχεια στα επόμενα:

$$\log\left(\frac{f(\mathbf{x}|k)}{f(\mathbf{x}|l)}\right) = \mathbf{x}^T\Sigma^{-1}(\mu_k - \mu_l) - 1/2(\mu_k^T\Sigma^{-1}\mu_k - \mu_l^T\Sigma^{-1}\mu_l)$$

$$\Rightarrow \log\left(\frac{f(\mathbf{x}|k)}{f(\mathbf{x}|l)}\right) = (\mathbf{x} - 1/2(\mu_k + \mu_l))^T\Sigma^{-1}(\mu_k - \mu_l)$$

Που ουσιαστικά αποτελεί αφαίρεση των δυο linear discriminant functions (linear score function χωρίς τον παράγοντα prior probability)

Ο όρος 1/2 (μk + μl) δίνει τον μέσο όρο των μέσων τιμών της ομάδας και έτσι το x-1/2 (μk + μl) δίνει τη διαφορά μεταξύ της παρατήρησης και αυτού του μέσου όρου. Υποθέτοντας ότι οι prior probabilities είναι ίσες, το αποτέλεσμα της διαφοράς (x-1/2 (μk + μl)) Τ-1 (μk-μl) καθορίζει την ταξινόμηση, ανάλογα με το εάν είναι θετική ή αρνητική (εάν είναι θετική, τότε θα ανήκει στο group k). Στην περίπτωση που οι prior probabilities δεν είναι ίσες ($\pi_k \neq \pi_l$), ο όρος log(πk/πl) δεν εξαφανίζεται, οπότε πρέπει να συνυπολογιστεί. Μπορούμε, υπό μίαν έννοια, να αντιμετωπίζουμε αυτές τις prior probabilities ως «ποινή». Εάν έχουμε ή ορίζουμε ως μια υψηλότερη πιθανότητα για ένα συγκεκριμένο είδος/ πληθυσμό/ group έναντι κάποιου άλλου, θα του δίνουμε πολύ μικρή «ποινή» επειδή θα λαμβάνουμε το λογάριθμο ενός αριθμού κοντά στο ένα, κάτι που δεν πρόκειται να μειώσει πολύ την τιμή του linear score function. Αλλά εάν υπάρχει μια χαμηλή prior probability, τότε λαμβάνουμε λογάριθμο ενός πολύ μικρού αριθμού, κάτι που τελικά οδηγεί σε σημαντική μείωση.

Όπως σε όλες τις στατιστικές επεξεργασίες, είναι χρήσιμο να χρησιμοποιηθούν διαγνωστικές διαδικασίες για να αξιολογηθεί η αποτελεσματικότητα της LDA. Χρησιμοποιείται διασταυρούμενη επικύρωση (cross-validation) για να αξιολογηθεί η πιθανότητα ταξινόμησης. Συνήθως υπάρχει κάποιος πρωταρχικός κανόνας ως προς το αποδεκτό ποσοστό λανθασμένης ταξινόμησης. Αυτοί οι κανόνες ενδέχεται να περιλαμβάνουν πράγματα όπως "ποιο είναι το κόστος εσφαλμένης ταξινόμησης;" και μπορεί να διαφέρουν ανάλογα με το τί είναι αυτό που μελετάται.

4.6) Καμπύλες Abundance-Species Rank/ μοντέλα συναρτήσεων που τις προσεγγίζουν

Dominance Plot

Το λεγόμενο Dominance plot (διάγραμμα κυριαρχίας), καλείται αλλιώς και Ranked species Abundance Plot -RAD (διάγραμμα αφθονίας/διάταξης ειδών). Αυτό μπορεί να υπολογιστεί για αφθονία, βιομάζα, κάλυψη% ή άλλο βιοτικό μέτρο που αντιπροσωπεύει την ποσότητα κάθε ταξινομικής κατηγορίας (Clarke and Warwick, 2001). Για κάθε δείγμα ή σύνολο δειγμάτων, τα είδη κατατάσσονται σε φθίνουσα σειρά αφθονίας. Η σχετική αφθονία ορίζεται στη συνέχεια ως αφθονία που εκφράζεται ως ποσοστό της συνολικής αφθονίας στο δείγμα (y άξονας), και αυτό αντιστοιχίζεται σε κάθε είδος, έναντι της φθίνουσας διάταξης των ειδών (x άξονας).

Στον y άξονα τοποθετείται είτε η σχετική αφθονία των ειδών, είτε η συσσωρευτική (cumulative), με την πρώτη να μειώνεται διαρκώς και τη δεύτερη να αυξάνεται. Στην περίπτωση που το γράφημα γίνεται με τη χρήση της συσσωρευτικής σχετικής αφθονίας, το γράφημα καλείται k-dominance plot και η καμπύλη χρησιμοποιείται για τη σύγκριση της βιοποικιλότητας. Όταν η καμπύλη k-dominance χρησιμοποιείται για τη σύγκριση της βιοποικιλότητας μεταξύ πολλών οικοτόπων, συγκρίνονται στο ίδιο γράφημα οι διαφορετικές καμπύλες. Εδώ το δείγμα που αντιπροσωπεύει την κατώτερη γραμμή έχει την υψηλότερη ποικιλότητα. Οι καμπύλες για τις μη ρυπανθείσες θέσεις θα έχουν σχήμα σίγμα και οι καμπύλες για τα μολυσμένα ενδιαιτήματα θα είναι αυξημένες (ανεβαίνουν πολύ γρήγορα).

Αντίστοιχα στην περίπτωση των καμπυλων που προκύπτουν από σχετικές αφθονίες, οι καμπύλες που αντιπροσωπεύουν δείγματα από τις μολυσμένες θέσεις θα έχουν σχήμα J, παρουσιάζοντας υψηλή κυριαρχία των άφθονων ειδών, ενώ οι καμπύλες για λιγότερο ρυπανθέντα ενδιαιτήματα θα είναι πιο επίπεδες. Στο σωρευτικό οικόπεδο δεσπόζουσας θέσης,

Μοντέλα προσομοίωσης καμπυλών RAD

Η κατανομή της σχετικής αφθονίας (RAD) αποτελεί την πιο λεπτομερή αναπαράσταση ενός συνόλου, ενσωματώνοντας τόσο τον πλούτο όσο και τις σχετικές αφθονίες των ειδών (Magurran 2004). Οι σχετικές κατανομές αφθονίας, που είναι ανεξάρτητες από την ταυτότητα των ειδών, παρέχουν μια περίληψη της δομής μιας κοινότητας που αντικατοπτρίζει τον συνδυασμό εξελικτικών και σύγχρονων οικολογικών δυνάμεων που επηρεάζουν τους οργανισμούς (Tokeshi and Schmid 2002). Οι αναλύσεις των μοντέλων RAD μπορούν επομένως να δώσουν μια χρήσιμη εικόνα για τις μηχανιστικές διεργασίες της ποικιλότητας (Tokeshi 1999) και την κατανόηση της οργάνωσης των βιολογικών κοινοτήτων από άποψη χρόνου, χώρου, διαθεσιμότητας πόρων και άλλων πιθανών περιβαλλοντικών παραγόντων, όπως οι διαταραχές (Mouillot et al. 2000). Παραδοσιακά, τα πρότυπα αφθονίας των ειδών συγκρίνονται με εκείνα που προβλέπουν τα ντετερμινιστικά μοντέλα, βασισμένα σε στατιστικές κατανομές που χρησιμοποιούνται είτε με περιγραφικό τρόπο είτε προκύπτουν από παραδοχές με οικολογικό περιεχόμενο (McGill et al., 2007).

Πολλές δημοσιευμένες έρευνες σχετικά με τις κοινότητες του φυτοπλαγκτού πραγματοποιήθηκαν χρησιμοποιώντας στατιστικά μοντέλα με περιγραφικό τρόπο, όπως τα μοντέλα Zipf-Mandelbrot (Juhos and Voros 1998) και Mandelbrot (Devaux and Aleya 1993), καθώς και η log-normal κατανομή (Tsirtsis et al 2008), τα οποία περιγράφουν επιτυχώς τα πρότυπα αφθονίας των ειδών σε σχέση με τα διαφορετικά επίπεδα ευτροφισμού. Το πρόσφατα προτεινόμενο ουδέτερο μοντέλο βιοποικιλότητας (Hubbell 2001), βασισμένο στην θεωρία ισορροπίας της νησιωτικής βιογεωγραφίας, έχει επίσης δοκιμαστεί σε κοινότητες φυτοπλαγκτού σε λίμνες (Walker και Cyr 2007) και θαλάσσια περιβάλλοντα (Pueyo 2006).

Τα μοντέλα που εδώ θα εξεταστούν είναι τα εξής:

$$\hat{a}_r = \frac{N}{S}\sum_{k=r}^{S}\frac{1}{k} \qquad \text{brokenstick}$$

$$\hat{a}_r = N\alpha(1-\alpha)^{r-1} \qquad \text{preemption}$$

$$\hat{a}_r = \exp\left[\log(\mu) + \log(\sigma)\Phi\right] \qquad \text{log-normal}$$

$$\hat{a}_r = N\hat{p}_1 r^{\gamma} \qquad \text{Zipf}$$

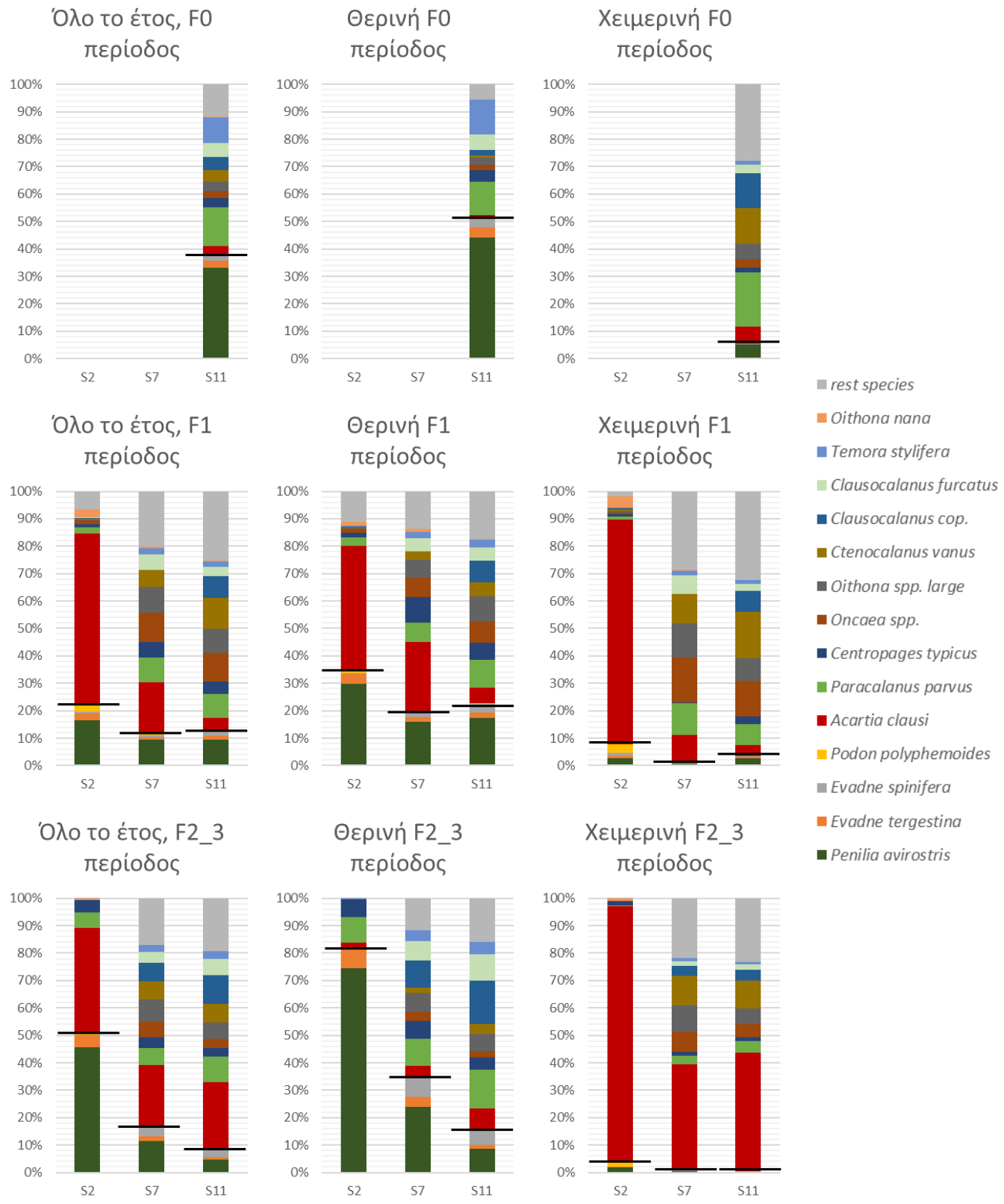
$$\hat{a}_r = Nc(r+\beta)^{\gamma} \qquad \text{Zipf–Mandelbrot}$$

5. Αποτελέσματα

5.1) Διαφοροποίηση μεταξύ των δύο δειγμάτων «μαρτύρων»

- Γραφήματα Stacked Bar Charts

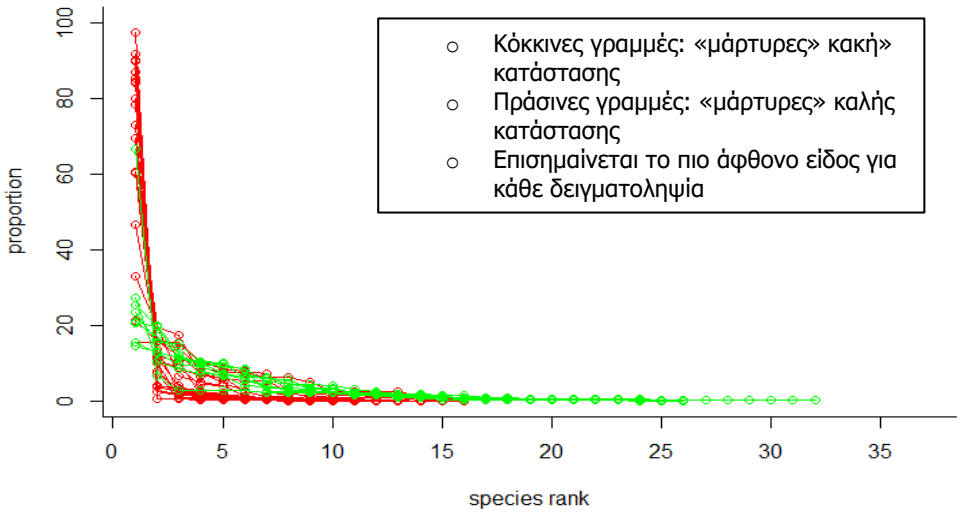
Από μια πρώτη απεικόνιση των αρχικών ήδη ταξινομημένων δεδομένων μεσοζωοπλαγκτού (κωπήποδα και κλαδοκεραιωτά) μέσω γραφημάτων συσσωρευμένων ράβδων (stacked bar chart) (εικόνα 4) προκύπτουν τα παρακάτω:
Η παρουσία των κλαδοκεραιωτών εμφανίζεται σημαντικά μειωμένη κατά τις χειμερινές περιόδους, συγκριτικά με τις θερινές, αλλά και συνολικά όλο το έτος (κάτω μέρος οριζόντιας μαύρης γραμμής στις ράβδους). Η συνολική συμμετοχή των κλαδοκεραιωτών φτάνει ή και ξεπερνάει το 50% στο σταθμό S2 για όλο το έτος και τους θερινούς μήνες την περίοδο F2_3 και στο σταθμό S11 κατά τη θερινή F0 περίοδο. Σε κάθε περίπτωση το πλεόν άφθονο κλαδοκεραιωτό είναι το *Penilia avirostris*. Αντίστοιχα το πλέον άφθονο κωπήποδο είναι κατά κανόνα το *Acartia clausi* . Σε κάθε περίπτωση που μελετάμε, αυτά τα δύο είδη είναι κυρίαρχα στον S2 σταθμό εμφανίζοντας αθροιστικά ποσοστά που φτάνουν και ξεπερνούν το 80% της αφθονίας -με το *P.avirostris* να είναι σημαντικά πιο άφθονο τους θερινούς μήνες και το *A.clausi* τους χειμερινούς. Η συνδυασμένη τους αυτή κυριαρχία μειώνεται προοδευτικά προς τον S7 και τέλος τον S11 σταθμό, οδηγώντας σε πιο εξομαλυμένη εικόνα της κοινότητας. Εξαίρεση αποτελεί ο S11 σταθμός όλο το έτος και τους θερινούς μήνες της F0 περιόδου, όπου το *P.avirostris* εμφανίζει ποσοστά 32-42%, όπως και κατά τη χειμερινή F2_3 περίοδο, όπου στον ίδιο σταθμό το *A.clausi* εμφανίζει πολύ υψηλά ποσοστά της τάξεως του 40%.



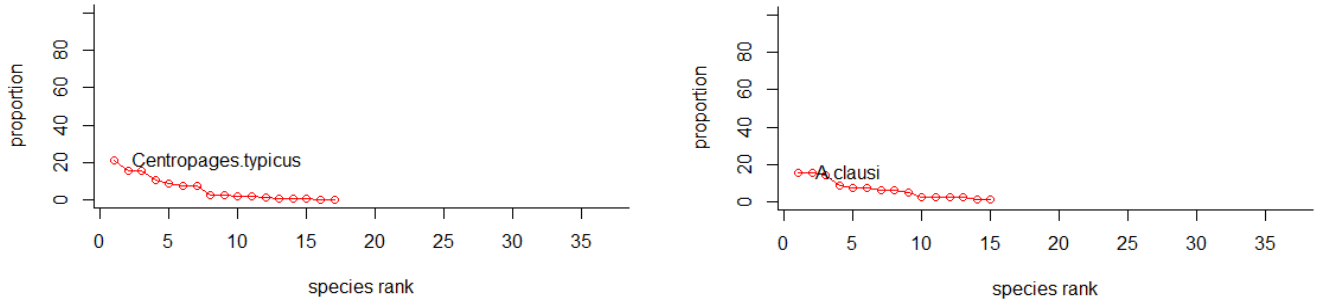
Εικόνα 4. Γραφήματα συσσωρευμένων ράβδων (stacked bar charts) του μέσου όρου της % αφθονίας ειδών κωπηπόδων και κλαδοκεραιωτών κάθε σταθμού, για την κάθε επιμέρους περίπτωση που μελετάται.

- Καμπύλες αφθονίας – κατάταξης ειδών (Rank Abundance Plots- RADs)

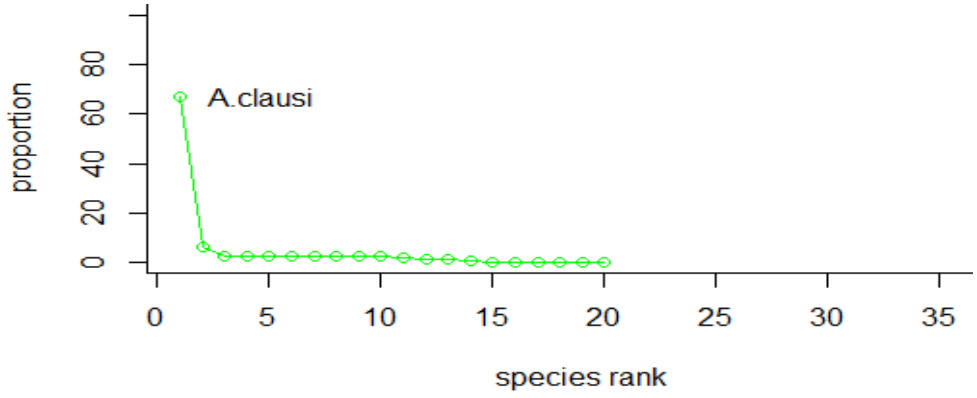
Κατασκευάστηκαν οι καμπύλες RAD για τις ομάδες δειγματοληψιών που αντιστοιχούν στους «μάρτυρες» κακής και καλής κατάστασης, ώστε να εξεταστεί η μορφή τους (εικόνα 5). Επίσης απεικονίζονται οι καμπύλες δειγματοληψιών που ανήκουν στο «μάρτυρα» κακής (εικόνα 6) και καλής κατάστασης (εικόνα 7) αντίστοιχα αλλά δεν εμφανίζουν την αναμενόμενη μορφή.



Εικόνα 5. Καμπύλες RAD των «μαρτύρων» κακής (κόκκινο) και καλής (πράσινο) περιβαλλοντικής κατάστασης.



Εικόνα 6. Καμπύλες RAD δύο δειγματοληψιών που ανήκουν στο «μάρτυρα» κακής κατάστασης αλλά δεν εμφανίζουν την αναμενόμενη εικόνα.



Εικόνα 7. Καμπύλη RAD μιας δειγματοληψίας που ανήκει στο «μάρτυρα» καλής κατάστασης αλλά δεν εμφανίζει την αναμενόμενη εικόνα.

- Παραγωγής δεικτών ποικιλότητας για κάθε «μάρτυρα» και εξέτασης της διαφοροποίησής τους σε στατιστικά σημαντικό επίπεδο >95% (ANOVA & Kruskal Wallis test)

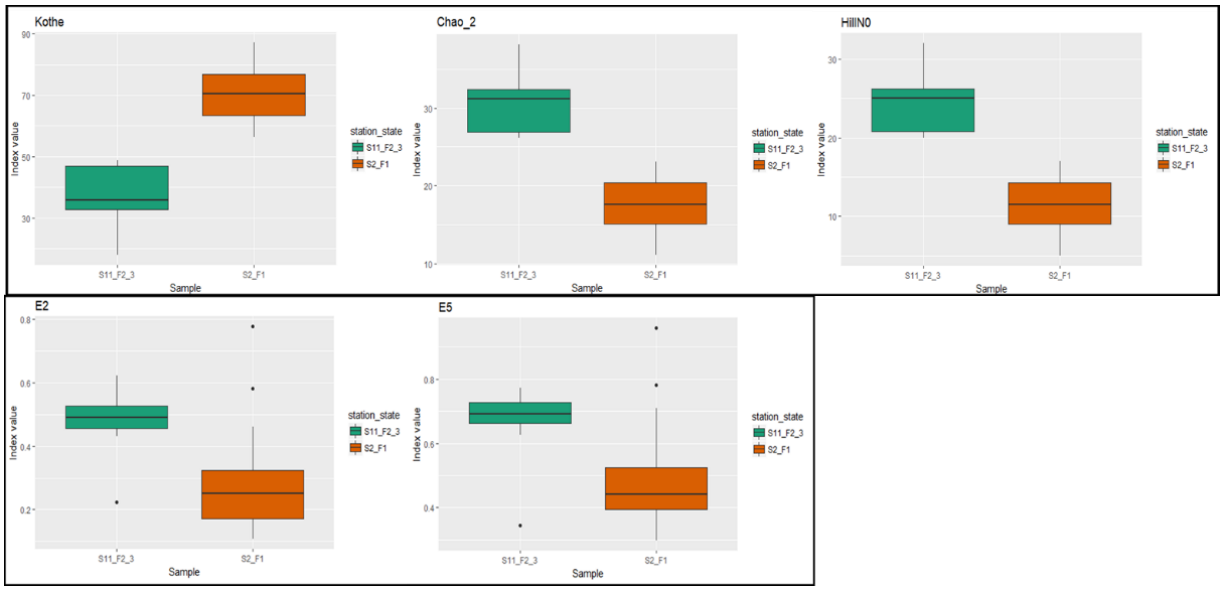
Οι δείκτες που -εκπληρώνοντας τις προϋποθέσεις κανονικότητας και ομοσκεδαστικότητας- παρουσιάζουν μέσω ANOVA στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση εμφανίζονται στους πίνακες με ανοιχτό μπλε χρώμα, ενώ οι ορισμένες λίγες περιπτώσεις που έχουμε p value της ANOVA λίγο μεγαλύτερο από 0.05, εμφανίζονται με κόκκινο. Οι δείκτες που δεν εκπληρώνουν τις παραπάνω προϋποθέσεις, αλλά παρουσιάζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση μέσω Kruskal Wallis, εμφανίζονται με ανοιχτό πορτοκαλί χρώμα, ενώ αντίστοιχα εκείνοι που για λίγο ξεπερνούν το όριο της 95% σημαντικότητας, με καφέ χρώμα.

Συνολικά στον Πίνακα 4 παρατηρούμε πως :
Στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση μέσω ANOVA για όλο το χρόνο εμφανίζουν οι δείκτες υψηλής ποικιλότητας HillN0 (ο πλούτος των ειδών) και Chao2, ο δείκτης χαμηλής ποικιλότητας Kothe και οι δείκτες ισοδυναμίας ειδών (evenness) E2 και E5. Μάλιστα οι HillN0, Chao 2 και Kothe, παραμένουν στατιστικά σημαντικοί όταν εξετάζουμε ξεχωριστά θερινή και χειμερινή περίοδο.
Η μεγάλη πλειοψηφία των δεικτών δείχνει να μην εκπληρώνει τις απαιτούμενες προϋποθέσεις κανονικότητας και ομοσκεδαστικότητας, αλλά παρόλα αυτά εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση μέσω Kruskal Wallis. Αξίζει να σημειωθεί πως στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση σε όλες τις περιπτώσεις -όλο το χρόνο, θερινή και χειμερινή περίοδο- εμφανίζουν οι δείκτες ποικιλότητας Menhinic, Shannon, HillN1, HillN2, Odum, M, Brillouin και Fisher's α, ο δείκτης ισοδυναμίας ειδών E3 και οι δείκτες κυριαρχίας ειδών (dominance) Berger-Parker και McNaughton.

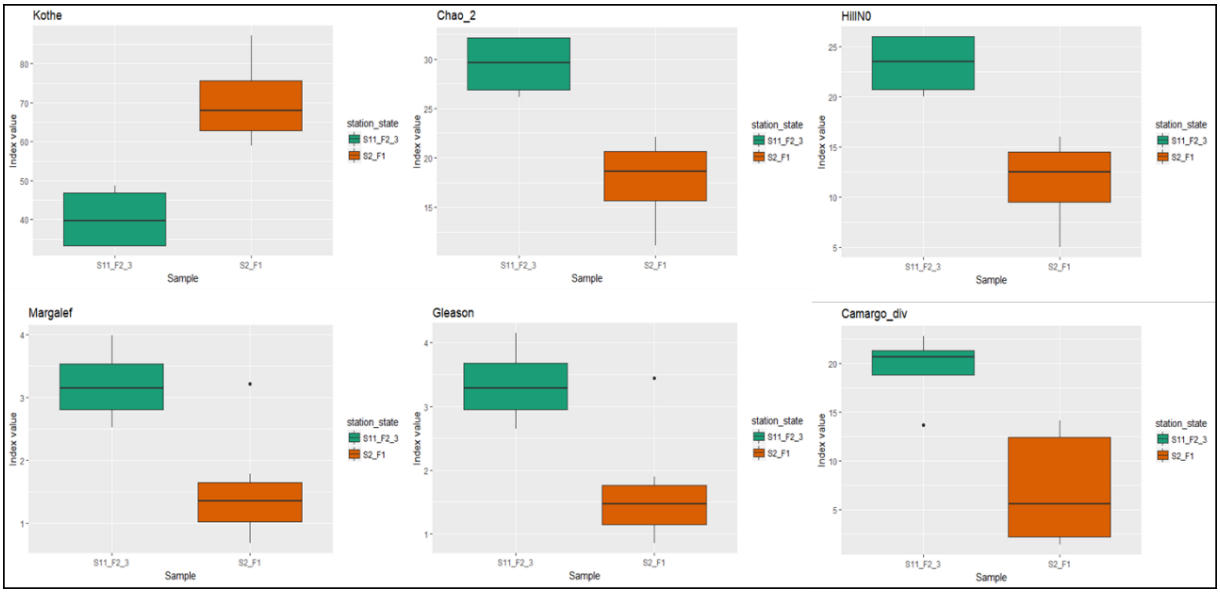
Από τις εικόνες 8 έως 11, των Box & Whisker γραφημάτων προκύπτει πως σε κάθε περίπτωση οι δείκτες υψηλής ποικιλότητας και ισοδυναμίας ειδών εμφανίζουν σαφώς αυξημένες τιμές στον «μάρτυρα» καλής κατάστασης, ενώ οι δείκτες χαμηλής ποικιλότητας (Kothe, Simpson) και ισοδυναμίας (Redundancy), καθώς και οι δείκτες κυριαρχίας εμφανίζουν αντίθετα αυξημένες τιμές στον «μάρτυρα» κακής κατάστασης.

Πίνακας 4. Στατιστικά τεστ Shapiro, Bartlett, Anova και Kruskal Wallis για τους 27 δείκτες που υπολογίστηκαν, για τη σύγκριση καλού-κακού «μάρτυρα». Α) Όλο το έτος, Β) θερινή περίοδος, Γ) χειμερινή περίοδος.

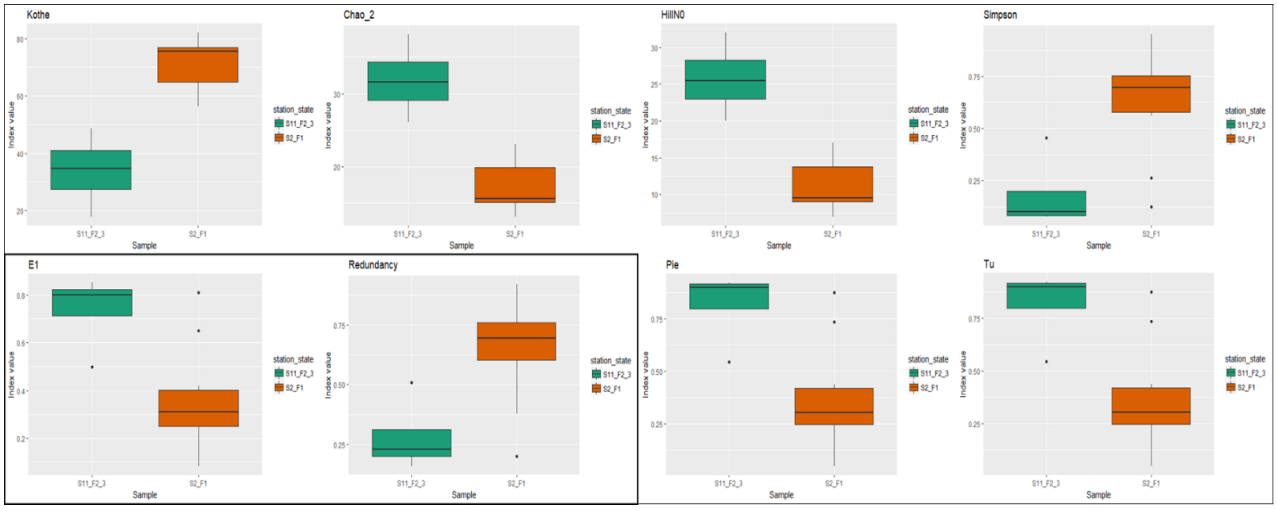
A					B				Γ			
Index	Shapiro	Bartlett	ANOVA	Kruskal_Wallis	Shapiro	Bartlett	ANOVA	Kruskal_Wallis	Shapiro	Bartlett	ANOVA	Kruskal_Wallis
Margalef	0.007388	0.247082	3.12E-07	0.000111	0.151178	0.822166	0.001151	0.01091	0.034728	0.173065	0.000201	0.00721
Gleason	0.006415	0.265809	4.09E-07	0.000111	0.107864	0.794359	0.001397	0.01091	0.036246	0.176975	0.000218	0.00721
Menhinick	3.45E-05	0.616118	0.001474	0.00079	0.000736	0.350258	0.170977	0.023652	0.00455	0.04864	0.001911	0.01091
Simpson	0.00324	0.044423	0.000123	0.000544	0.015268	0.000118	0.009776	0.023652	0.089447	0.530977	0.008431	0.01091
Shannon	0.005389	0.163747	6.81E-06	0.000205	0.025863	0.002122	0.002817	0.01621	0.046895	0.906897	0.001899	0.01091
HillN0	0.081204	0.581982	5.26E-09	4.52E-05	0.551456	0.861398	9.94E-05	0.004543	0.091616	0.48684	5.08E-05	0.004454
HillN1	0.000269	0.473211	1.18E-06	0.000205	0.006731	0.025666	0.00088	0.01621	0.002289	0.134447	0.000995	0.01091
HillN2	5.66E-05	0.533969	3.67E-05	0.000544	0.011002	0.015271	0.008933	0.023652	0.000766	0.075454	0.003157	0.01091
E1	0.027532	0.045083	0.0003	0.001356	0.189825	0.001767	0.020537	0.023652	0.116678	0.576973	0.009225	0.01621
E2	0.085719	0.306479	0.006989	0.00603	0.619137	0.028555	0.119447	0.033895	0.023258	0.620129	0.031716	0.065992
E3	0.016625	0.223343	0.002284	0.003182	0.294056	0.019525	0.071818	0.033895	0.020543	0.785074	0.017657	0.033895
E4	0.120325	0.766853	0.32726	0.721853	0.03183	0.012707	0.832816	0.887537	0.556564	0.178434	0.28337	0.671373
E5	0.066152	0.559065	0.013799	0.022111	0.247282	0.002699	0.087865	0.065992	0.090317	0.431743	0.098022	0.203092
Odum	3.06E-08	0.174811	0.255947	0.001921	3.79E-06	0.049216	0.97192	0.033895	0.000666	0.014863	0.006275	0.023652
Redundancy	0.022205	0.043972	0.000299	0.002279	0.133234	0.002811	0.019473	0.023652	0.158726	0.55867	0.009654	0.023652
Pie	0.00324	0.044423	0.000123	0.000544	0.015268	0.000118	0.009776	0.023652	0.089447	0.530977	0.008431	0.01091
M	0.002443	0.182732	7.25E-05	0.001135	0.038522	0.001032	0.008355	0.023652	0.028684	0.999291	0.006085	0.01091
Tu	0.00324	0.044423	0.000123	0.000544	0.015268	0.000118	0.009776	0.023652	0.089447	0.530977	0.008431	0.01091
Kothe	0.081203	0.581982	5.26E-09	4.52E-05	0.551456	0.861398	9.94E-05	0.004543	0.091616	0.48684	5.08E-05	0.004454
Berger.Parker	0.000942	0.276396	7.12E-05	0.00079	0.016676	0.001509	0.005431	0.023652	0.020792	0.914948	0.008763	0.01621
Brillouin	0.006545	0.15327	4.38E-06	0.000111	0.033494	0.001153	0.001673	0.004678	0.049757	0.839908	0.002019	0.01091
N	0.022252	0.009729	0.01797	0.022111	0.240308	0.059834	0.06026	0.089686	0.008479	0.145246	0.161801	0.065992
McNaughton	0.00047	0.321337	2.59E-05	0.000948	0.036475	0.008034	0.005171	0.023652	0.004147	0.820359	0.003738	0.01621
Camargo_Even	0.000468	0.136759	0.025191	0.0533	0.003247	0.073524	0.214234	0.396144	0.008801	0.9201	0.024132	0.047715
Camargo_div	0.00116	0.632513	2.75E-06	0.000305	0.072854	0.563627	0.001494	0.00721	0.004168	0.187643	0.001026	0.01091
Chao_2	0.081204	0.581982	5.26E-09	4.52E-05	0.551456	0.861398	9.94E-05	0.004543	0.091616	0.48684	5.08E-05	0.004454
Fisher.alpha	0.000685	0.13024	4.83E-06	0.000251	0.025124	0.712629	0.00893	0.01621	0.007904	0.036415	0.000313	0.01091



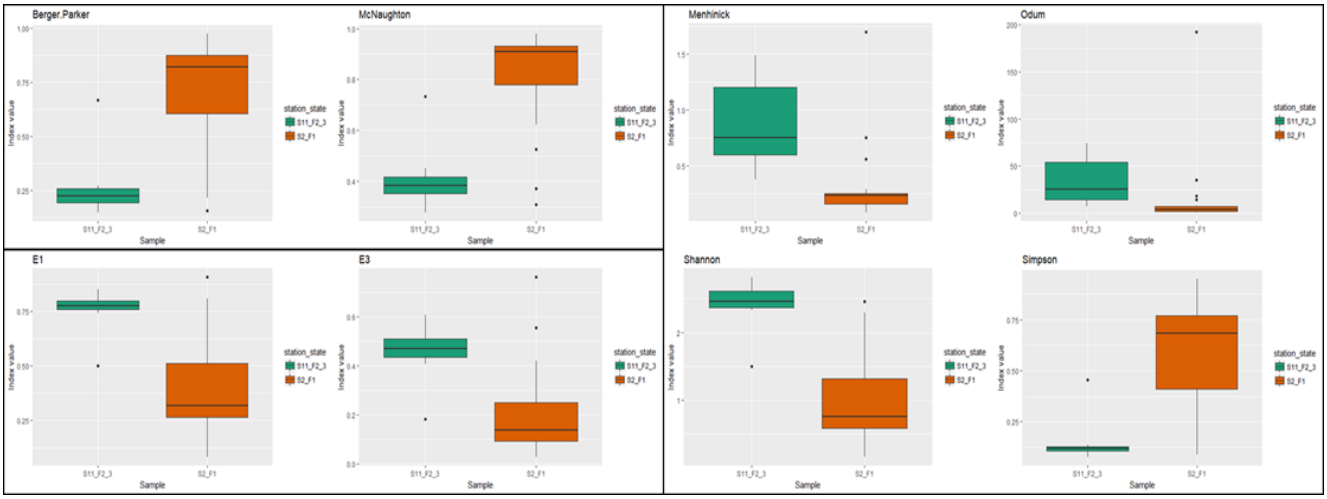
Εικόνα 8. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση μέσω ANOVA, για όλο το έτος. Με πράσινο ο «μάρτυρας» καλής κατάστασης, με πορτοκαλί ο «μάρτυρας» κακής.



Εικόνα 9. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση μέσω ANOVA, για τη θερινή περίοδο. Με πράσινο ο «μάρτυρας» καλής κατάστασης, με πορτοκαλί ο «μάρτυρας» κακής.



Εικόνα 10. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση μέσω ANOVA, για τη χειμερινή. Με πράσινο ο «μάρτυρας» καλής κατάστασης, με πορτοκαλί ο «μάρτυρας» κακής.



Εικόνα 11. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση μέσω Kruskal Wallis, για όλο το έτος. Με πράσινο ο «μάρτυρας» καλής κατάστασης, με πορτοκαλί ο «μάρτυρας» κακής.

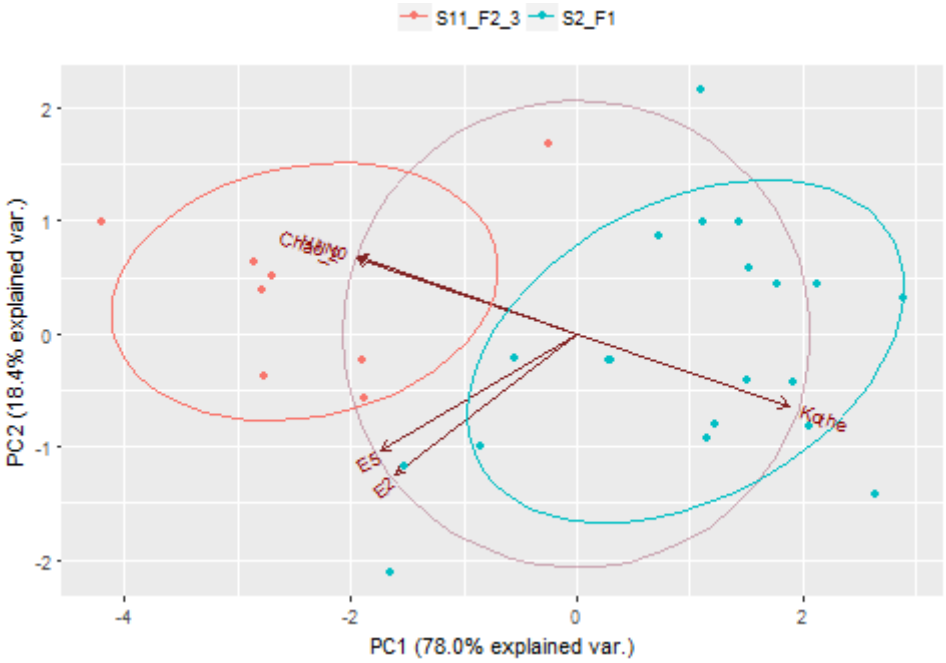
- Εξέτασης της ομαδοποίησης αυτών των δεικτών στην κατεύθυνση του «μάρτυρα» καλής και κακής κατάστασης αντίστοιχα μέσω της μεθόδου PCA.

Σε όλες τις περιπτώσεις σύγκρισης Καλού-Κακού «μάρτυρα» οι δείκτες υψηλής ποικιλότητας ομαδοποιούνται αυξανόμενοι στην κατεύθυνση του Καλού «μάρτυρα». Αντίθετα κινούνται οι δείκτες χαμηλής ποικιλότητας Kothe & Simpson, όπως και οι δείκτες επικράτησης Berger Parker & McNaughton - που όμως εντοπίζονται μόνο από Kruskal Wallis.
Όσον αφορά τους δείκτες ισοκατανομής των ειδών (evenness) ομαδοποιούνται μαζί, σε κάποιο βαθμό προς τον καλό «μάρτυρα», αλλά όχι τόσο έντονα όσο οι δείκτες υψηλής ποικιλότητας, όταν κοιτάμε τις PCAs της ANOVA. Στην περίπτωση της Kruskal Wallis αυξάνουν λίγο πιο έντονα προς τον καλό «μάρτυρα». Αντίθετα ο δείκτης χαμηλής ισοκατανομής Redundancy αυξάνει εντελώς ανάποδα, και όταν υπάρχει ομαδοποιείται με Kothe, Simpson, Berger Parker ή McNaughton, ανάλογα το συνδυασμό δεικτών που έχουμε (εικόνες 12-16, πίνακες 5-9)

Χρήση δεικτών που διαφοροποιούνται μέσω **ANOVA**

Πίνακας 5. Ανάλυση των κύριων συνιστωσών (PC) της PCA των δεικτών για τους «μάρτυρες» καλής-κακής κατάστασης, όλο το έτος. 1ος συνδυασμός δεικτών.

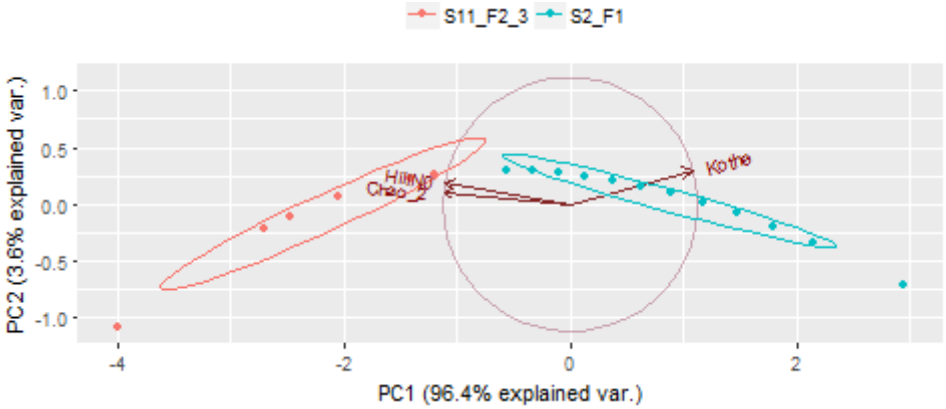
Importance of components:			
	PC1	PC2	PC3
Standard deviation	1.9743	0.9592	0.35339
Proportion of Variance	0.7796	0.184	0.02498
Cumulative Proportion	0.7796	0.9636	0.98858
	PC1	PC2	PC3
HillN0	-0.47121	0.34346	0.418828
E2	-0.39379	-0.62738	-0.34129
E5	-0.42605	-0.52295	0.384662
Kothe	0.462104	-0.32087	0.715994
Chao_2	-0.47732	0.334662	0.217929



Εικόνα 12. Απεικόνιση PCA για «μάρτυρες» καλής (κόκκινο) -κακής (μπλε) κατάστασης για όλο το έτος. 1ος συνδυασμός δεικτών.

Πίνακας 6. Ανάλυση των κύριων συνιστωσών (PC) της PCA των δεικτών για τους «μάρτυρες» καλής-κακής κατάστασης, όλο το έτος. 2ος συνδυασμός δεικτών.

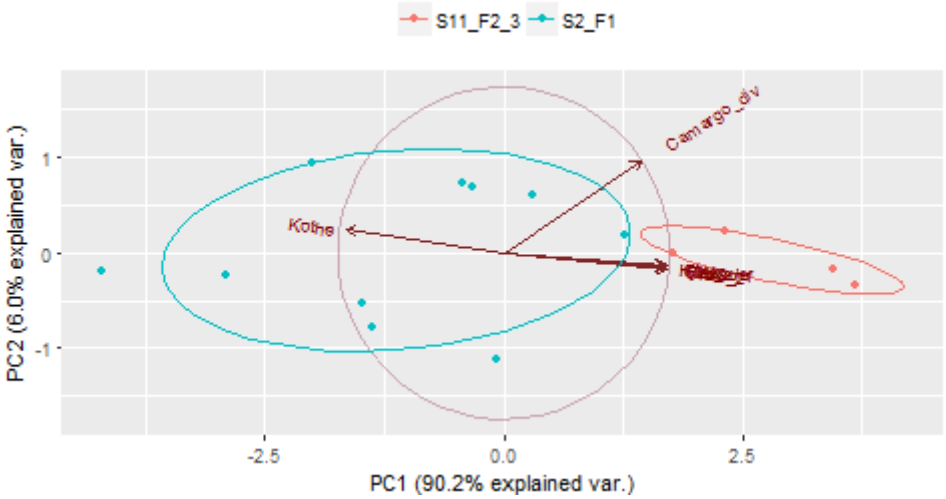
Importance of components			
	PC1	PC2	PC3
Standard deviation	1.7007	0.32672	0.02939
Proportion of Variance	0.9641	0.03558	0.00029
Cumulative Proportion	0.9641	0.99971	1
	PC1	PC2	PC3
HillN0	-0.57986	0.503895	0.640194
Kothe	0.566815	0.813957	-0.12726
Chao_2	-0.58522	0.289076	-0.7576



Εικόνα 13. Απεικόνιση PCA για «μάρτυρες» καλής (κόκκινο) -κακής (μπλε) κατάστασης για όλο το έτος. 2ος συνδυασμός δεικτών.

Πίνακας 7. Ανάλυση των κύριων συνιστωσών (PC) της PCA των δεικτών για τους «μάρτυρες» καλής-κακής κατάστασης, τη θερινή περίοδο.

Importance of components			
	PC1	PC2	PC3
Standard deviation	2.326	0.59809	0.38678
Proportion of Variance	0.902	0.05962	0.02493
Cumulative Proportion	0.902	0.96162	0.98656
	PC1	PC2	PC3
Margalef	0.419872	-0.13154	0.514032
Gleason	0.417226	-0.13942	0.566477
HillN0	0.419936	-0.13103	-0.2341
Kothe	-0.40804	0.235131	0.528466
Camargo_div	0.35698	0.93019	-0.05683
Chao_2	0.4235	-0.15985	-0.27851

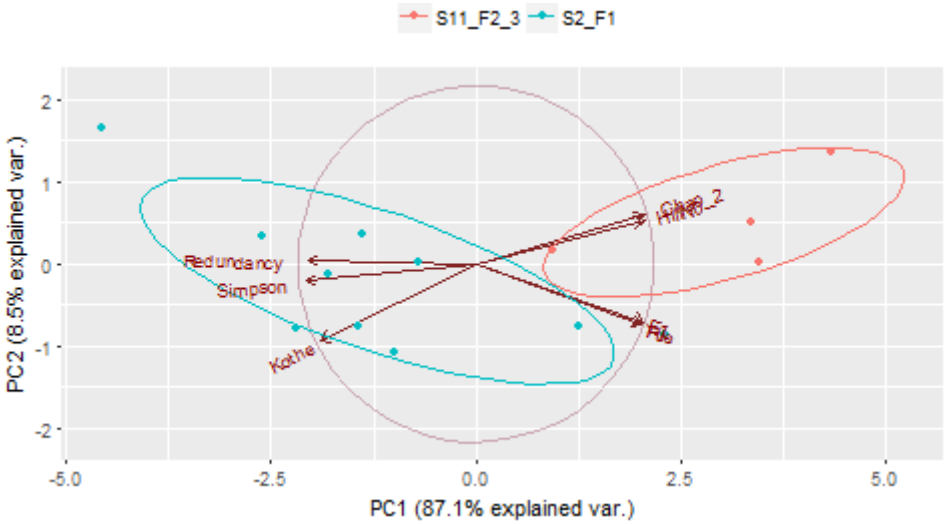


Εικόνα 14. Απεικόνιση PCA για «μάρτυρες» καλής (κόκκινο) -κακής (μπλε) κατάστασης τη θερινή περίοδο.

Πίνακας 8. Ανάλυση των κύριων συνιστωσών (PC) της PCA των δεικτών για τους «μάρτυρες» καλής-κακής κατάστασης, χειμερινή περίοδος.

Importance of components			
	PC1	PC2	PC3
Standard deviation	2.6395	0.8231	0.52291
Proportion of Variance	0.8709	0.08469	0.03418
Cumulative Proportion	0.8709	0.95556	0.98974
	PC1	PC2	PC3
Simpson	-0.36141	-0.1131	-0.53963

HillN0	0.357881	0.301467	-0.31725
E1	0.35712	-0.39639	-0.03656
Redundancy	-0.35573	0.022261	-0.64455
Pie	0.35268	-0.41783	-0.22748
Tu	0.35268	-0.41783	-0.22748
Kothe	-0.33209	-0.52387	0.122172
Chao_2	0.358007	0.339263	-0.27009



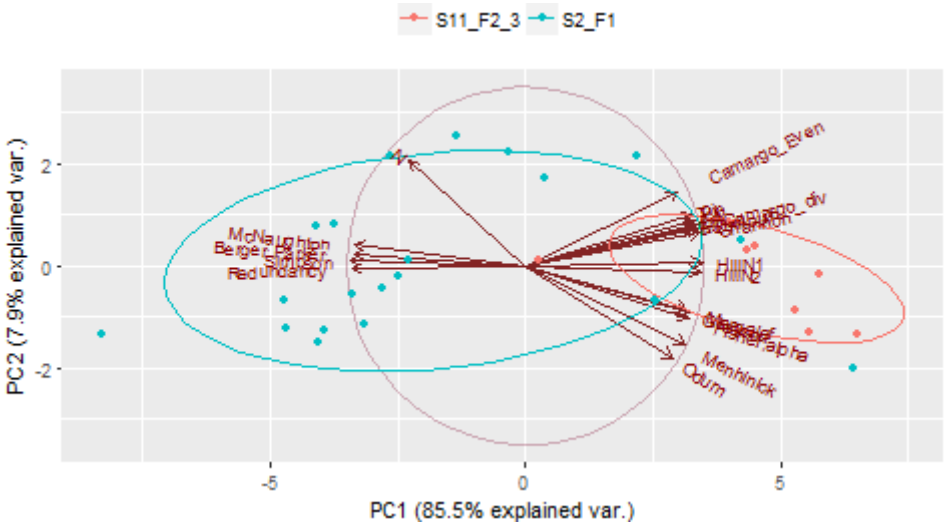
Εικόνα 15. Απεικόνιση PCA για «μάρτυρες» καλής (κόκκινο) -κακής (μπλε) κατάστασης για τη χειμερινή περίοδο.

Χρήση δεικτών που διαφοροποιούνται μέσω **Kruskal-Wallis.**

Πίνακας 9. Ανάλυση των κύριων συνιστωσών (PC) της PCA των δεικτών για τους «μάρτυρες» καλής-κακής κατάστασης, όλο το έτος. 1ος συνδυασμός δεικτών.

Importance of components				
	PC1	PC2	PC3	PC4
Standard deviation	4.2384	1.28449	0.82217	0.7108
Proportion of Variance	0.8554	0.07857	0.03219	0.02406
Cumulative Proportion	0.8554	0.934	0.96619	0.99025
	PC1	PC2	PC3	PC4
Margalef	0.213799	-0.18964	0.394523	0.164102
Gleason	0.214726	-0.20347	0.365965	0.155154
Menhinick	0.210223	-0.34122	-0.02409	0.153305
Simpson	-0.23035	0.024184	-0.04525	0.288797
Shannon	0.229332	0.145242	0.017407	0.184489
HillN1	0.233364	0.013713	0.085442	-0.14592
HillN2	0.230352	-0.02418	0.045255	-0.2888
E1	0.223331	0.194482	-0.18479	0.165868
E3	0.222305	0.162504	-0.30385	-0.04822
Odum	0.194942	-0.40014	-0.24848	0.136866
Redundancy	-0.22707	-0.00998	0.083225	0.317978

Pie	0.220533	0.222046	-0.05723	0.274352
M	0.226742	0.179541	-0.05327	0.187731
Tu	0.220533	0.222046	-0.05723	0.274352
Berger.Parker	-0.22516	0.052905	-0.03389	0.382297
Brillouin	0.228066	0.161995	0.034121	0.187936
N	-0.15476	0.455679	0.569992	-0.09993
McNaughton	-0.22484	0.091695	-0.04863	0.366308
Camargo_Even	0.199729	0.319763	-0.17672	-0.15696
Camargo_div	0.222752	0.174675	0.175324	-0.02989
Fisher.alpha	0.215752	-0.22498	0.319503	0.129343



Εικόνα 16. Απεικόνιση PCA για «μάρτυρες» καλής (κόκκινο) -κακής (μπλε) κατάστασης για όλο το έτος. 1ος συνδυασμός δεικτών.

5.2) Α)Διαφοροποίηση μεταξύ των διαφόρων σταθμών για δεδομένες χρονικές περιόδους / Β)Χρονική διαφοροποίηση για κάθε σταθμό

Α) Χωρική διαφοροποίηση μεταξύ των σταθμών

Α.1) κατά την χρονική περίοδο 1995-2004 (F1)

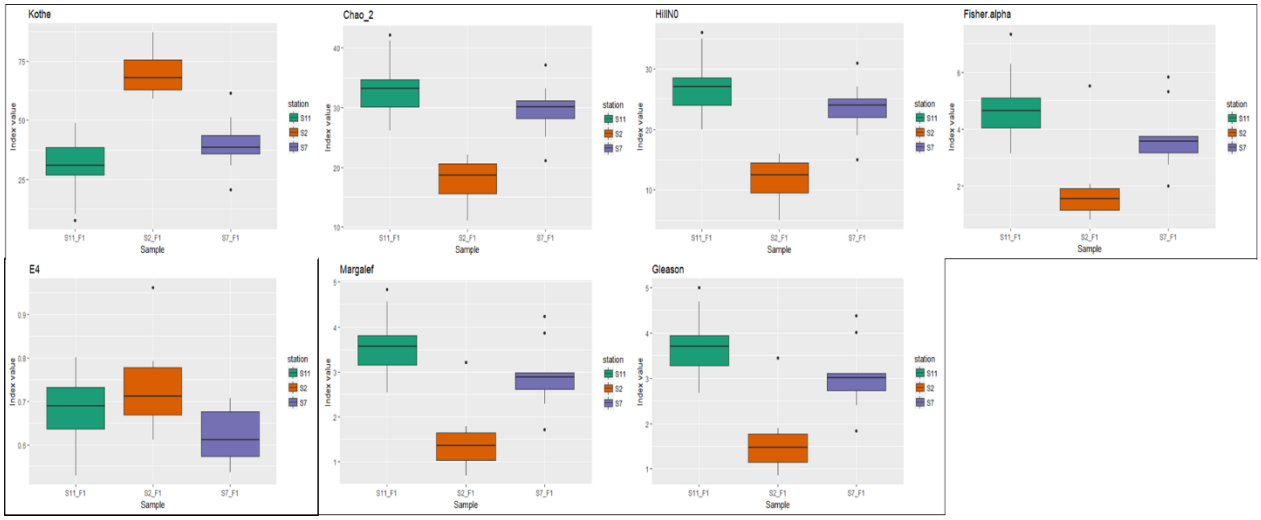
- παραγωγή δεικτών ποικιλότητας για κάθε δείγμα και εξέτασης της διαφοροποίησής τους σε στατιστικά σημαντικό επίπεδο >95% (ANOVA & Kruskal Wallis test)

Οι δείκτες που -εκπληρώνοντας τις προϋποθέσεις κανονικότητας και ομοσκεδαστικότητας- παρουσιάζουν μέσω ANOVA στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση εμφανίζονται στους πίνακες με ανοιχτό μπλε χρώμα, ενώ οι ορισμένες λίγες περιπτώσεις που έχουμε p value της ANOVA λίγο μεγαλύτερο από 0.05, εμφανίζονται με κόκκινο. Οι δείκτες που δεν εκπληρώνουν τις παραπάνω προϋποθέσεις, αλλά παρουσιάζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση μέσω Kruskal Wallis, εμφανίζονται με ανοιχτό πορτοκαλί χρώμα, ενώ αντίστοιχα εκείνοι που για λίγο ξεπερνούν το όριο της 95% σημαντικότητας, με καφέ χρώμα.

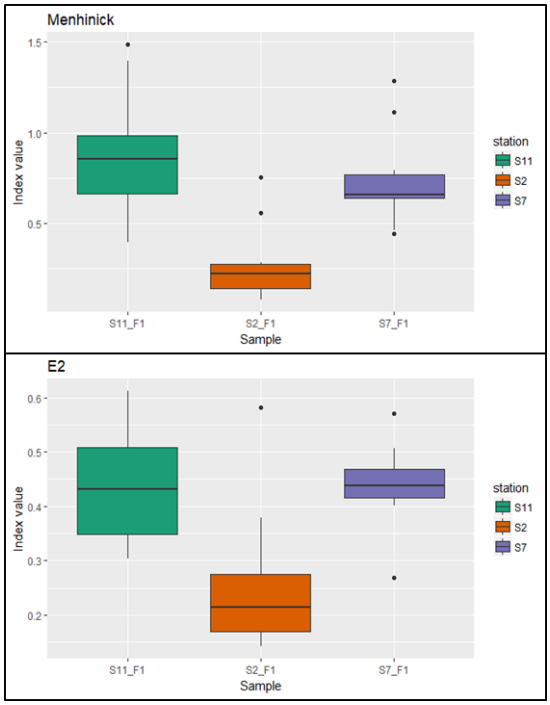
Στον πίνακα 10 παρατηρούμε πως στατιστικά σημαντικές διαφοροποιήσεις παρατηρούνται για το σύνολο σχεδόν των δεικτών που χρησιμοποιήθηκαν, κυρίως όμως μέσω της Kruskal Wallis. Συγκεκριμένα μέσω Anova για όλο το έτος μόνο ο δείκτης evenness E4 δίνει αποτέλεσμα, ενώ κατά τη θερμή F1 περίοδο προκύπτουν αποτελέσματα για 7 δείκτες ανάμεσα στους οποίους είναι ξανά οι HillN0, Chao2 και Kothe, ενώ ο E4 συνεχίζει κι εδώ να εμφανίζει στατιστικά σημαντικό αποτέλεσμα. Από τις εικόνες 17 έως 19, παρατηρούμε πως κατά κανόνα εμφανίζεται ξεχωριστά ο S2, παρουσιάζοντας παρόμοια εικόνα με τον κακό «μάρτυρα», αναφορικά με τις υψηλές ή χαμηλές τιμές συγκεκριμένων δεικτών. Σε ορισμένες περιπτώσεις υπάρχει μια σχετική διαφοροποίηση και μεταξύ S7-S11.

Πίνακας 10. Στατιστικά τεστ Shapiro, Bartlett, Anova και Kruskal Wallis για τους 27 δείκτες που υπολογίστηκαν, για τη σύγκριση των τριών σταθμών την περίοδο F1. Α) Όλο το έτος, Β) θερινή περίοδος, Γ) χειμερινή περίοδος.

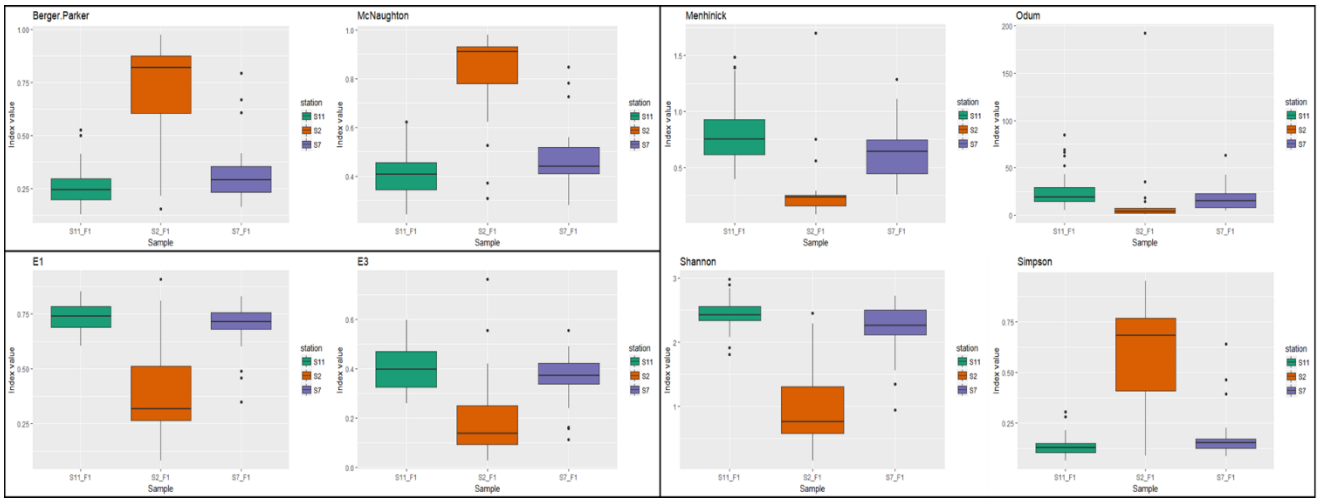
	A				B				Γ			
Index	**Shapiro**	**Bartlett**	**ANOVA**	**Kruskal_Wallis**	**Shapiro**	**Bartlett**	**ANOVA**	**Kruskal_Wallis**	**Shapiro**	**Bartlett**	**ANOVA**	**Kruskal_Wallis**
Margalef	0.000164	0.869303	2.98E-23	4.13E-11	0.090298	0.737344	3.17E-09	2.65E-05	0.000427	0.714682	3.00E-15	3.35E-06
Gleason	0.000166	0.840229	5.95E-23	5.18E-11	0.08476	0.707388	4.54E-09	3.05E-05	0.000452	0.715883	3.97E-15	3.25E-06
Menhinick	0.028598	0.161131	4.07E-08	2.59E-08	0.005727	0.007194	0.011208	0.000164	0.552128	0.71987	8.40E-07	4.67E-05
Simpson	4.16E-13	4.11E-21	1.72E-20	2.93E-08	1.66E-07	4.67E-08	3.37E-07	0.000304	2.03E-10	6.95E-17	1.34E-15	8.54E-05
Shannon	6.00E-10	1.52E-08	2.42E-22	2.10E-09	1.19E-05	0.000117	2.18E-08	7.66E-05	7.70E-08	4.36E-05	5.70E-16	1.75E-05
HillN0	4.74E-05	0.812361	2.34E-27	1.71E-11	0.083722	0.753306	1.88E-11	5.20E-06	0.000154	0.656569	2.07E-16	3.61E-06
HillN1	0.000282	0.313734	7.92E-17	2.10E-09	0.00393	0.14198	2.49E-07	7.66E-05	0.007265	0.886237	5.43E-11	1.75E-05
HillN2	0.003222	0.753723	2.97E-12	2.93E-08	0.023608	0.256692	3.75E-05	0.000304	0.049049	0.660673	1.55E-08	8.54E-05
E1	1.30E-09	2.74E-12	1.63E-15	1.27E-06	3.32E-05	7.21E-07	2.05E-05	0.000758	9.87E-08	7.47E-07	3.84E-12	0.00039
E2	0.438983	0.001589	3.67E-05	6.41E-05	0.057739	0.000531	0.055013	0.01175	0.222523	0.257078	4.53E-05	0.001368
E3	0.03584	0.000171	1.10E-07	1.11E-05	0.048371	0.000199	0.010533	0.004245	0.025836	0.092124	7.29E-07	0.000967
E4	0.052459	0.442974	0.002625	0.011198	0.156834	0.41721	0.02094	0.032532	0.64293	0.793028	0.102708	0.184937
E5	0.003003	0.000333	3.36E-07	1.49E-05	0.249341	0.026449	0.01473	0.008517	0.002243	0.021194	2.60E-07	0.000747
Odum	5.07E-14	1.61E-08	0.295509	1.29E-06	1.89E-11	1.41E-10	0.742866	0.000705	0.000128	0.211326	0.00749	0.000839
Redundancy	1.40E-09	2.03E-11	1.85E-15	1.62E-06	2.08E-05	9.95E-07	1.76E-05	0.001159	1.84E-07	2.97E-06	6.38E-12	0.000323
Pie	4.16E-13	4.11E-21	1.72E-20	2.93E-08	1.66E-07	4.67E-08	3.37E-07	0.000304	2.03E-10	6.95E-17	1.34E-15	8.54E-05
M	5.58E-11	3.91E-12	1.35E-19	4.73E-08	8.33E-06	2.54E-05	8.80E-07	0.00032	6.38E-09	1.57E-08	1.15E-15	9.61E-05
Tu	4.16E-13	4.11E-21	1.72E-20	2.93E-08	1.66E-07	4.67E-08	3.37E-07	0.000304	2.03E-10	6.95E-17	1.34E-15	8.54E-05
Kothe	4.74E-05	0.812361	2.34E-27	1.71E-11	0.083722	0.753307	1.88E-11	5.20E-06	0.000154	0.656568	2.07E-16	3.61E-06
Berger.Parker	1.29E-10	1.80E-09	4.62E-19	5.84E-08	2.61E-05	0.001257	1.11E-06	0.000224	8.76E-09	9.30E-08	1.59E-15	0.000116
Brillouin	4.91E-10	2.65E-08	3.86E-23	4.91E-10	1.18E-05	0.00018	6.16E-09	2.22E-05	6.68E-08	4.00E-05	5.03E-16	1.78E-05
N	1.67E-08	1.67E-07	1.22E-05	0.00355	0.035956	4.04E-05	0.001039	0.010267	2.18E-08	0.000333	0.00714	0.093129
McNaughton	2.02E-08	2.69E-05	2.69E-18	4.03E-08	0.000476	0.005545	5.16E-07	0.000222	7.91E-07	0.00203	1.55E-13	0.000131
Camargo_Even	3.27E-08	1.73E-07	1.46E-08	0.001094	1.10E-05	6.59E-05	0.023158	0.318711	1.31E-05	0.047619	8.42E-11	7.15E-05
Camargo_div	7.18E-07	0.069254	1.05E-22	1.39E-11	0.00096	0.051254	2.98E-08	1.72E-05	4.94E-05	0.66255	2.46E-16	1.83E-06
Chao_2	4.74E-05	0.812361	2.34E-27	1.71E-11	0.083722	0.753306	1.88E-11	5.20E-06	0.000154	0.656569	2.07E-16	3.61E-06
Fisher.alpha	0.009158	0.981048	2.02E-18	3.45E-10	0.355875	0.616262	5.52E-07	0.000121	0.014726	0.654576	9.71E-13	3.46E-06



Εικόνα 17. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση των τριών σταθμών μέσω ANOVA, την θερινή F1 περίοδο. Πορτοκαλί → S2, Μωβ → S7, Πράσινο → S11.



Εικόνα 18. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση των τριών σταθμών μέσω ANOVA, την χειμερινή F1 περίοδο. Πορτοκαλί → S2, Μωβ → S7, Πράσινο → S11.



Εικόνα 19. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση των τριών σταθμών μέσω Kruskal Wallis, την F1 περίοδο για όλο το έτος. Πορτοκαλί → S2, Μωβ → S7, Πράσινο → S11.

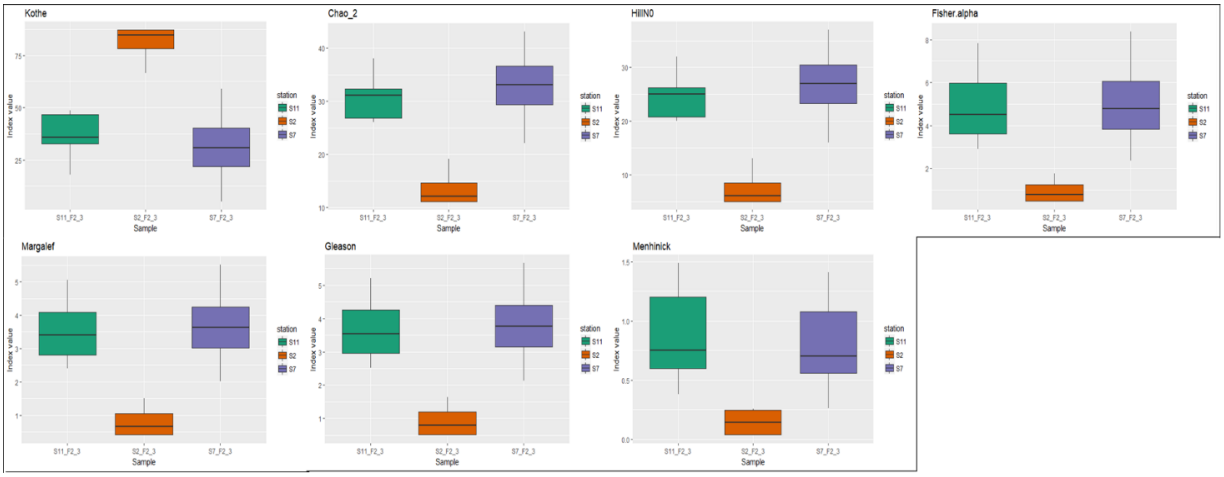
Α.2) Κατά την χρονική περίοδο 2005-2010 (F2_3)

Στον πίνακα 11 παρατηρούμε πως, σε σύγκριση με την F1 περίοδο, εδώ τα αποτελέσματα μέσω Anova είναι πολύ περισσότερα. Συγκεκριμένα λαμβάνουμε στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση σε όλες τις περιπτώσεις που εξετάζουμε, μέσω των δεικτών ποικιλότητας Margalef, Gleason, HillN0, Kothe, Chao2, Fisher's α. Μέσω Kruskal Wallis έχουμε στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση για σειρά δεικτών μόνο στην περίπτωση όλου του έτους. Αυτοί είναι οι δείκτες ποικιλότητας Shannon, Simpson, Odum, Pie, M, Tu, Brillouin και Camargo Diversity, οι δείκτες κυριαρχίας Berger-Parker και McNaughton και υπό προϋποθέσεις ο δείκτης ισοδυναμίας ειδών E1.

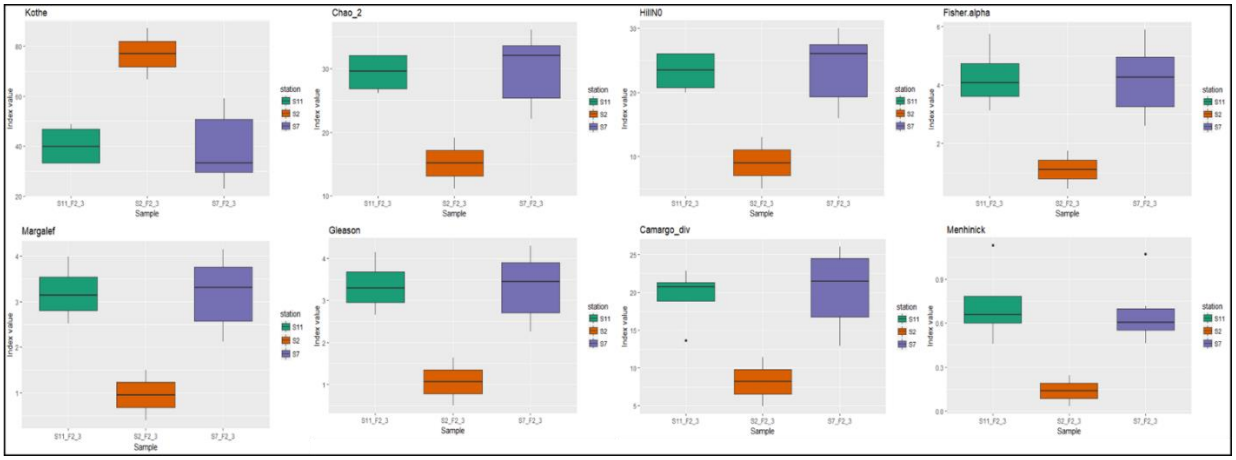
Όπως και στην περίπτωση της F1 περιόδου, εμφανίζεται ξεχωριστά ο S2, παρουσιάζοντας παρόμοια εικόνα με τον κακό «μάρτυρα», αναφορικά με τις υψηλές ή χαμηλές τιμές συγκεκριμένων δεικτών. Σε ορισμένες περιπτώσεις υπάρχει μια σχετική διαφοροποίηση και μεταξύ S7-S11 (εικόνες 20-23).

Πίνακας 11. Στατιστικά τεστ Shapiro, Bartlett, Anova και Kruskal Wallis για τους 27 δείκτες που υπολογίστηκαν, για τη σύγκριση των τριών σταθμών την περίοδο F2_3. Α) Όλο το έτος, Β) θερινή περίοδος, Γ) χειμερινή περίοδος.

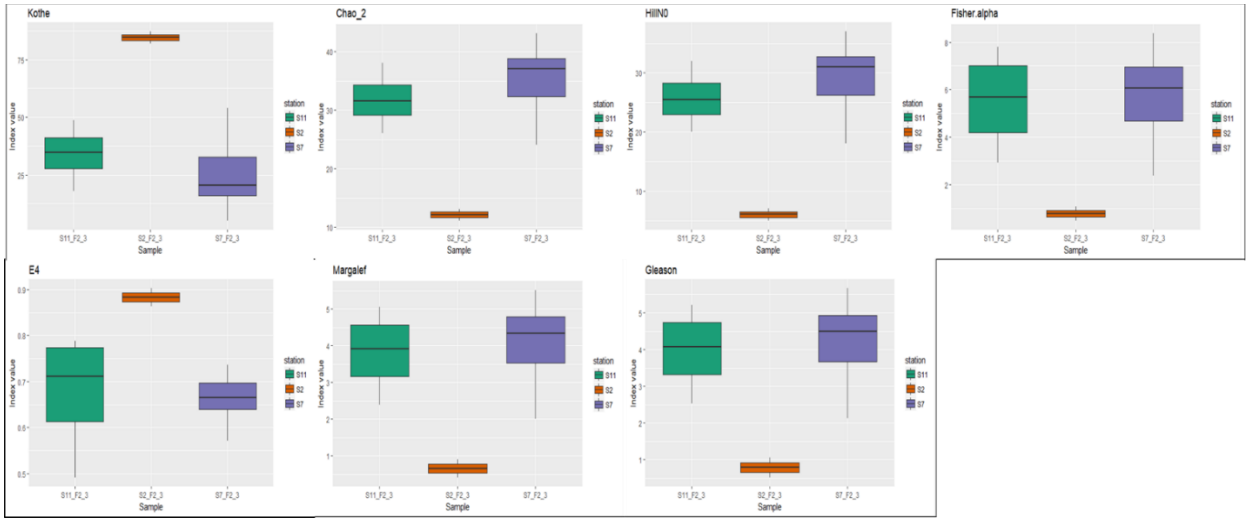
	A				B				Γ			
Index	Shapiro	Bartlett	ANOVA	Kruskal_Wallis	Shapiro	Bartlett	ANOVA	Kruskal_Wallis	Shapiro	Bartlett	ANOVA	Kruskal_Wallis
Margalef	0.575443	0.39917	0.000181	0.008213	0.413672	0.915223	0.012765	0.099491	0.363333	0.533867	0.014952	0.097909
Gleason	0.588697	0.417531	0.000184	0.008213	0.414471	0.923061	0.012327	0.099491	0.368225	0.566431	0.015572	0.097909
Menhinick	0.404165	0.140243	0.006186	0.00796	0.565441	0.769086	0.040628	0.097909	0.339009	0.546964	0.098009	0.086128
Simpson	9.95E-06	0.172961	0.000374	0.016435	0.000389	0.009122	3.58E-06	0.093313	0.0009	0.394896	0.124584	0.228193
Shannon	0.002461	0.77756	3.39E-05	0.010153	0.001641	0.11805	8.33E-06	0.076988	0.009489	0.890834	0.040235	0.125315
HillN0	0.150588	0.318101	2.60E-05	0.006342	0.190957	0.610341	0.01586	0.085629	0.200975	0.405674	0.00283	0.071258
HillN1	0.431077	0.095273	0.001617	0.010153	0.09378	0.037971	0.001359	0.076988	0.078571	0.647348	0.084752	0.125315
HillN2	0.216308	0.143239	0.007875	0.016435	0.235828	0.002041	0.022972	0.093313	0.176547	0.687345	0.171686	0.228193
E1	6.81E-05	0.106289	0.006563	0.054635	0.028612	0.098342	0.003228	0.099491	0.0012	0.324726	0.245771	0.319491
E2	0.025505	0.535098	0.559223	0.679035	0.593821	0.182523	0.440205	0.561624	0.024781	0.793155	0.955057	0.971566
E3	0.018493	0.436262	0.145018	0.309205	0.862396	0.205831	0.14637	0.228193	0.011866	0.595653	0.663835	0.793923
E4	0.571667	0.951615	0.149828	0.254425	0.031877	0.021802	0.884407	0.865688	0.995674	0.174827	0.038831	0.086128
E5	0.019391	0.653833	0.445919	0.635242	0.056829	0.01977	0.217792	0.434598	0.046701	0.410347	0.970185	0.891023
Odum	0.01534	0.017312	0.045762	0.014772	0.052434	0.318613	0.189053	0.097909	0.386421	0.29732	0.191313	0.181168
Redundancy	9.66E-05	0.101852	0.007871	0.063795	0.035627	0.127741	0.004499	0.097909	0.001755	0.316223	0.258916	0.319491
Pie	9.95E-06	0.172961	0.000374	0.016435	0.000389	0.009122	3.58E-06	0.093313	0.0009	0.394896	0.124584	0.228193
M	0.000208	0.732901	0.000473	0.016456	0.002432	0.015977	7.46E-05	0.093313	0.004236	0.773629	0.139906	0.226009
Tu	9.95E-06	0.172961	0.000374	0.016435	0.000389	0.009122	3.58E-06	0.093313	0.0009	0.394896	0.124584	0.228193
Kothe	0.150588	0.318101	2.60E-05	0.006342	0.190957	0.610341	0.01586	0.085629	0.200975	0.405674	0.00283	0.071258
Berger.Parker	0.00021	0.719051	0.001588	0.030807	0.005212	0.005632	0.000496	0.076988	0.006766	0.727013	0.230134	0.228193
Brillouin	0.001627	0.721618	2.83E-05	0.009981	0.001164	0.070242	5.58E-06	0.086128	0.00995	0.860751	0.038823	0.109884
N	4.01E-08	3.33E-09	0.001985	0.119184	6.23E-06	6.10E-06	0.034018	0.097909	3.31E-05	0.004404	0.119712	0.433208
McNaughton	0.003787	0.963526	0.000259	0.012667	0.022593	0.080627	0.000453	0.093313	0.020916	0.95816	0.108841	0.228193
Camargo_Even	0.000226	0.265542	0.920216	0.783684	0.808948	0.488855	0.466324	0.526752	0.001783	0.668114	0.680645	0.804167
Camargo_div	0.018642	0.701903	0.001228	0.011698	0.474211	0.899829	0.031797	0.093313	0.043361	0.668833	0.057907	0.125315
Chao_2	0.150588	0.318101	2.60E-05	0.006342	0.190957	0.610341	0.01586	0.085629	0.200975	0.405674	0.00283	0.071258
Fisher.alpha	0.849891	0.181439	0.001286	0.00823	0.850769	0.934885	0.023567	0.099491	0.533521	0.397391	0.038095	0.099491



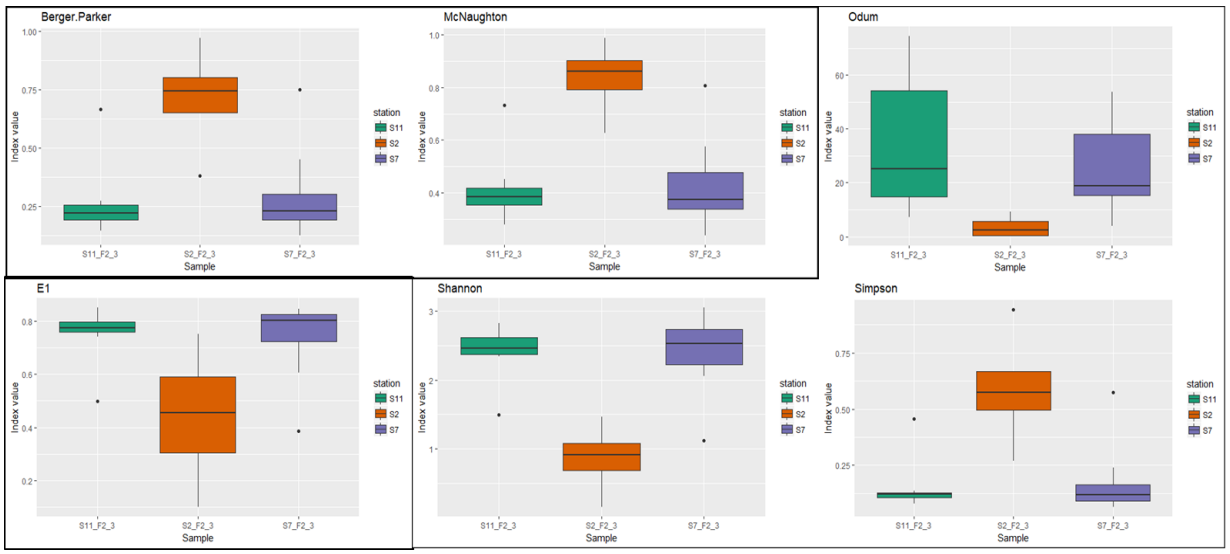
Εικόνα 20. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση των τριών σταθμών μέσω ANOVA, την F2_3 περίοδο για όλο το έτος. Πορτοκαλί → S2, Μωβ → S7, Πράσινο → S11.



Εικόνα 21. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση των τριών σταθμών μέσω ANOVA, τη θερινή F2_3 περίοδο. Πορτοκαλί → S2, Μωβ → S7, Πράσινο → S11.



Εικόνα 22. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση των τριών σταθμών μέσω ANOVA, τη χειμερινή F2_3. Πορτοκαλί → S2, Μωβ → S7, Πράσινο → S11.



Εικόνα 23. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση των τριών σταθμών μέσω Kruskal Wallis, την F2_3 περίοδο για όλο το έτος. Πορτοκαλί → S2, Μωβ → S7, Πράσινο → S11.

- Εξέτασης της ομαδοποίησης αυτών των δεικτών στην κατεύθυνση του κάθε σταθμού ανά χρονική περίοδο, μέσω της μεθόδου PCA.

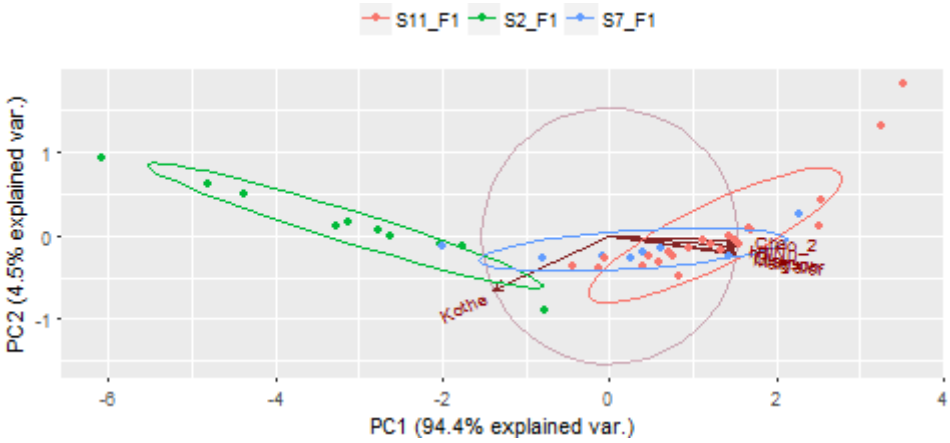
Κατά κανόνα εμφανίζεται ξεχωριστά ο S2, παρουσιάζοντας παρόμοια εικόνα με τον κακό «μάρτυρα». Σε ορισμένες περιπτώσεις υπάρχει μια σχετική διαφοροποίηση και μεταξύ S7-S11 (εικόνες 24 και 26). Τα παραπάνω ισχύουν τόσο για την F1, όσο και για την F2_3 περίοδο (εικόνες 24-27). Στους πίνακες 12-15 περιγράφονται τα χαρακτηριστικά των PCs των αντίστοιχων PCAs.

Χρονική περίοδος 1995-2004 (F1)

Δείκτες που διαφοροποιούνται μέσω Anova

Πίνακας 12. Ανάλυση των κύριων συνιστωσών (PC) της PCA των δεικτών για τους σταθμούς S2, S7, S11, τη θερινή F1 περίοδο.

Importance of components			
	PC1	PC2	PC3
Standard deviation	2.1721	0.47265	0.23886
Proportion of Variance	0.9436	0.04468	0.01141
Cumulative Proportion	0.9436	0.98828	0.99969
	PC1	PC2	PC3
Margalef	0.453522	-0.30114	0.40199
Gleason	0.452888	-0.27725	0.513803
HillN0	0.454072	-0.17936	-0.58478
Kothe	-0.41712	-0.89238	-0.14548
Chao_2	0.45721	-0.06266	-0.45966

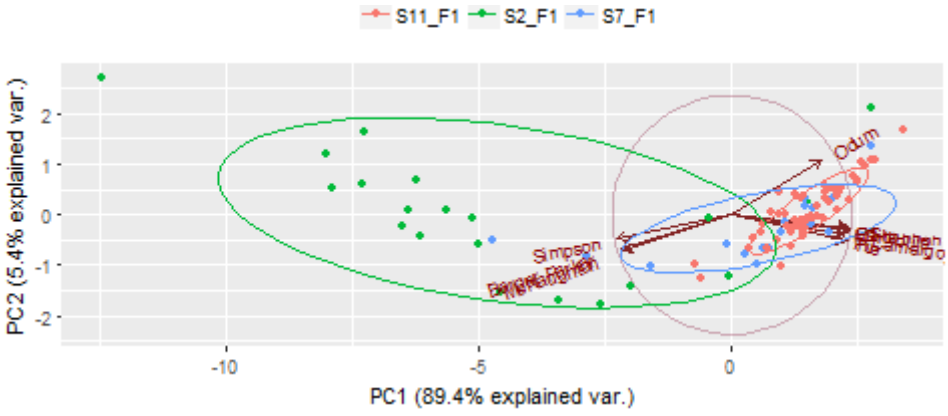


Εικόνα 24. Απεικόνιση PCA για τους σταθμούς S2 (πράσινο), S7 (μπλε), S11 (κόκκινο), τη θερινή F1 περίοδο.

Δείκτες που διαφοροποιούνται μέσω Kruskal-Wallis.

Πίνακας 13. Ανάλυση των κύριων συνιστωσών (PC) της PCA των δεικτών για τους σταθμούς S2, S7, S11, για όλο το έτος, την F1 περίοδο.

Importance of components				
	PC1	PC2	PC3	PC4
Standard deviation	3.1363	0.76846	0.62796	0.3525
Proportion of Variance	0.8942	0.05369	0.03585	0.0113
Cumulative Proportion	0.8942	0.9479	0.98375	0.995
	PC1	PC2	PC3	PC4
Simpson	-0.3076	-0.24761	0.256292	0.093056
Shannon	0.316206	-0.14342	0.044344	0.014161
E1	0.312239	-0.16436	0.054595	0.336339
Odum	0.23872	0.592069	0.767539	-0.03028
Pie	0.310041	-0.27549	0.101867	0.183803
M	0.31496	-0.1816	0.062598	0.133691
Tu	0.310041	-0.27549	0.101867	0.183803
Berger.Parker	-0.29397	-0.36022	0.381836	-0.06798
Brillouin	0.315506	-0.16601	0.020196	0.004061
McNaughton	-0.29055	-0.39546	0.410895	-0.04624
Camargo_div	0.298468	-0.20513	0.023183	-0.88594



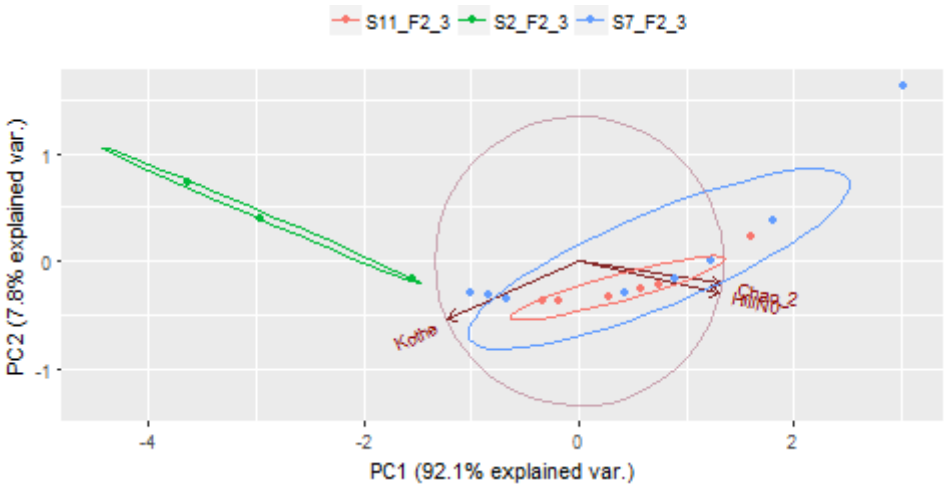
Εικόνα 25. Απεικόνιση PCA για τους σταθμούς S2 (πράσινο), S7 (μπλε), S11 (κόκκινο), για όλο το έτος, την F1 περίοδο.

Χωρική διαφοροποίηση κατά την χρονική περίοδο 2005-2010 (F2_3)

Χρήση δεικτών που διαφοροποιούνται μέσω ANOVA

Πίνακας 14. Ανάλυση των κύριων συνιστωσών (PC) της PCA των δεικτών για τους σταθμούς S2, S7, S11, για όλο το έτος, την F2_3 περίοδο.

Importance of components			
	PC1	PC2	PC3
Standard deviation	1.6627	0.484	0.03618
Proportion of Variance	0.9215	0.07809	0.00044
Cumulative Proportion	0.9215	0.99956	1
	PC1	PC2	PC3
HillN0	0.58645	-0.45576	-0.66959
Kothe	-0.55071	-0.83056	0.083002
Chao_2	0.593968	-0.32007	0.738075



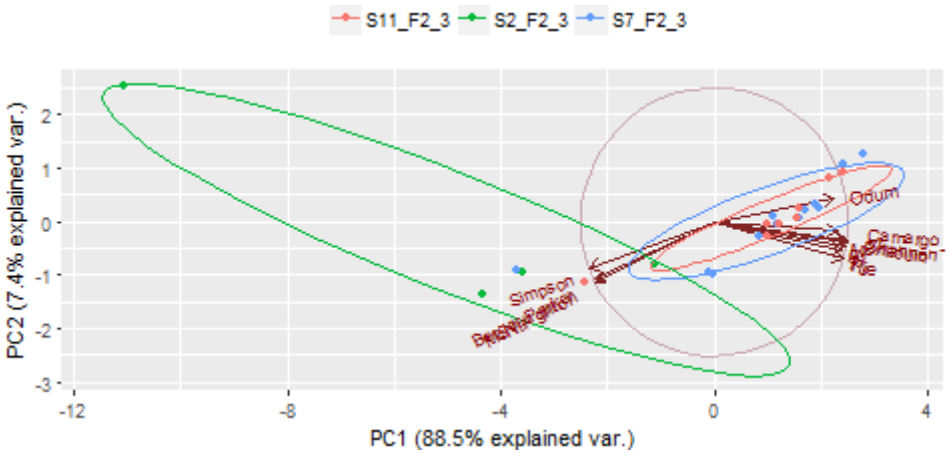
Εικόνα 26. Απεικόνιση PCA για τους σταθμούς S2 (πράσινο), S7 (μπλε), S11 (κόκκινο), για όλο το έτος, την F2_3 περίοδο.

Δείκτες που διαφοροποιούνται μέσω Kruskal-Wallis.

Πίνακας 15. Ανάλυση των κύριων συνιστωσών (PC) της PCA των δεικτών για τους σταθμούς S2, S7, S11, για όλο το έτος, την F2_3 περίοδο. 1ος συνδυασμός δεικτών.

Importance of components				
	PC1	PC2	PC3	PC4
Standard deviation	3.1204	0.9028	0.52528	0.34739
Proportion of Variance	0.8852	0.0741	0.02508	0.01097
Cumulative Proportion	0.8852	0.9593	0.98436	0.99533
	PC1	PC2	PC3	PC4
Simpson	-0.29839	-0.38508	0.112998	0.096474

Shannon	0.316216	-0.15556	0.034647	0.016399
E1	0.304989	-0.24261	-0.37891	0.083701
Odum	0.286671	0.190211	0.666376	0.624677
Pie	0.307369	-0.30472	-0.09887	0.077142
M	0.314708	-0.19779	-0.09371	0.069101
Tu	0.307369	-0.30472	-0.09887	0.077142
Berger.Parker	-0.28361	-0.4772	0.283421	-0.00184
Brillouin	0.315722	-0.1654	0.021619	0.002991
McNaughton	-0.28303	-0.49768	0.14798	0.10254
Camargo_div	0.295903	-0.06981	0.51708	-0.75232



Εικόνα 27. Απεικόνιση PCA για τους σταθμούς S2 (πράσινο), S7 (μπλε), S11 (κόκκινο), για όλο το έτος, την F2_3 περίοδο. 1ος συνδυασμός δεικτών.

Β) Χρονική διαφοροποίηση για κάθε σταθμό

Β.1) Σταθμός **S2**

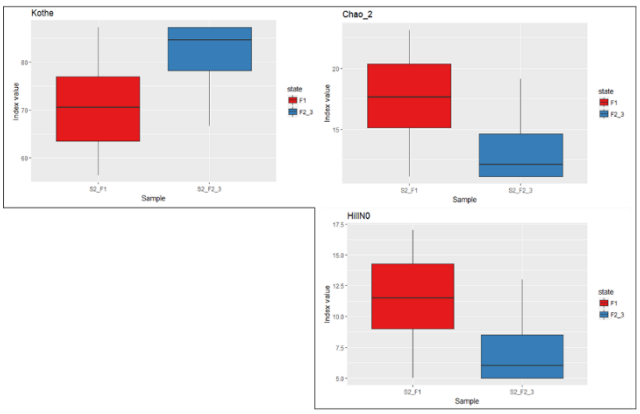
- παραγωγή δεικτών ποικιλότητας για κάθε δείγμα και εξέτασης της διαφοροποίησής τους σε στατιστικά σημαντικό επίπεδο >95% (ANOVA & Kruskal Wallis test)

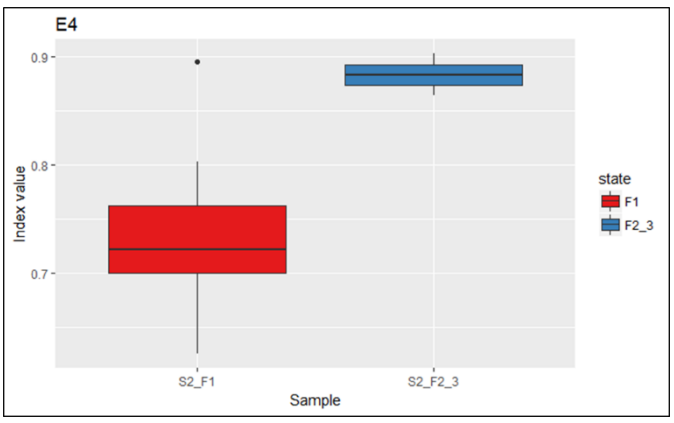
Από τον πίνακα 16 προκύπτει πως κατά την εξέταση της χρονικής διαφοροποίησης στο σταθμό S2 δεν έχουμε κανένα στατιστικά σημαντικό αποτέλεσμα τη θερινή περίοδο και κανένα που να προκύπτει από τη μέθοδο Kruskal Wallis. Αποτελέσματα μέσω Anova έχουμε για όλο το χρόνο για τους δείκτες HillN0, Kothe και Chao 2 (όμως με p value=0.056) και για τη θερινή περίοδο για το δείκτη E4.

Παρατηρώντας την εικόνα 28 προκύπτει μια ποιοτική εικόνα διαφοροποίησης μεταξύ των εποχών F1 και F2_3, με την F1 να εμφανίζει υψηλότερες τιμές στους δείκτες HillN0 Chao2 και ταυτόχρονη μείωση στον Kothe.

Πίνακας 16. Στατιστικά τεστ Shapiro, Bartlett, Anova και Kruskal Wallis για τους 27 δείκτες που υπολογίστηκαν, για τη σύγκριση των περιόδων F1 και F2_3, στο σταθμό S2. Α) Όλο το έτος, Β) χειμερινή περίοδος.

	A				B			
Index	**Shapiro**	**Bartlett**	**ANOVA**	**Kruskal_Wallis**	**Shapiro**	**Bartlett**	**ANOVA**	**Kruskal_Wallis**
Margalef	0.048691	0.649343	0.096888	0.103811	0.190988	0.561188	0.163725	0.132622
Gleason	0.033932	0.646604	0.09863	0.103811	0.215318	0.603611	0.170604	0.132622
Menhinick	2.03E-07	0.069159	0.362222	0.352622	0.017809	0.716222	0.433878	0.519249
Simpson	0.112873	0.876381	0.979941	0.938258	0.179687	0.387475	0.927235	0.829896
Shannon	0.025042	0.684897	0.685207	0.938258	0.108941	0.65291	0.861835	0.667437
HillN0	0.182421	0.855516	0.055909	0.0561	0.237113	0.38687	0.087546	0.049863
HillN1	1.68E-05	0.148381	0.579158	0.938258	0.001164	0.820306	0.862272	0.667437
HillN2	9.44E-07	0.144137	0.681122	0.938258	0.000283	0.892642	0.948828	0.829896
E1	0.181676	0.635377	0.781712	0.642105	0.140778	0.282717	0.75816	1
E2	0.004365	0.663451	0.312482	0.313947	0.006605	0.330116	0.185364	0.282746
E3	0.000917	0.656405	0.560528	0.756684	0.004405	0.243106	0.410534	1
E4	0.104791	0.568784	0.251547	0.313947	0.399621	0.371206	0.022816	0.053173
E5	0.002832	0.635452	0.548713	0.485717	0.037128	0.18784	0.36339	0.667437
Odum	1.99E-09	0.0021	0.57536	0.394183	0.001373	0.594934	0.658825	0.667437
Redundancy	0.159087	0.621115	0.739379	0.642105	0.145286	0.279648	0.731839	1
Pie	0.112873	0.876381	0.979941	0.938258	0.179687	0.387475	0.927235	0.829896
M	0.010185	0.852799	0.910967	0.938258	0.045917	0.494502	0.870291	0.829896
Tu	0.112873	0.876381	0.979941	0.938258	0.179687	0.387475	0.927235	0.829896
Kothe	0.182421	0.855516	0.055909	0.0561	0.237114	0.386871	0.087545	0.049863
Berger.Parker	0.003114	0.988949	0.988274	0.876885	0.02639	0.428081	0.731218	1
Brillouin	0.037612	0.74668	0.70894	0.876885	0.120495	0.642172	0.867582	0.829896
N	3.06E-05	5.88E-05	0.008105	0.394183	0.005968	0.03629	0.166793	0.829896
McNaughton	0.000204	0.575703	0.812833	0.938258	0.002847	0.722935	0.843568	0.667437
Camargo_Even	0.000166	0.893949	0.149689	0.215214	0.003404	0.3726	0.36687	0.519249
Camargo_div	0.000376	0.754769	0.972669	0.938258	0.002091	0.760145	0.780242	0.667437
Chao_2	0.182421	0.855516	0.055909	0.0561	0.237113	0.38687	0.087546	0.049863
Fisher.alpha	0.000125	0.267923	0.171366	0.121335	0.07853	0.488242	0.202619	0.132622





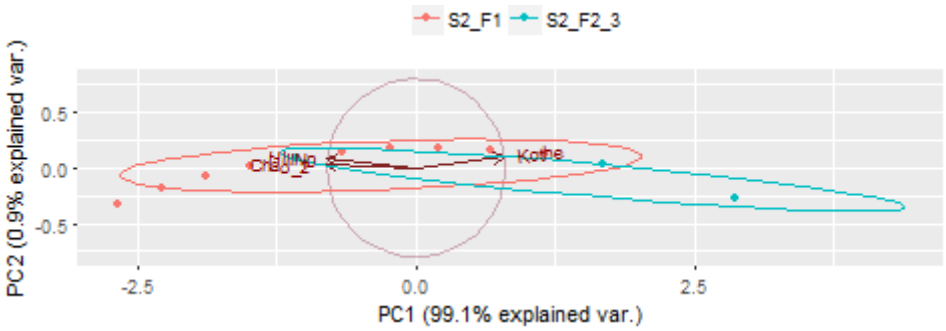
Εικόνα 28. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση μεταξύ των περιόδων F1(κόκκινο) και F2_3(μπλε) για το σταθμό S2 μέσω ANOVA, για όλο το έτος (αριστερά) και τη χειμερινή περίοδο (δεξιά).

- Εξέτασης της ομαδοποίησης αυτών των δεικτών στην κατεύθυνση των διαφορετικών περιόδων του S2 σταθμού, μέσω της μεθόδου PCA.

Εμφανίζεται μια σχετική διαφοροποίηση μεταξύ των εποχών F1 και F2_3, με τους δείκτες HillN0 και Chao2 να αυξάνουν περισσοτερο προς την κατεύθυνση της F1 και μια αντίστοιχη αύξηση του «αρνητικού» δείκτη Kothe στην κατεύθυνση της F2_3 (εικόνα 29). Στον πίνακα 17 παρατίθενται τα βασικά στοιχεία των PCs της αντίστοιχης PCA.

Πίνακας 17. Ανάλυση των κύριων συνιστωσών (PC) της PCA των δεικτών για τις περιόδους F1 και F2_3 στον S2 σταθμό για όλο το έτος.

Importance of components			
	PC1	PC2	PC3
Standard deviation	1.7241	0.1652	0.01121
Proportion of Variance	0.9909	0.0091	0.00004
Cumulative Proportion	0.9909	1	1
	PC1	PC2	PC3
HillN0	-0.57716	0.597434	-0.55674
Kothe	0.575151	0.781363	0.242226
Chao_2	-0.57973	0.180403	0.794589



Εικόνα 29. Απεικόνιση PCA για τις περιόδους F1 (κόκκινο) και F2_3 (μπλε) στον S2 σταθμό για όλο το έτος.

Β.2) Σταθμός **S7**

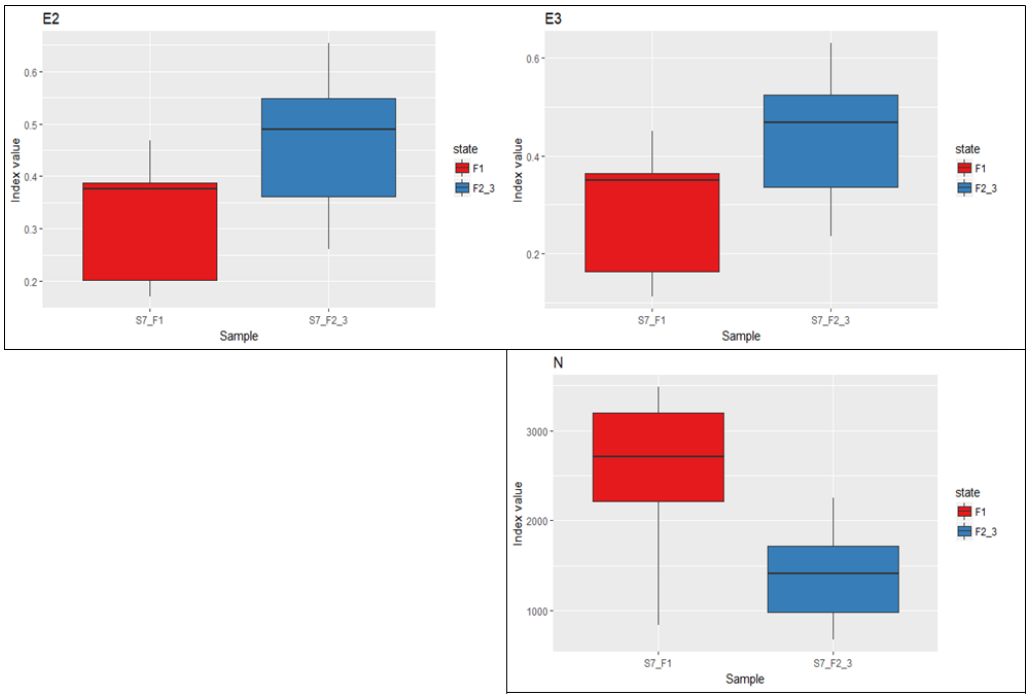
- παραγωγή δεικτών ποικιλότητας για κάθε δείγμα και εξέτασης της διαφοροποίησής τους σε στατιστικά σημαντικό επίπεδο >95% (ANOVA & Kruskal Wallis test)

Ο σταθμός αυτός μας ενδιαφέρει σε επίπεδο χρονικής διαφοροποίησης, καθώς είναι ο κοντινότερος στην Ψυττάλεια. Δεν παρατηρείται στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση κατά το χειμώνα, ενώ για όλο το χρόνο προκύπτει διαφοροποίηση μέσω Kruskal Wallis στους δείκτες E1 (p value 0.057) και Redundancy (p value 0.052). Ξεκάθαρο αποτέλεσμα μέσω Kruskal Wallis έχουμε μόνο για το δείκτη Odum τη θερινή περίοδο και μέσω Anova για το δείκτη N (συνολικός αριθμός ατόμων). Τέλος για τη θερινή περίοδο οριακά σημαντικό αποτέλεσμα έχουμε μέσω Anova για τους δείκτες E2 και E3 (πίνακας 18).

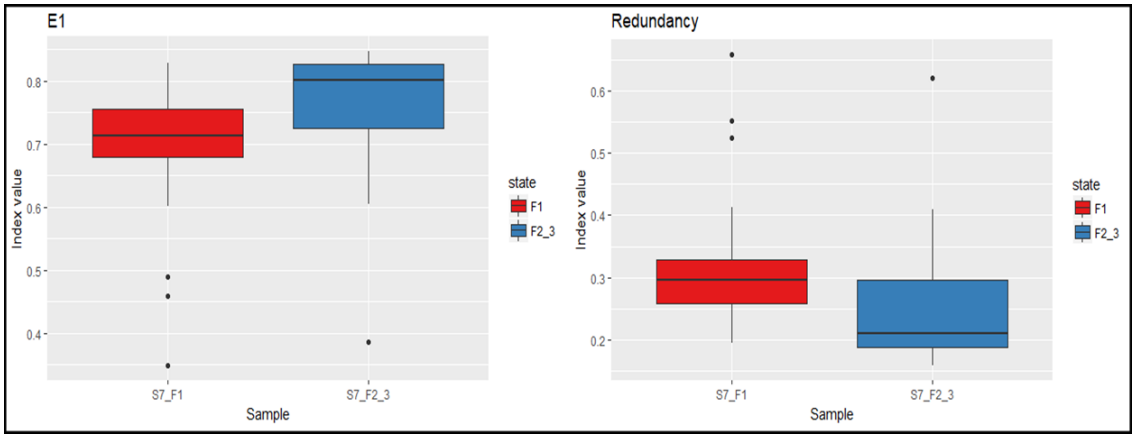
Στις εικόνες 30 και 31, εμφανίζονται κάποια στοιχεία διαφοροποίησης κυρίως με χρήση δεικτών evenness). Παρατηρούμε μια αύξηση των δεικτών evenness E1, E2, E3 και μια μείωση του δείκτη χαμηλού evenness Redundancy στην κατεύθυνση της F2_3 περιόδου. Υποδεικνύεται έτσι ,σε κάποιο βαθμό, το αποτέλεσμα της λειτουργίας του βιολογικού καθαρισμού της Ψυττάλειας.

Πίνακας 18. Στατιστικά τεστ Shapiro, Bartlett, Anova και Kruskal Wallis για τους 27 δείκτες που υπολογίστηκαν, για τη σύγκριση των περιόδων F1 και F2_3, στο σταθμό S7. Α) Όλο το έτος, Β) θερινή περίοδος.

	A				B			
Index	**Shapiro**	**Bartlett**	**ANOVA**	**Kruskal_Wallis**	**Shapiro**	**Bartlett**	**ANOVA**	**Kruskal_Wallis**
Margalef	0.987381	0.071043	0.229734	0.33039	0.770819	0.874881	0.548526	0.4795
Gleason	0.988962	0.074842	0.226892	0.33039	0.755352	0.893313	0.53565	0.4795
Menhinick	0.06641	0.379856	0.160499	0.155772	0.15917	0.852133	0.252566	0.0771
Simpson	7.47E-07	0.935734	0.488512	0.074353	0.001526	0.028048	0.16217	0.157299
Shannon	0.004475	0.772634	0.223987	0.133473	0.033849	0.061323	0.147199	0.194851
HillN0	0.824895	0.055933	0.389316	0.281237	0.522187	0.537097	0.855452	0.554982
HillN1	0.822932	0.250726	0.101207	0.133473	0.491527	0.387665	0.174425	0.194851
HillN2	0.753293	0.165194	0.087665	0.074353	0.825577	0.707693	0.123347	0.157299
E1	0.000337	0.754939	0.209667	0.056637	0.115672	0.30348	0.081732	0.09896
E2	0.267846	0.238224	0.084529	0.062105	0.772028	0.441543	0.055957	0.09896
E3	0.226347	0.29079	0.086522	0.056637	0.871975	0.586417	0.054431	0.09896
E4	0.644943	0.137733	0.471633	0.440973	0.522751	0.066226	0.233097	0.288844
E5	0.032102	0.384904	0.448684	0.239553	0.458691	0.523488	0.143425	0.0771
Odum	0.001434	0.901281	0.223902	0.113728	0.019903	0.784689	0.211243	0.045127
Redundancy	0.000381	0.749965	0.211688	0.051576	0.116079	0.323325	0.084174	0.09896
Pie	7.47E-07	0.935734	0.488512	0.074353	0.001526	0.028048	0.16217	0.157299
M	6.95E-05	0.860845	0.34071	0.074353	0.027957	0.137009	0.138696	0.157299
Tu	7.47E-07	0.935734	0.488512	0.074353	0.001526	0.028048	0.16217	0.157299
Kothe	0.824895	0.055933	0.389316	0.281237	0.522187	0.537097	0.855452	0.554982
Berger.Parker	7.96E-05	0.869914	0.438418	0.144292	0.092289	0.344267	0.138054	0.09896
Brillouin	0.00271	0.8146	0.237824	0.133473	0.023298	0.050848	0.152341	0.194851
N	0.006522	0.947559	0.188685	0.144292	0.312429	0.29567	0.02935	0.059346
McNaughton	0.00621	0.850211	0.238238	0.123292	0.403406	0.389025	0.100023	0.194851
Camargo_Even	0.000498	0.631398	0.294061	0.167931	0.00469	0.004911	0.105346	0.194851
Camargo_div	0.00979	0.660708	0.202704	0.08118	0.077931	0.372189	0.254577	0.288844
Chao_2	0.824895	0.055933	0.389316	0.281237	0.522187	0.537097	0.855452	0.554982
Fisher.alpha	0.674906	0.062751	0.18634	0.291682	0.524287	0.897149	0.500374	0.4795



Εικόνα 30. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση μεταξύ των περιόδων F1(κόκκινο) και F2_3(μπλε) για το σταθμό S7 μέσω ANOVA, για τη θερινή περίοδο.



Εικόνα 31. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση μεταξύ των περιόδων F1(κόκκινο) και F2_3(μπλε) για το σταθμό S7 μέσω Kruskal Wallis, για όλο το έτος.

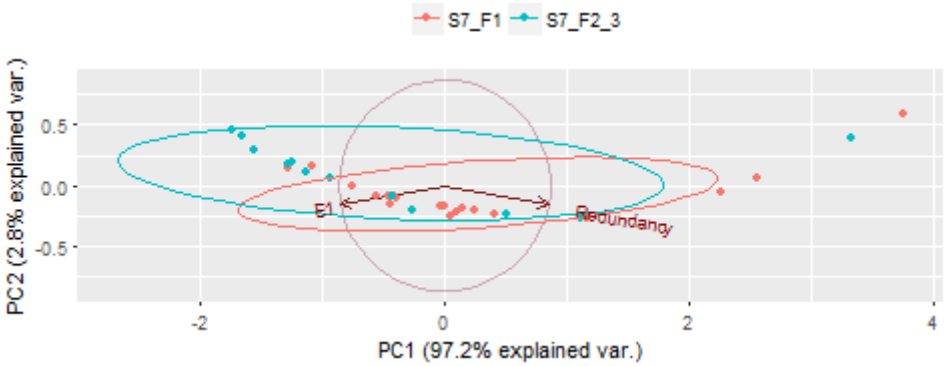
- Εξέτασης της ομαδοποίησης αυτών των δεικτών στην κατεύθυνση των διαφορετικών περιόδων του S7 σταθμού, μέσω της μεθόδου PCA.

Εμφανίζονται κάποια στοιχεία διαφοροποίησης κυρίως με χρήση δεικτών evenness. Βλέπουμε μια αύξηση του δείκτη evenness E1 και μια μείωση του δείκτη χαμηλού evenness Redundancy στην κατεύθυνση της F2_3 περιόδου (εικόνα 32). Παρόλα αυτά η εικόνα δεν είναι ξεκάθαρη. Στον πίνακα 19 παρατίθενται τα βασικά στοιχεία της αντίστοιχης PCA.

Χρήση δεικτών που διαφοροποιούνται μέσω Kruskal-Wallis.

Πίνακας 19. Ανάλυση των κύριων συνιστωσών (PC) της PCA των δεικτών για τις περιόδους F1 και F2_3 στον S7 σταθμό για όλο το έτος.

Importance of components		
	PC1	PC2
Standard deviation	1.3944	0.2358
Proportion of Variance	0.9722	0.0278
Cumulative Proportion	0.9722	1
	PC1	PC2
E1	-0.70711	-0.70711
Redundancy	0.707107	-0.70711



Εικόνα 32. Απεικόνιση PCA για τις περιόδους F1 (κόκκινο) και F2_3 (μπλε) στον S7 σταθμό για όλο το έτος.

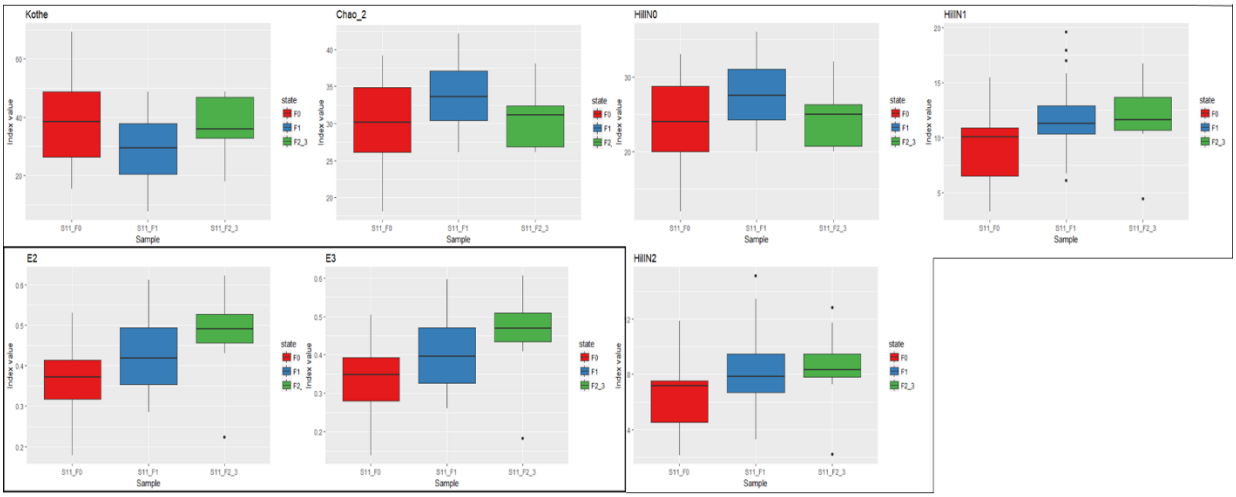
Β.3) Σταθμός **S11**

- παραγωγή δεικτών ποικιλότητας για κάθε δείγμα και εξέτασης της διαφοροποίησής τους σε στατιστικά σημαντικό επίπεδο >95% (ANOVA & Kruskal Wallis test)

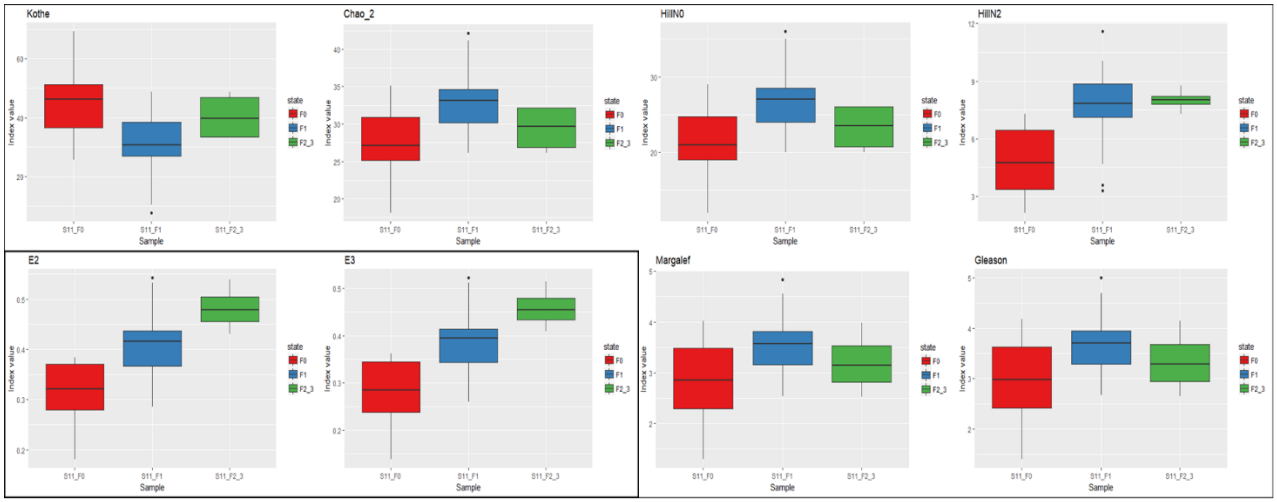
Παρατηρούνται στατιστικά σημαντικές διαφοροποιήσεις ανά τις χρονικές περιόδους στον S11 σταθμό (πίνακας 20). Ελάχιστα αποτελέσματα έχουμε για την χειμερινή περίοδο, αλλά αρκετά και σημαντικά για όλο το χρόνο και τη θερινή περίοδο. Συγκεκριμένα και στις δύο περιπτώσεις έχουμε στατιστικά σημαντικά αποτελέσματα μέσω ANOVA για τους δείκτες HillN0, HillN2, E2, E3, Kothe, Chao 2 και μέσω Kruskal Wallis για τους δείκτες Simpson, Shannon, E1, Redundancy, Pie, M, Tu, Brillouin και McNaughton. Μάλιστα οι Redundancy και McNaughton δίνουν αποτέλεσμα και για τους χειμερινούς μήνες.
Οι μόνοι από αυτούς που δείχνουν να μπορούν να απεικονίσουν μια διαδοχική διαφοροποίηση -βελτίωση- από F0 προς F1 και F2_3, είναι οι δείκτες ισοδυναμίας και κυριαρχίας και σε κάποιο βαθμό οι δείκτες ποικιλότητας HillN1, HillN2, Shannon και Simpson. Κατά κανόνα όμως αποκλίνει κυρίως η F0 από τις άλλες δύο περιόδους (εικόνες 33-35).

Πίνακας 20. Στατιστικά τεστ Shapiro, Bartlett, Anova και Kruskal Wallis για τους 27 δείκτες που υπολογίστηκαν, για τη σύγκριση των περιόδων F0, F1 και F2_3, στο σταθμό S7. Α) Όλο το έτος, Β) θερινή περίοδος, Γ) χειμερινή περίοδος.

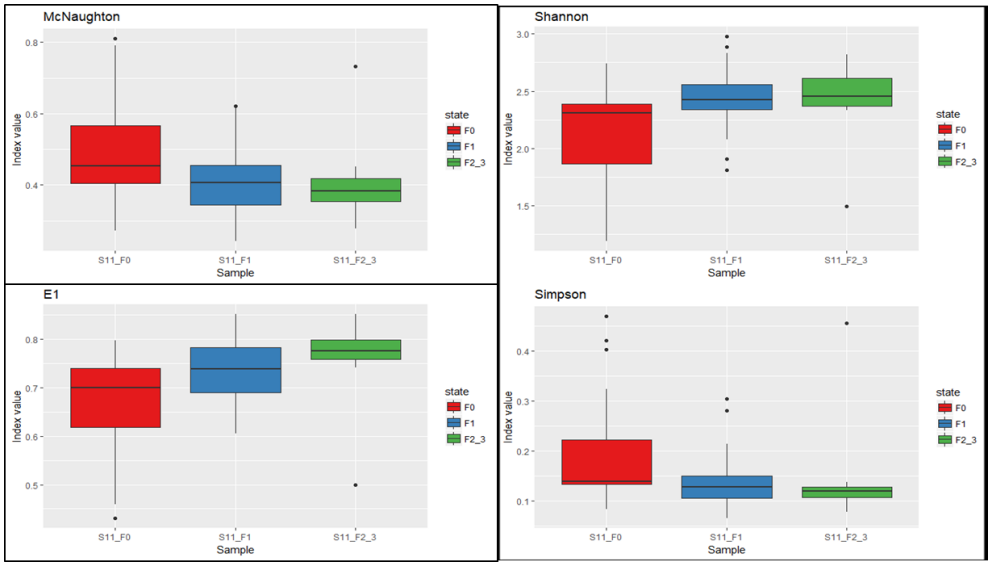
	A				B				Γ			
Index	Shapiro	Bartlett	ANOVA	Kruskal_Wallis	Shapiro	Bartlett	ANOVA	Kruskal_Wallis	Shapiro	Bartlett	ANOVA	Kruskal_Wallis
Margalef	0.660598	0.045242	0.237378	0.37516	0.84197	0.530813	0.031891	0.075511	0.619165	0.178648	0.966253	0.910558
Gleason	0.653557	0.043709	0.259898	0.380076	0.852395	0.520311	0.034238	0.075511	0.639026	0.172879	0.957752	0.910558
Menhinick	0.073484	0.109719	0.674797	0.63821	0.24283	0.546866	0.494	0.673445	0.363459	0.074281	0.150078	0.111925
Simpson	8.84E-12	7.09E-08	0.010251	0.017229	7.57E-07	0.00018	0.002506	0.001382	2.05E-09	3.24E-07	0.243501	0.593562
Shannon	4.27E-06	0.000929	0.000591	0.002677	0.000103	0.004272	0.00011	0.000884	0.001411	0.017129	0.337447	0.335071
HillN0	0.511317	0.180678	0.004952	0.014837	0.756508	0.593973	0.005111	0.011803	0.233625	0.576917	0.353133	0.443201
HillN1	0.100731	0.350941	0.001762	0.002677	0.019414	0.110509	0.000141	0.000884	0.314708	0.219325	0.343838	0.335071
HillN2	0.172145	0.50541	0.018748	0.017229	0.135029	0.133209	0.001405	0.001382	0.284096	0.179325	0.608393	0.593562
E1	4.26E-05	0.004143	0.002102	0.006499	0.000657	0.015496	8.71E-05	0.00038	0.001239	0.035146	0.547917	0.47458
E2	0.686063	0.563587	0.007588	0.012449	0.793061	0.726081	0.000195	0.000638	0.395823	0.306194	0.551461	0.548699
E3	0.760786	0.484135	0.005447	0.010572	0.702392	0.642837	0.000125	0.000638	0.347289	0.257075	0.542657	0.523745
E4	0.016955	0.271653	0.663306	0.549249	0.223055	0.040836	0.531987	0.381537	0.060035	0.074023	0.58644	0.661893
E5	0.000123	0.129934	0.980474	0.620877	0.027704	0.057707	0.405828	0.238032	0.001007	0.010665	0.608143	0.739184
Odum	4.35E-06	0.180364	0.185776	0.188857	0.000252	0.661582	0.742314	0.821155	0.00704	0.104713	0.067537	0.019538
Redundancy	8.63E-05	0.011071	0.000923	0.003037	0.001756	0.036177	4.42E-05	0.000328	0.001972	0.065223	0.401275	0.447838
Pie	8.84E-12	7.09E-08	0.010251	0.017229	7.57E-07	0.00018	0.002506	0.001382	2.05E-09	3.24E-07	0.243501	0.593562
M	7.90E-09	4.57E-05	0.017947	0.049562	1.58E-05	0.004615	0.002243	0.001851	9.68E-07	0.000106	0.543356	0.657605
Tu	8.84E-12	7.09E-08	0.010251	0.017229	7.57E-07	0.00018	0.002506	0.001382	2.05E-09	3.24E-07	0.243501	0.593562
Kothe	0.511316	0.180678	0.004952	0.014837	0.756508	0.593974	0.005111	0.011803	0.233625	0.576917	0.353133	0.443201
Berger.Parker	1.00E-08	0.000357	0.08163	0.224032	0.000236	0.012128	0.01474	0.021167	4.17E-07	6.57E-05	0.422499	0.888829
Brillouin	3.00E-06	0.001339	0.000244	0.000902	0.0001	0.002218	7.46E-05	0.001007	0.001139	0.024903	0.23154	0.204059
N	1.38E-10	0.001551	0.69299	0.039054	7.75E-07	9.84E-06	0.363418	0.539334	1.02E-07	0.002016	0.096981	0.012163
McNaughton	2.72E-05	0.005697	0.013775	0.044489	0.001189	0.021978	0.000958	0.00563	0.00477	0.043029	0.846493	0.732026
Camargo_Even	0.000787	0.140479	0.258137	0.30205	0.011297	0.749451	0.210265	0.060414	0.001854	0.303288	0.238673	0.422068
Camargo_div	0.036368	0.282388	0.022957	0.044882	0.444044	0.945992	0.099526	0.087153	0.035999	0.167004	0.143708	0.343837
Chao_2	0.511317	0.180678	0.004952	0.014837	0.756508	0.593973	0.005111	0.011803				
Fisher.alpha	0.750687	0.060198	0.56446	0.610913	0.969469	0.725245	0.069112	0.107105				



Εικόνα 33. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση μεταξύ των περιόδων F0(κόκκινο), F1(μπλε) και F2_3(πράσινο) για το σταθμό S11 μέσω ANOVA, για όλο το έτος.



Εικόνα 34. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση μεταξύ των περιόδων F0(κόκκινο), F1(μπλε) και F2_3(πράσινο) για το σταθμό S11 μέσω ANOVA, για τη θερινή περίοδο.



Εικόνα 35. Box & Whisker plots των βασικότερων δεικτών που εμφανίζουν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση μεταξύ των περιόδων F0(κόκκινο), F1(μπλε) και F2_3(πράσινο) για το σταθμό S11 μέσω Kruskal Wallis, για όλο το έτος.

- Εξέτασης της ομαδοποίησης αυτών των δεικτών στην κατεύθυνση των διαφορετικών περιόδων του S11 σταθμού, μέσω της μεθόδου PCA.

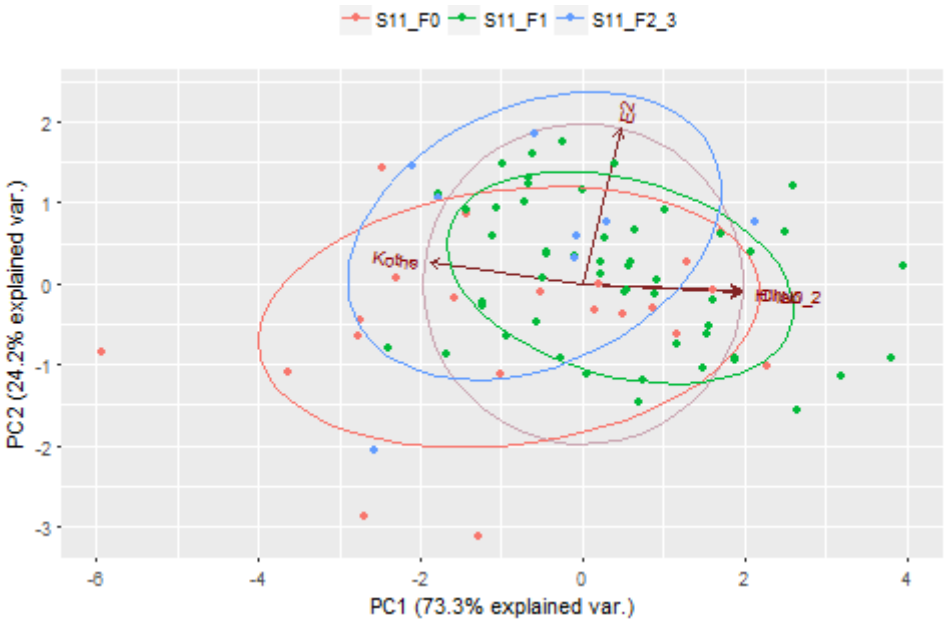
Μέσω των διαφόρων PCAs που επιχειρήθηκαν, δεν εντοπίζεται εύκολα κάποια ομαδοποίηση των δεικτών προς τη μία περίοδο ή την άλλη. Εκτός ίσως από μια σχετική διαφοροποίηση της F0 περιόδου σε σχέση με F1, F2_3 (εικόνα 36). Στον πίνακα 21 παρατίθενται τα βασικά στοιχεία της αντίστοιχης PCA.

Χρήση δεικτών που διαφοροποιούνται μέσω ANOVA

Πίνακας 21. Ανάλυση των κύριων συνιστωσών (PC) της PCA των δεικτών για τις περιόδους F0, F1 και F2_3 στον S11 σταθμό για όλο το έτος.

Importance of components		

	PC1	PC2	PC3
Standard deviation	1.7122	0.9839	0.31661
Proportion of Variance	0.7329	0.242	0.02506
Cumulative Proportion	0.7329	0.9749	0.99995
	PC1	PC2	PC3
HillN0	0.577534	-0.04568	0.447663
E2	0.13664	0.987889	-0.0735
Kothe	-0.55863	0.137918	0.816123
Chao_2	0.579415	-0.05447	0.357965

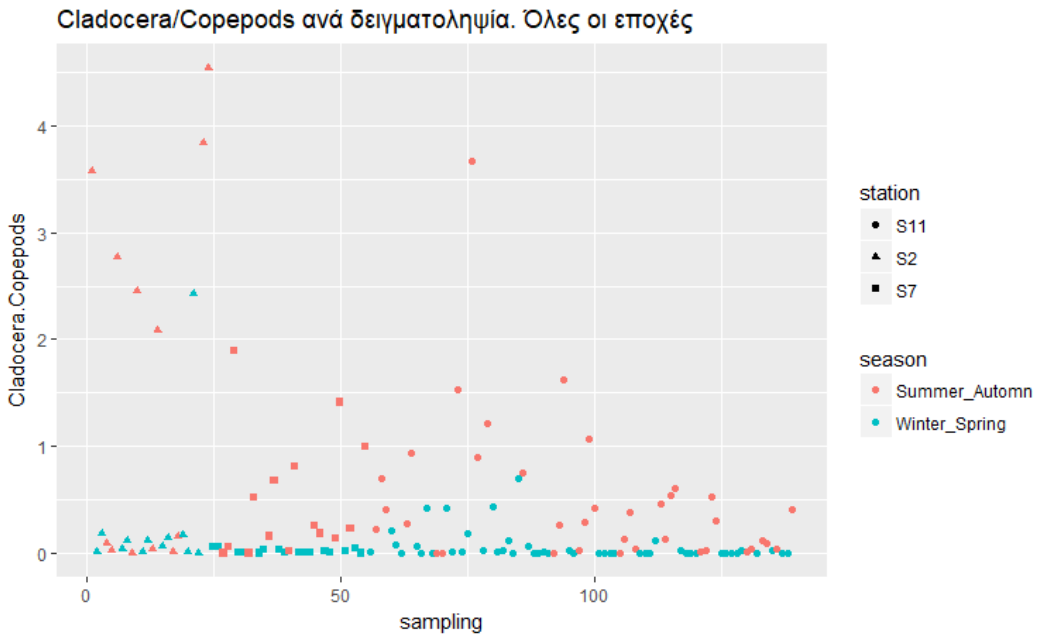


Εικόνα 36. Απεικόνιση PCA για τις περιόδους F0 (κόκκινο), F1 (πράσινο) και F2_3 (μπλε) στον S11 σταθμό για όλο το έτος.

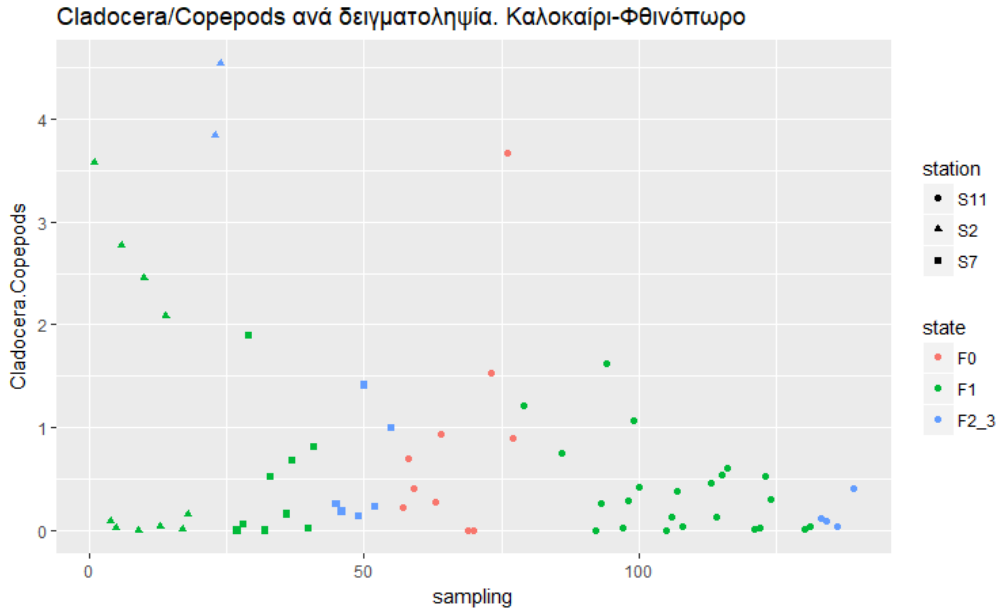
5.3) Αναζήτηση αξιόπιστης μεθοδολογίας, που θα επιτρέπει την αξιολόγηση και τον χαρακτηρισμό νεών δειγμάτων από την ίδια περιοχή

- Αναλογία Κλαδοκεραιωτών/Κωπηπόδων (Cladocera/Copepods ratio)

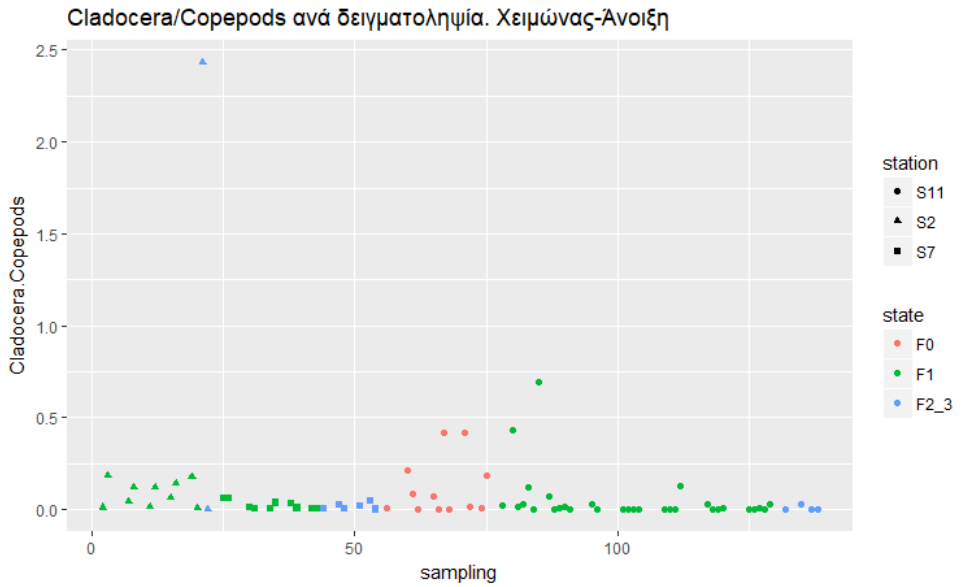
Η αναλογία κλαδοκεραιωτών/κωπηπόδων δείχνει να επηρεάζεται κυρίως από το αν αναφερόμαστε σε θερινή ή χειμερινή περίοδο, με τις υψηλότερες τιμές (>1) να εντοπίζονται πάντα τη θερινή περίοδο, χωρίς όμως αυτό να σημαίνει πως εκείνους τους μήνες δε συναντώνται επίσης χαμηλές τιμές. (εικόνες 37, 38). Δεν κατέστη δυνατό, πέρα από αυτό, να εντοπιστεί κάποιο συγκεκριμένο πρότυπο των τιμών της αναλογίας που να σχετίζεται με τους διαφορετικούς σταθμούς (S2, S7, S11) ή τις διαφορετικές χρονικές περιόδους (F0, F1, F2_3).



Εικόνα 37. Scatterplot αναλογίας κλαδοκεραιωτών/κωπηπόδων για τους τρεις σταθμούς για όλο το έτος. Εξέταση της διαφορετικής εικόνας ανάλογα με την εποχή.



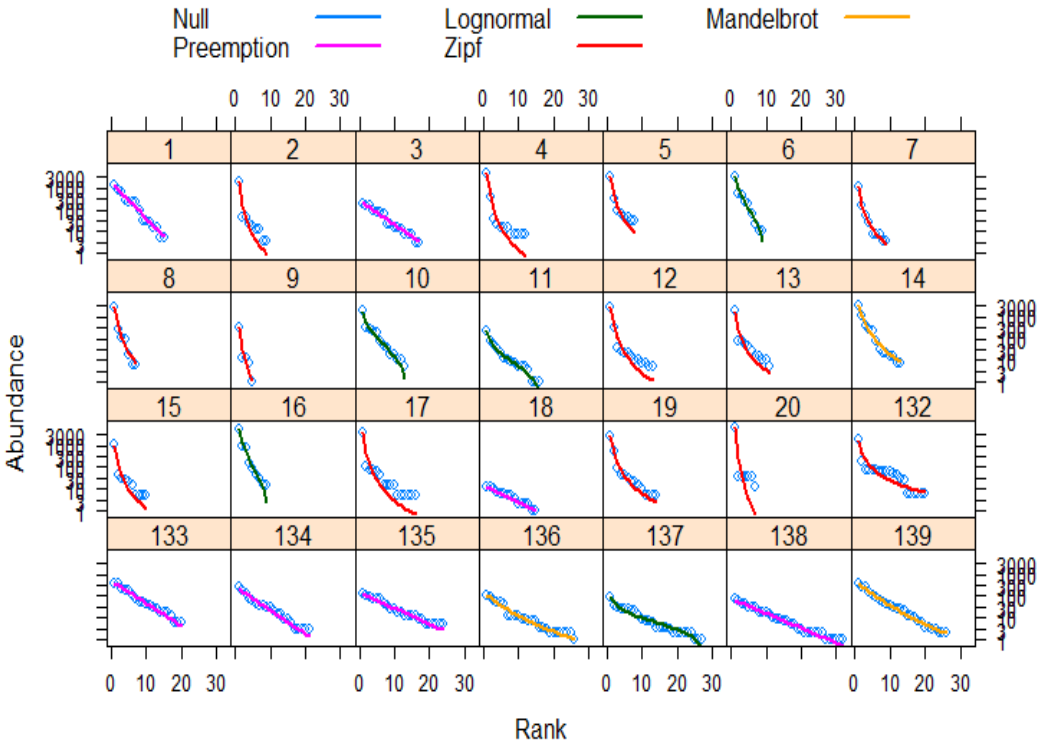
Εικόνα 38. Scatterplot αναλογίας κλαδοκεραιωτών/κωπηπόδων για τους τρεις σταθμούς, τη θερινή περίοδο. Εξέταση της εικόνας ανάλογα με τη χρονική περίοδο.



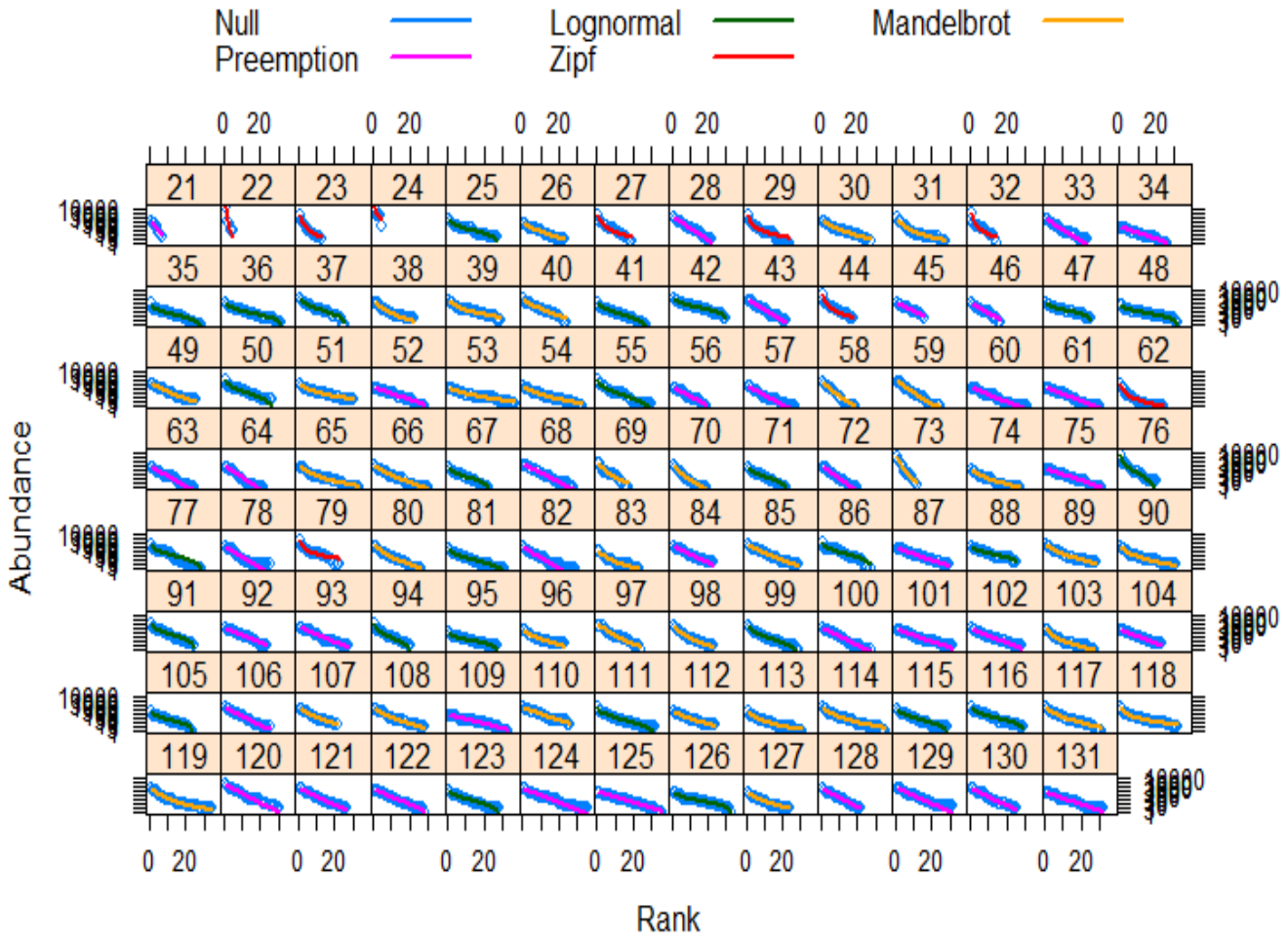
Εικόνα 39. Scatterplot αναλογίας κλαδοκεραιωτών/κωπηπόδων για τους τρεις σταθμούς, τη χειμερινή περίοδο. Εξέταση της εικόνας ανάλογα με τη χρονική περίοδο.

- Πιθανά μοντέλα που προσεγγίζουν καλύτερα την καμπύλη αφθονίας-κατάταξης ειδών της κάθε δειγματοληψίας

Από τα 5 μοντέλα που δοκιμάστηκαν, όσον αφορά την καλύτερη δυνατή ερμηνεία των καμπύλων RAD των δειγμάτων «μαρτύρων», προκύπτει μια σχετική τάση με τους καλούς «μάρτυρες» να ταιριάζουν με το preemption model κατά 50% και τους κακούς με το Zipf model κατά 60% (εικόνα 40, πίνακας 22). Το ποσοστό του μοντέλου Zipf αυτό δείχνει να διατηρείται, όταν ελέγχονται και οι υπόλοιπες δειγματοληψίες που έχουν αξιολογηθεί από την LDA για όλο το χρόνο (εικόνα 41, πίνακας 22).



Εικόνα 40. Μοντέλα που προσεγγίζουν καλύτερα την RAD κάθε δειγματοληψίας. 1-20 → «μάρτυρας» κακής κατάστασης, 132-139 → «μάρτυρας» καλής κατάστασης.



Εικόνα 41. Μοντέλα που προσεγγίζουν καλύτερα την RAD κάθε μιας από τις υπόλοιπες δειγματοληψίες

Πίνακας 22. Σχετικές συχνότητες με τις οποίες συναντώνται στους κακούς και καλούς «μάρτυρες» τα 5 μοντέλα RAD που δοκιμάστηκαν. Παρουσιάζονται επίσης οι συχνότητες των μοντέλων αυτών σε όλες τις υπόλοιπες δειγματοληψίες, καθώς και ξεχωριστά σε αυτές που χαρακτηρίστηκαν ως «κακής κατάστασης» από την LDA που παρήχθη κατά την εργασία.

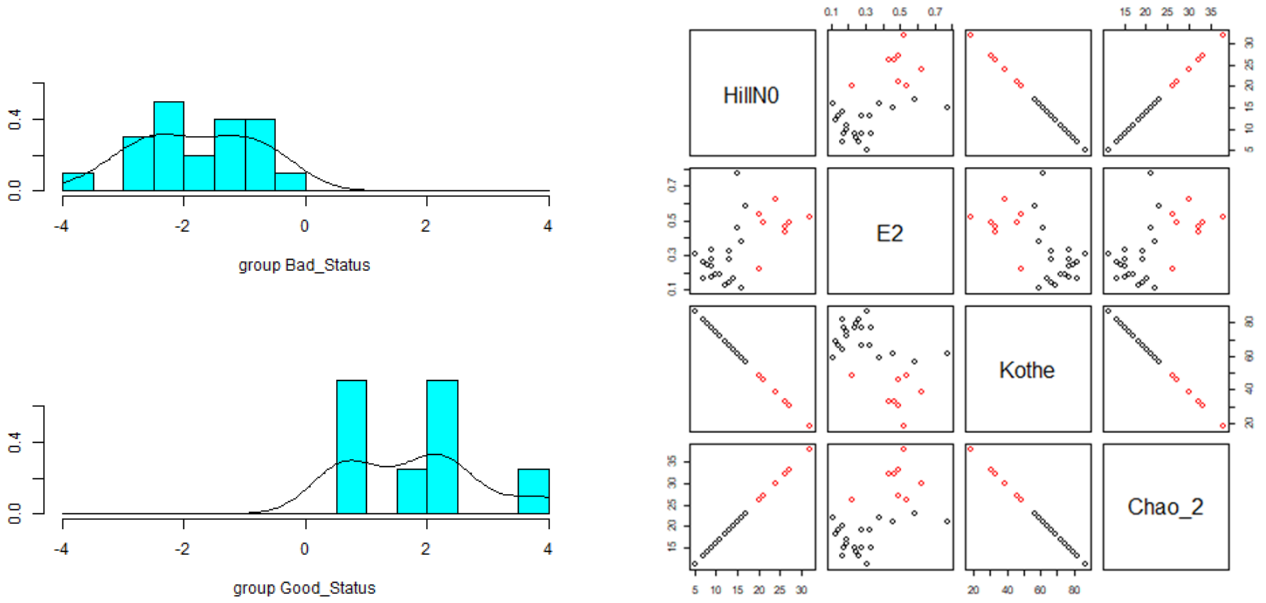
Τύποι RAD model ανά κατηγορία	Preemption	Zipf	Zipf-Mandelbrot	Lognormal	Null
μάρτυρες "κακής κατάστασης" (σχετική συχνότητα)	0.15	**0.60**	0.05	0.20	0
μάρτυρες "καλής κατάστασης" (σχετική συχνότητα)	**0.50**	0.13	0.25	0.13	0
υπόλοιπα δείγματα (σχετική συχνότητα)	0.34	0.08	0.33	0.24	0
	Preemption	Zipf	Zipf-Mandelbrot	Lognormal	Null
δειγματοληψίες που αξιολογούνται ως "κακής κατάστασης" από LDA (σχετ. συχνότητα)	0.29	**0.57**	0.14	0.00	0.00

- παραγωγής κατάλληλης και στατιστικά αξιόπιστης Linear Discriminant Analysis

Ως καταλληλότερη LDA για όλο το χρόνο κρίθηκε αυτή που παρουσιάζεται στον πίνακα 23 και εικόνα 42. Για την παραγωγή της χρησιμοποιούνται οι δείκτες HillN0, E2, Kothe και Chao_2. Δηλαδή 2 «θετικοί» δείκτες ποικιλότητας, ένας «αρνητικός» και ένας δείκτης evenness. Το cross validation της ορθής επανατοποθέτησης των δειγματοληψιων «μαρτύρων» στα δύο group (good-bad) είναι στο 100%.
Αντίστοιχα παρουσιάζονται οι LDAs που έδειξαν τα καλύτερα αποτελέσματα όταν αναφερόμαστε μόνο στη θερινή ή μόνο στη χειμερινή περίοδο. (πίνακες 24-25, εικόνες 43-44).

Πίνακας 23. Ανάλυση της LDA για τους «μάρτυρες» καλής-κακής κατάστασης, για όλο το έτος.

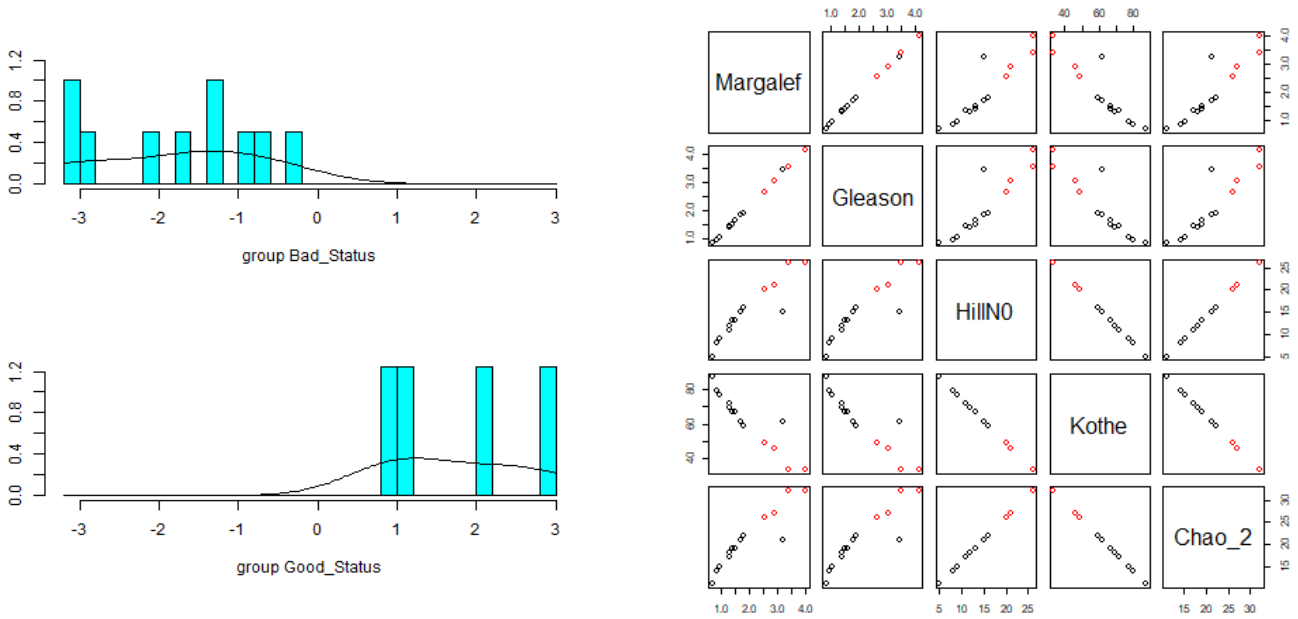
Prior probabilities of groups:	Ορθή επανατοποθέτηση στα group: 100%	Coefficients of linear discriminants:
Bad_Status **Good_Status**	Ορθή επανατοποθέτηση στα group με μέθοδο Jacknife: 100%	LD1
0.7142857 0.2857143		HillN0 0.09115483
Group means:		E2 -0.08425433
HillN0 E2 Kothe Chao_2		Kothe -0.03555038
Bad_Status 11.4 0.2862178 70.76923 17.525		Chao_2 0.09115483
Good_Status 24.5 0.4730657 37.17949 30.625		



Εικόνα 42. Απεικόνιση της LDA και scatterplots ανά δύο των δεικτών που χρησιμοποιούνται για τους «μάρτυρες» καλής-κακής κατάστασης, για όλο το έτος.

Πίνακας 24. Ανάλυση της LDA για τους «μάρτυρες» καλής-κακής κατάστασης, για τη θερινή περίοδο.

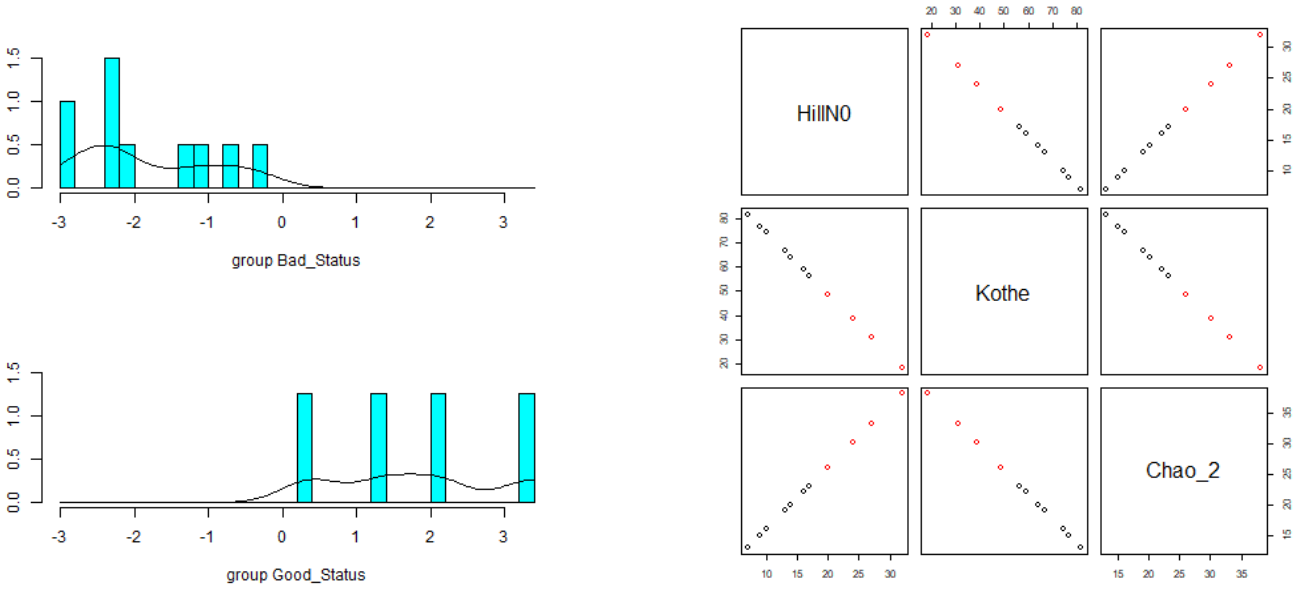
Prior probabilities of groups:		Ορθή επανατοποθέτηση στα group: 100%	Coefficients of linear discriminants:
Bad_Status	**Good_Status**	Ορθή επανατοποθέτηση στα group με μέθοδο Jacknife: 92,85%	LD1
0.7142857	0.2857143		Margalef -36.15835698
Group means:			Gleason 33.56521758
	Margalef Gleason HillN0 Kothe Chao_2		HillN0 0.22522417
Bad_Status	1.463364 1.600020 11.70 70.00000 17.825		Kothe -0.08783434
Good_Status	3.198592 3.341751 23.25 40.38461 29.375		Chao_2 0.22522417



Εικόνα 43. Απεικόνιση της LDA και scatterplots ανά δύο των δεικτών που χρησιμοποιούνται για τους «μάρτυρες» καλής-κακής κατάστασης, για τη θερινή περίοδο.

Πίνακας 25. Ανάλυση της LDA για τους «μάρτυρες» καλής-κακής κατάστασης, για τη χειμερινή περίοδο.

Prior probabilities of groups:		Ορθή επανατοποθέτηση στα group: 100%	Coefficients of linear discriminants:
Bad_Status	**Good_Status**	Ορθή επανατοποθέτηση στα group με μέθοδο Jacknife: 92,86%	LD1
0.7142857	0.2857143		HillN0 0.08255235
Group means:			Kothe -0.03219542
	HillN0 Kothe Chao_2		Chao_2 0.08255235
Bad_Status	11.10 71.53846 17.225		
Good_Status	25.75 33.97436 31.875		



Εικόνα 44. Απεικόνιση της LDA και scatterplots ανά δύο των δεικτών που χρησιμοποιούνται για τους «μάρτυρες» καλής-κακής κατάστασης, για τη χειμερινή περίοδο.

Αξιολόγηση των υπόλοιπων δειγματοληψιών με βάση τις LDAs που παρήχθησαν.

Ελέγχονται οι LDAs που παρήχθησαν από το διαχωρισμό καλού-κακού «μάρτυρα» ως προς την ικανότητά τους να αξιολογούν την ποιότητα των υδάτων από όπου προήλθαν οι υπόλοιπες δειγματοληψίες. Εξετάζεται δηλαδή ο δεύτερος κύριος στόχος της παρούσης εργασίας.

Το 90% των υπόλοιπων δειγματοληψιών που ελέγχθηκαν και εξετάστηκε η ένταξή τους στο ένα ή το άλλο group με βάση την LDA που αφορά όλο το έτος (πίνακας 23, εικόνα 42, σελίδα 55), τοποθετήθηκαν εκεί με πιθανότητα σωστού αποτελέσματος >95%. (πίνακας 26).

Παράλληλα ελέγχθηκαν οι καμπύλες RAD των 7 δειγματοληψιών που χαρακτηρίζονται αδιαμφισβήτητα ως κακής κατάστασης και από τις τρεις LDAs (εικόνα 45). Βλέπουμε πως, με εξαίρεση μια, όλες οι άλλες εμφανίζουν αντίστοιχη εικόνα με την πλειοψηφία των καμπυλών RAD του «μάρτυρα» κακής κατάστασης.

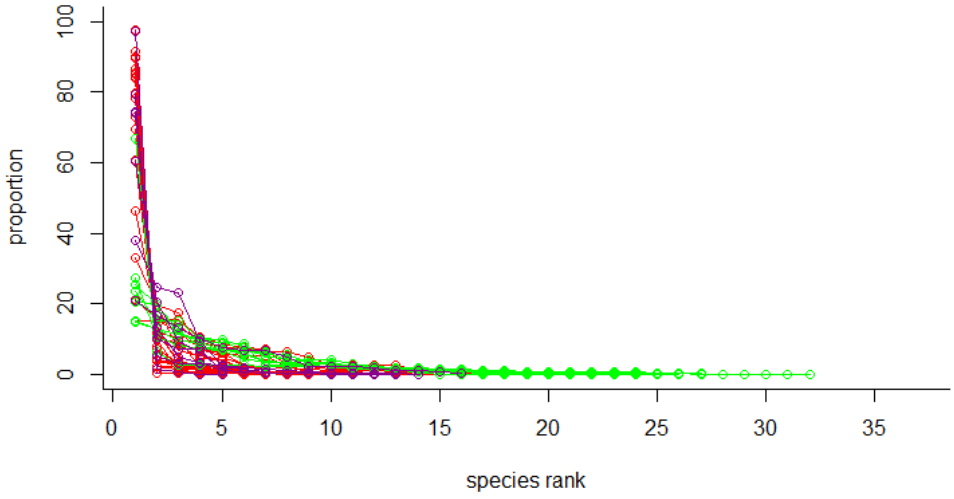
Πίνακας 26. Αξιολόγηση των δειγματοληψιών με βάση της τρεις LDAs που παρήχθησαν κατά τη σύγκριση των «μαρτύρων» καλής-κακής κατάστασης, για όλο το έτος, τη θερινή και τη χειμερινή περίοδο αντίστοιχα. Με κόκκινο χρώμα οι δειγματοληψίες που εντάσσονται στο group της κακής κατάστασης και με πράσινο αυτές που εντάσσονται στο group της καλής κατάστασης. Με έντονα (bold) γράμματα οι περιπτώσεις που η πιθανότητα σωστής τοποθέτησης είναι >95%.

Δειγματοληψία	Όλο το έτος	Θερινή περίοδος	Χειμερινή περίοδος
S2_Dec09_F3	**1**		**1**
S2_Mar10_F3	**1**		**1**
S2_Jul10_F3	**1**	**1**	
S2_Aug10_F3	**1**	**1**	
S7_Dec98_F1	**2**		**2**
S7_Feb99_F1	**2**		**2**
S7_May99_F1	2	2	
S7_May00_F1	**2**	**2**	
S7_Aug00_F1	**2**	**2**	
S7_Dec00_F1	**2**		**2**
S7_Mar01_F1	**2**		**2**
S7_May01_F1	**1**	**1**	
S7_Aug01_F1	**2**	**2**	
S7_Dec01_F1	**2**		**2**
S7_Feb02_F1	**2**		**2**
S7_Jun02_F1	**2**	**2**	
S7_Sept02_F1	**2**	**2**	
S7_Dec02_F1	**2**		2
S7_Feb03_F1	**2**		**2**
S7_Jun03_F1	**2**	**2**	
S7_Sep03_F1	**2**	**2**	
S7_Jan04_F1	**2**		**2**
S7_Mar04_F1	**2**		2
S7_Mar06_F2	1		1
S7_Jun06_F2	**1**	1	
S7_Sep06_F2	1	1	
S7_Dec06_F2	**2**		**2**
S7_Mar07_F2	**2**		**2**
S7_Jun07_F2	**2**	**2**	
S7_Sep07_F2	**2**	**2**	
S7_Dec07_F2	**2**		**2**
S7_Sep08_F3	**2**	**2**	
S7_Dec08_F3	**2**		**2**

S7_Mar09_F3	**2**		**2**
S7_Aug09_F3	**2**	**2**	
S11_Feb87_F0	2		1
S11_Jun87_F0	**2**	**2**	
S11_Aug87_F0	2	2	
S11_Sep87_F0	**2**	**2**	
S11_Dec87_F0	**2**		**2**
S11_Feb88_F0	**2**		**2**
S11_Mar89_F0	**2**		**2**
S11_Jun89_F0	**2**	**2**	
S11_Sep89_F0	**2**	**2**	
S11_Dec89_F0	**2**		**2**
S11_Mar90_F0	**2**		**2**
S11_Dec92_F0	**2**		2
S11_Mar92_F0	**2**		**2**
S11_Jun92_F0	1	1	
S11_Sep92_F0	2	2	
S11_Dec92_F0	**2**		2
S11_Mar.93_F0	2		2
S11_Sep93_F0	**1**	**1**	
S11_Dec93_F0	**2**		**2**
S11_Mar94_F0	**2**		**2**
S11_Jun94_F0	2	**2**	
S11_Sep94_F0	**2**	**2**	
S11_Feb95_F1	**2**		**2**
S11_Jul95_F1	**2**	**2**	
S11_Oct95_F1	**2**		**2**
S11_Dec95_F1	**2**		**2**
S11_Mar97_F1	**2**		**2**
S11_Dec97_F1	**2**		**2**
S11_Feb98_F1	**2**		**2**
S11_Oct98_F1	**2**		**2**
S11_Aug98_F1	**2**	**2**	
S11_Dec98_F1	**2**		**2**
S11_Jan99_F1	**2**		**2**
S11_Feb99_F1	**2**		**2**
S11_Mar99_F1	**2**		**2**
S11_Apr99_F1	**2**		**2**
S11_May99_F1	**2**	**2**	

S11_Jun99_F1	**2**	**2**	
S11_Sep99_F1	2	2	
S11_Dec99_F1	**2**		**2**
S11_Fev00_F1	**2**		**2**
S11_May.00_F1	**2**	**2**	
S11_Jun00_F1	**2**	**2**	
S11_Aug.00_F1	**2**	**2**	
S11_Sep00_F1	**2**	**2**	
S11_Dec.00_F1	**2**		**2**
S11_Jan01_F1	**2**		**2**
S11_Mar.01_F1	**2**		**2**
S11_Apr01_F1	**2**		**2**
S11_May01_F1	**2**	**2**	
S11_Jun01_F1	**2**	**2**	
S11_Aug01_F1	2	**2**	
S11_Sep01_F1	**2**	**2**	
S11_Dec01_F1	**2**		**2**
S11_Jan02_F1	**2**		**2**
S11_Mar02_F1	**2**		**2**
S11_Apr02_F1	**2**		**2**
S11_May02_F1	**2**	**2**	
S11_Jun.02_F1	**2**	**2**	
S11_Aug02_F1	**2**	**2**	
S11_Sep02_F1	**2**	**2**	
S11_Dec02_F1	**2**		**2**
S11_Feb.03_F1	**2**		**2**
S11_Mar03_F1	**2**		**2**
S11_Apr03_F1	**2**		**2**
S11_May03_F1	**2**	**2**	
S11_Jun03_F1	**2**	**2**	
S11_Aug03_F1	**2**	**2**	
S11_Sep03_F1	**2**	**2**	
S11_Oct03_F1	**2**		**2**
S11_Jan04_F1	**2**		**2**
S11_Feb04_F1	**2**		**2**
S11_Mar04_F1	**2**		2
S11_Apr04_F1	**2**		**2**
S11_May04_F1	**2**	**2**	
S11_Jun04_F1	**2**	**2**	

Καμπύλες RAD των 7 δειγματοληψιών που με βάση τις παραπάνω LDAs , χαρακτηρίζονται σίγουρα ως κακής κατάστασης.



Εικόνα 45. Καμπύλες RAD των «μαρτύρων» κακής (κόκκινο) και καλής (πράσινο) περιβαλλοντικής κατάστασης, καθώς και των δειγματοληψιών που έχουν χαρακτηριστεί ως κακής κατάστασης από την αντίστοιχη LDA για όλο το έτος (μωβ).

5.4) Σύνοψη αποτελεσμάτων

Διαφοροποίηση μεταξύ των δύο δειγμάτων «μαρτύρων»

- Η κακή κατάσταση που επικρατεί στον S2 σταθμό γενικά επαληθεύεται κατ' αρχάς από την εικόνα που παρουσιάζουν οι κοινότητες του μεσοζωοπλαγκτού στην εικόνα 4, λόγω του συνδυασμού της συστηματικής υψηλής κυριαρχίας ενός ή το πολύ δύο ειδών (Acartia clausi και Penilia avirostris), της υψηλής -για όλο το έτος και τη θερινή περίοδο- παρουσίας κλαδοκεραιωτών και στην εικόνα 5 όπου φαίνεται η μεγάλη κλίση στην αρχή των καμπυλών RAD για το σύνολο σχεδόν των S2_F1 δειγματοληψιών.
- Το σύνολο των παραπάνω δεδομένων υποδεικνύουν μια κατάσταση όπου στη μεσοζωοπλαγκτική κοινότητα του S2 κυριαρχούν είδη με καλά εδραιωμένη κυριαρχία σε επιβαρυμένα περιβάλλοντα είτε λόγω ευρύαλων, ευρύθερμων χαρακτηριστικών και προσαρμοζόμενης διατροφικής στρατηγικής ανάλογα με τις συνθήκες (Acartia clausi), είτε λόγω ικανοτήτων παρθενογένεσης και παραγωγής αυγών διάπαυσης (Penilia avirostris).
- Ο S2 σταθμός παρουσιάζει λίγο χειρότερη εικόνα στη μεταγενέστερη F2_3 περίοδο (2004-2010), αλλά επελέγη η F1 σε μια προσπάθεια αυστηροποίησης των κριτηρίων αξιολόγησης της ποιότητας υδάτων και ικανότητας ελέγχου τους.
- Αντίστοιχα αναφορικά με τον «μάρτυρα» καλής κατάστασης, παρατηρούμε από τις εικόνες 4 και 5, τα εξής: Σε επίπεδο ισοκατανομής έναντι κυριαρχίας ειδών, ο S11 σταθμός εμφανίζει πάντα καλύτερη κατάσταση από τον S7 σε κάθε χρονική περίοδο και για κάθε εποχή. Μελετώντας τον S11 μόνο του, για την επιλογή της καταλληλότερης περιόδου, βλέπουμε ότι η F0 περίοδος (1987-1994) εμφανίζει κάποια χαρακτηριστικά που προβληματίζουν, όπως αρκετά υψηλή αφθονία κλαδοκεραιωτών -όχι μόνο το καλοκαίρι- και μια κυριαρχία του *Penilia avirostris* σε επίπεδο 33%(όλο το έτος), με 43% (θερινή περίοδο). Οι F1 και F2_3 περίοδοι του εμφανίζουν σημαντικά πιο ισοκατανεμημένα είδη και έχουν παραπλήσια εικόνα. Η εικόνα της F1 είναι σχετικά καλύτερη, αλλά επιλέξαμε το S11_F2_3 ως δείγμα «μάρτυρα» καλής κατάστασης λόγω του ότι αυτή τη περίοδο τα χαρακτηριστικά του βιολογικού καθαρισμού της Ψυττάλειας είναι βελτιωμένα. Η εικόνα που παρουσιάζουν οι καμπύλες RAD του S11_F2_3 δείγματος έχουν την αναμενόμενα μικρή κλίση που αναμένεται από μια «ισορροπημένη» βιοκοινότητα (το πιο άφθονο είδος δεν ξεπερνάει ποτέ το 30% της συνολικής αφθονίας) και δικαιώνουν την επιλογή μας ως καλού «μάρτυρα», με μοναδική εξαίρεση τη δειγματοληψία που παρουσιάζεται στην εικόνα 7.

- Τόσο η κακή κατάσταση του «μάρτυρα» S2_F1, όσο και η καλή του S11_F2_3 επαληθεύεται και σε δεύτερο επίπεδο από τα στατιστικά τεστ των δεικτών βιοποικιλότητας που παρουσιάζονται στον πίνακα 4 και τις εικόνες 8-16.
  Από τους δείκτες βιοποικιλότητας που ανά περίπτωση εμφάνισαν στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση οι 20 δείκτες υψηλής ποικιλότητας και ισοκατανομής ειδών (Margalef, Gleason, Menhinic, Shannon, HillN0, HillN1, HillN2, Chao2, Odum, Pie, M, Tu, Brillouin, Camargo Diversion, Camargo Evenness, Fisher's α, E1, E2, E3,E5) αυξάνονται πάντα στη κατεύθυνση του «μάρτυρα» καλής κατάστασης. Αντίθετα οι 5 δείκτες χαμηλής ποικιλότητας και ισοκατανομής/ισοδυναμίας ειδών και κυριαρχίας (Simpson, Kothe, Redundancy, Berger Parker, McNaughton) εμφανίζουν πάντα αυξημένες τιμές στην κατεύθυνση του «μάρτυρα» κακής κατάστασης.

Εξέταση Α) διαφοροποίησης μεταξύ των διαφόρων σταθμών για δεδομένες χρονικές περιόδους και Β) χρονικής διαφοροποίησης για κάθε σταθμό.

- Στο επίπεδο της χωρικής διαφοροποίησης, εντοπίζεται μια απόκλιση του S2 σταθμού από τους άλλους δύο, με τον πρώτο να έχει χαρακτηριστικά δεικτών ποικιλότητας που προσομοιάζουν στον «μάρτυρα» κακής κατάστασης (πίνακες 10-15, εικόνες 17-27). Είναι σαφής λοιπόν η διαχρονικά χειρότερη κατάσταση του S2 σταθμού, καθώς και η στενή σχέση που υπάρχει μεταξύ των σταθμών S7 και S11, που υποστηρίζεται και από τα πρότυπα θαλάσσιας κυκλοφορίας της περιοχής (εκθέσεις ΕΛΚΕΘΕ, 1998-2010).
- Στο επίπεδο της χρονικής διαφοροποίησης:
  Στον S2, η F2_3 περίοδος παρουσιάζει χαρακτηριστικά πιο υποβαθμισμένου περιβάλλοντος από την F1 (δείκτες HillN0, Chao2, Kothe, E4), (πίνακας 16, εικόνα 28), επαληθεύοντας την εικόνα που έχουμε από προηγούμενα δεδομένα (εκθέσεις ΕΛΚΕΘΕ, 1998-2010).
  Στον S7, μόνο ο Odum εμφανίζει στατιστικά αποδεκτό αποτέλεσμα. Οριακά αποδεκτοί είναι και οι δείκτες ισοδυναμίας E1, Redundancy (όλο το έτος) και E2,E3 (θερινή περίοδος) (πίνακας 18, εικόνες 30-31), που είναι και οι μόνοι που δείχνουν να ανιχνεύουν σε κάποιο βαθμό μια σταδιακή βελτίωση από το 1998-2009, παράλληλα δηλαδή με την εξέλιξη του βιολογικού καθαρισμού της Ψυττάλειας.
  Στον S11, κατά κανόνα αποκλίνει κυρίως η F0 από τις άλλες δύο περιόδους, δίνοντας μια εικόνα μικρότερης ποικιλότητας και αυξημένης κυριαρχίας λίγων ειδών (εικόνες 33-36), όπως αναμενόταν και από το πως παρουσιαζόταν η κοινότητα αυτής της περιόδου στην εικόνα 4.

Αναζήτηση αξιόπιστης μεθοδολογίας, που θα επιτρέπει την αξιολόγηση και τον χαρακτηρισμό νεών δειγμάτων από την ίδια περιοχή.

- Η αναζήτηση μεθόδου αξιολόγησης νέων δειγματοληψιών, με δεδομένα τα δείγματα «μάρτυρες» έγινε σε τρεις διαφορετικές κατευθύνσεις.
  1) κατασκευή μιας κατάλληλης Linear Discriminant Analysis (πίνακες 23-25, εικόνες 42-44),
  2) δείκτης λόγου αφθονίας κλαδοκεραιωτών/κωπηπόδων (εικόνες 37-39) και
  3) εξέταση της πιθανής επανάληψης του ίδιου μοντέλου προσομοίωσης των RAD καμπύλων (εικόνες 40-41, πίνακας 22).
- Ως καταλληλότερη μεθοδολογία αξιολόγησης κρίθηκε αυτή που προέκυψε από τις δοκιμές παραγωγής LDAs. Ο λόγος κλαδοκεραιωτά/κωπήποδα δείχνει να επηρεάζεται κυρίως από την εποχή και δεν παρουσιάζει κάποιο συγκεκριμένο πρότυπο σχετιζόμενο με τη διαφορετική ποιότητα υδάτων. Κατά τον έλεγχο των μοντέλων που ταιριάζουν καλύτερα σε καλούς – κακούς «μάρτυρες» προέκυψε μια σχετική τάση με τους καλούς «μάρτυρες» να ταιριάζουν με το preemption model κατά 50% και τους κακούς με το Zipf model κατά 60%. Ενδεχομένως να μπορεί και να πρέπει να εξεταστεί περεταίρω μια τέτοια τάση.
- Ειδικά όσον αφορά τις LDAs, η καλύτερη δυνατή που παρήχθη πληρούσε όλα τα κριτήρια που είχαν τεθεί. Προέκυψε με βάση δείκτες ποικιλότητας που εμφανίζουν στατιστική διαφοροποίηση μεταξύ των δύο «μαρτύρων» μέσω ANOVA, αφορά όλο το έτος -άρα δεν περιορίζει τις πιθανές δειγματοληψίες σε κάποια εποχή- και χαρακτηρίζεται από 100% σωστή επανατοποθέτηση των δειγματοληψιών μαρτύρων στα δύο διακριτά groups, ακόμα και όταν ο έλεγχος γίνεται μέσω της μεθόδου Jacknife. Η LDA που προκύπτει και είναι ικανή να ξεχωρίσει τις δύο ομάδες «μάρτυρες» που έχουμε, δίνει τους εξής συντελεστές στους δείκτες που χρησιμοποιεί:

$$\boldsymbol{y} = 0.09115483^{*} (\mathbf{HillN0} + \mathbf{Chao\ 2}) - 0.03555038^{*}\ \mathbf{Kothe} - 0.08425433^{*}\ \mathbf{E2}$$

Παρατηρούμε ότι χρησιμοποιούνται 2 δείκτες υψηλής ποικιλότητας (HillN0, Chao 2), ένας χαμηλής (Kothe) και ένας ισοδυναμίας ειδών (E2) που βασίζεται στον δείκτη ποικιλότητας Shannon. Έχουμε

έτσι αντιπροσώπους από τις δύο εκ των τριών κατηγοριών δεικτών βιοποικιλότητας, χωρίς να έχουμε κάποιο δείκτη κυριαρχίας. Για τους τρεις από αυτούς αρκεί η γνώση του αριθμού των ειδών χωρίς τις αφθονίες των ατόμων και μόνο για τον υπολογισμό του E2, είναι αναγκαίες. Κάτι που σημαίνει, πως σε περίπτωση μη γνώσης των αφθονιών, θα μπορούσαμε να εξετάσουμε τη δημιουργία μιας LDA μόνο με τους άλλους τρεις δείκτες, «χάνοντας» όμως έτσι το στοιχείο εξέτασης της ισοδυναμίας των ειδών.

Η εν λόγω LDA χρησιμοποιήθηκε για την αξιολόγηση των υπόλοιπων 111 δειγματοληψιών (πίνακας 26). Από αυτές, οι 7 τοποθετήθηκαν στην ομάδα της κακής περιβαλλοντικής κατάστασης και οι 93 στην καλής με posterior probabilities >95%. Το σύνολο των S2_F2_3 δειγματοληψιών και των S11_F1 τοποθετήθηκαν στα groups κακής και καλής κατάστασης αντίστοιχα, ενισχύοντας έτσι το επιχείρημα της καλής εφαρμογής της εν λόγω LDA.

6. Συζήτηση

Ενώ στις περιπτώσεις λιμνών (πχ Haberman J & Halda M., 2014), και υγροβιοτόπων (πχ Boix D., 2005), επιχειρείται ανάπτυξη δεικτών ζωοπλαγκτού και σε επίπεδο αξιοποίησης της βιοποικιλότητας του για την εκτίμησης ποιότητας υδάτων, στην περίπτωση του θαλάσσιου περιβάλλοντος κάτι τέτοιο δεν έχει πραγματοποιηθεί συστηματικά. Αυτά ακριβώς τα πλεονεκτήματα που προσφέρει η μελέτη της ποικιλότητας του ζωοπλαγκτού -έναντι των άλλων προσεγγίσεων- προσπαθεί να εκμεταλλευτεί η παρούσα εργασία. Το επιχειρεί μάλιστα μέσω της αξιοποίησης ευρέως διαδεδομένων δεικτών βιοποικιλότητας και μέσω της συστηματοποίησης μιας σειράς στατιστικών επεξεργασιών που συνδυαστικά δίνουν σημαντικά αποτελέσματα, ικανά να υποστηρίξουν και μελλοντικές μελέτες.
Μια τέτοια προσέγγιση λείπει τόσο σε ευρύτερο επίπεδο, όσο και σε αυτό της Μεσογείου, όπου οι όποιες σχετικές μελέτες, καταλήγουν κυρίως στο να εντοπίζουν συγκεκριμένα είδη που ανά περιοχή εμφανίζονται πιο καλά προσαρμοσμένα σε επιβαρυμένα -λόγω ανθρώπινων πιέσεων- περιβάλλοντα (Arfi et al., 1981; Kršinić et al.,2007; Siokou-Frangou and Papathanassiou, 1991; Uriarte and Villate,2005). Σε αυτές τις μελέτες το είδος που κατά κανόνα κυριαρχεί σε τέτοια περιβάλλοντα είναι το *Acartia clausi*. Αυτό επαληθεύεται και από την παρούσα εργασία με το *Acartia clausi* να κυριαρχεί, είτε μόνο του είτε από κοινού με το εξίσου άφθονο κλαδοκεραιωτό *Penilia avirostris,* στον «μάρτυρα» κακής κατάστασης, συντελώντας έτσι στο να επαληθεύσουμε τον χαρακτηρισμό του, ως κακής κατάστασης, μέσω των δεδομένων του μεσοζωοπλαγκτού. Η κυριαρχία του *Acartia clausi* σε ευτροφικά επιβαρυμένα περιβάλλοντα οφείλεται στο ότι είναι ευρύαλο και ευρύθερμο ενώ προσαρμόζει τη στρατηγική διατροφής του ανάλογα με τους διαθέσιμους πόρους. Η επιτυχία των κλαδοκεραιωτών να κατακτούν υψηλές θέσεις στην αφθονία του μεσοζωοπλαγκτού ακόμα και σε επιβαρυμένα περιβάλλοντα, όπως η Ελευσίνα, οφείλεται στη δυνατότητά τους να αναπαράγονται παρθενογενετικά, δημιουργώντας έτσι πυκνούς πληθυσμούς σε πολύ σύντομο χρόνο, όταν οι συνθήκες είναι κατάλληλες, αλλά και φυλογενετικά, παράγοντας αυγά διάπαυσης (resting eggs) (Asimakopoulou G., et al., 2015). Στην Ελευσίνα, η μεγάλη αφθονία παρά τον μικρό αριθμό ειδών σχετίζεται με την ικανότητα αυτών των ειδών αφενός να επηρεάζονται όσο λιγότερο γίνεται από ένα πολλαπλά επιβαρυμένο και από ποικίλους παράγοντες (ευτροφισμός, υδρογονάνθρακες, βαρέα μέταλλα) περιβάλλον και αφετέρου να εκμεταλλεύονται σε πολύ υψηλό βαθμό όλους τους διαθέσιμους πόρους για τροφή (Asimakopoulou G., et al., 2015).

Στην περιοχή της Μεσογείου, οι κυριότερες διαφορές της εργασίας των Serranito et al. (2016),. από την παρούσα μελέτη είναι πως εκεί: 1) κατά τη δειγματοληψία έχει χρησιμοποιηθεί δίχτυ με άνοιγμα «ματιού» 90 αντί για 200 μm, 2) επεξεργάζεται μόνο δεδομένα κωπηπόδων, μη λαμβάνοντας υπόψη κλαδοκεραιωτά, 3) η προσέγγιση των συναθροίσεων και της ποικιλότητας γίνεται στο επίπεδο των οικογενειών, 4) δε δίνεται τόσο μεγάλη σημασία στους δείκτες ποικιλότητας ,αν και προκύπτουν για τον Ε1 κάποια σημαντικά αποτελέσματα, αλλά στις σχετικές αφθονίες των διαφόρων οικογενειών και 5) χωρίζει το έτος σε 4 εποχές ενώ δεν επιχειρεί την ανάπτυξη δείκτη που να καλύπτει όλο το φάσμα του έτους.

Σύμφωνα με την εργασία των Serranito et al. η οικογένεια ζωοπλαγκτού που διακρίνει σε μεγαλύτερο βαθμό από τους δύο κόλπους που συγκρίνονται (στην περιοχή της Toulon) είναι η Oithonidae. Τόσο η απόλυτη όσο και η σχετική αφθονία της εμφανίζεται πολύ υψηλότερη στον πλέον επιβαρυμένο κόλπο.
Αυτό δείχνει ότι η Oithonidae φαίνεται να είναι μια οικογένεια με υψηλότερη συγγένεια θαλάσσια συστήματα υπό έντονη ανθρώπινη επίδραση και ως εκ τούτου, είναι ένας πιθανός καλός δείκτης αυτής της επίδρασης. Η υποεκπροσώπηση των Acartiidae (οικογένεια του Acartia clausi) μπορεί να συνδέεται με το γεγονός ότι χρησιμοποιήθηκε δίχτυ με άνοιγμα «ματιού» 90 έναντι του κλασικού 200μm. Η χρήση μικρότερου μεγέθους ματιών επέτρεψε, σύμφωνα με τους συγγραφείς να αποκαλυφθεί η ισχυρή κυριαρχία των Oithonidae, η οποία ελήφθη καλύτερα από τα δείγματα, και να ελαχιστοποιηθεί η παρουσία των

Acartidae. Ένα άλλο σημείο που μπορεί να αναζητηθεί η διαφοροποίηση που παρουσιάζεται μεταξύ εκείνης της εργασίας και της παρούσης είναι το γεγονός ότι δε λαμβάνονται καθόλου υπόψη τα κλαδοκεραιωτά . Ώστε αγνοείται ο σημαντικός ρόλος του Penilia avirostris όπως προκύπτει από αυτή την εργασία, κυρίως κατά τη θερμή περίοδο, στον «μάρτυρα» κακής περιβαλλοντικής κατάστασης (S2_F2_3) και γενικότερα στον υποβαθμισμένο σταθμό S2 της Ελευσίνας, αλλά και στην περίπτωση της F0 περιόδου του S11.
Μεγαλύτερες αφθονίες των Oithonidae σε περιοχές υπό έντονη ανθρώπινη επίδραση έχουν επίσης τεκμηριωθεί στην Ελλάδα (όπου διεξήγαγαν ταυτόχρονα δειγματοληψία σε δύο διαφορετικά ρυπασμένες περιοχές) και σε μια λιμνοθάλασσα ακτής Ελεφαντοστού (Arfi and Pagano, 1987, Μωραΐτου-Αποστολοπούλου, 1976). Σε όλες σχεδόν τις μελέτες αυτές, ένα συγκεκριμένο είδος της οικογένειας Oithonidae συνδέθηκε στην πραγματικότητα με υψηλό βαθμό μόλυνσης: το Oithona nana. Αυτό το είδος έχει οριστεί ως ευρύοικο, όπως το A. clausi. Η υψηλότερη τιμή του O. nana σε περιοχές με υψηλότερες ανθρωπινες πιέσεις, υποδεικνύει μια υψηλότερη προσαρμογή αυτού του είδους, που μπορεί εν μέρει να εξηγηθεί από τη διατροφική του συμπεριφορά (Serranito et al., 2016).

Αναφορικά με δείκτες βιοποικιλότητας, που μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την αξιολόγηση των υδάτων, στην εργασία των Serranito et al., συναντάμε τον E1 (Piélou's evenness). Η διακριτική ικανότητα του είναι ικανοποιητική σε όλο το έτος, κυρίως όμως κατά το φθινόπωρο και το χειμώνα (το έτος έχει χωριστεί σε τέσσερις εποχές), ενώ έχει υπολογιστεί με βάση τις αφθονίες οικογενειών και όχι ειδών. Στην παρούσα εργασία παρόλο που σε αρκετές περιπτώσεις δείκτες evenness δίνουν στατιστικά σημαντικά αποτελέσματα και ειδικά ο E2, κάτι τέτοιο δεν επαληθεύεται για τον E1.

<u>Οι ιδιαιτερότητες, τα πλεονεκτήματα και τα μειονεκτήματα αυτής της εργασίας.</u>
Σε αντίθεση με όλα τα παραπάνω, η παρούσα έρευνα δεν καταλήγει στον χαρακτηρισμό ενός συγκεκριμένου είδους ή ομάδας ειδών ως ενδεικτικού για υποβαθμισμένες οικολογικά περιοχές, που υπόκεινται σε ανθρωπογενείς πιέσεις. Γιατί κάτι τέτοιο περιορίζει τη δυνατότητα αξιοποίησης των όποιων συμπερασμάτων σε τοπικό επίπεδο. Η εργασία εστιάζει στη συνολική εικόνα της κοινότητας των βασικών ομάδων του μεσοζωοπλαγκτού (κωπήποδα και κλαδοκεραιωτά) όπως προκύπτει από το συνδυασμό των γραφημάτων συσσωρευμένων στηλών (stacked bar charts) και των καμπυλών αφθονίας-κατάταξης ειδών (Rankes Abundace Plots), για να επαληθεύσει μέσω αυτών την αρχική υπόθεση των δειγμάτων που χαρακτηρίζονται ως «μάρτυρες» καλής και κακής περιβαλλοντικής κατάστασης αντίστοιχα. Αυτή η προσέγγιση είναι χρήσιμη, καθώς μπορεί να εφαρμοστεί σε περιοχές που δεν είναι τόσο καλά μελετημένες ώστε να έχει συσχετιστεί κάποιο συγκεκριμένο είδος με περιβάλλοντα που υπόκεινται σε έντονες ανθρωπογενείς πιέσεις. Αρκεί να προκύπτει η εικόνα μιας κοινότητας έντονα κυριαρχούμενης από ένα ή δύο είδη, έναντι μιας άλλης με μεγάλη ισοκατανομή μεταξύ των ειδών, ώστε να έχουμε μια ισχυρή πρώτη ένδειξη μιας περιοχής υπό πίεση έναντι μιας άλλης λιγότερο επιβαρυμένης αντίστοιχα. Το ότι στην παρούσα εργασία τα είδη που κυριαρχούν στον «μάρτυρα» κακής κατάστασης είναι τα αναμενόμενα και καλά μελετημένα *Acartia clausi* και *Penilia avirostris* λειτουργεί απλά ενισχυτικά στον παραπάνω συλλογισμό.
Στη συνέχεια τα διάφορα στατιστικά σημαντικά αποτελέσματα (ANOVA & Kruskal Wallis) και η αντίστοιχη ομαδοποίηση (μέσω PCA) των δεικτών ποικιλότητας που προκύπτουν, ενισχύουν ακόμα περισσότερο την αρχική υπόθεση και ταυτόχρονα υποδεικνύουν πως ένας κατάλληλος συνδυασμός αυτών των διεθνώς αναγνωρισμένων δεικτών -που τόσο έχουν παραμεληθεί στις σχετικές έρευνες- μπορεί να αξιοποιηθεί ως δείκτης εκτίμησης ποιότητας θαλάσσιων υδάτων μιας περιοχής -αξιοποιώντας ταξινομημένα δεδομένα μεσοζωοπλαγκτού.
Τέλος στη βάση του παραπάνω συλλογισμού προτείνεται η μέθοδος της LDA με τη χρησιμοποίηση των δεικτών HillN0, Chao2, Kothe και E2, ως η βέλτιστη για τον κατά 100% ακριβή διαχωρισμό των δύο δειγμάτων «μαρτύρων», αλλά και την αξιολόγηση των υπολοίπων δειγματοληψιών της περιοχής, με τις 100 από τις 111 να αξιολογούνται -με πιθανότητα σωστής τοποθέτησης >95%- ως προερχόμενες από

περιοχή καλής ή κακής περιβαλλοντικής κατάστασης. Μια μέθοδος μάλιστα που αφορά όλο το έτος και όχι μέρος του.

Από τα παραπάνω μπορεί να εκτιμηθεί πως η προσέγγιση αυτή μπορεί να βοηθήσει σημαντικά στην προσπάθεια ανάπτυξης δεικτών εκτίμησης της βιοποικιλότητας της ομάδας «κλειδιού» του ζωοπλαγκτού, τόσο στη συγκεκριμένη περιοχή όσο και στην υπόλοιπη Μεσόγειο, στην κατεύθυνση του 1ου "Περιγραφέα" της MSFD. Αυτό μπορεί να γίνει είτε με την κατευθείαν αξιοποίηση του συνδυασμού των δεικτών που προτείνεται, είτε από άλλο συνδυασμό που όμως μπορεί να προκύψει ακολουθώντας τα ίδια βήματα.

7. Συμπεράσματα - Επίλογος

- Καταλήγουμε στο ότι το μεσοζωοπλαγκτόν αντανακλά μέσω πληθώρας δεικτών βιοποικιλότητας τη διαφορά ποιότητας μεταξύ δύο γνωστών δειγμάτων με διαφορετική ποιότητα υδάτων. Η αντανάκλαση αυτή διαπιστώνεται σε στατιστικά σημαντικό επίπεδο (>95%) με τη χρήση ANOVA, ή -σε περίπτωση μη ύπαρξης κανονικής κατανομής ή/και ομοσκεδαστικότητας δεδομένων- Kruskal Wallis είτε η προσέγγιση που ακολουθείται είναι όλο το χρόνο, είτε είναι μόνο κατά τη θερινή/χειμερινή περίοδο.
- Συγκεκριμένα η καλή περιβαλλοντική κατάσταση χαρακτηρίζεται από μεγαλύτερους αριθμούς ειδών με υψηλή ισοκατανομή, υψηλή ποικιλότητα και χαμηλή κυριαρχία ενός ή δύο ειδών, παρουσιάζοντας έτσι μια εικόνα ισορροπημένης κοινότητας χωρίς χαρακτηριστικά που υποδηλώνουν στοιχεία ευτροφισμού και υποβαθμισμένου περιβάλλοντος. Κατά συνέπεια μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης εκτίμησης ποιότητας θαλάσσιων υδάτων.
- Σχετικά με τη χωρική διαφοροποίηση της περιοχής παρατηρούμε μια «επίμονη» απόκλιση του S2 σταθμού από τους άλλους δύο σε κάθε περίοδο που μελετάμε, με τον πρώτο να έχει χαρακτηριστικά δεικτών ποικιλότητας που προσομοιάζουν στον «μάρτυρα» κακής κατάστασης.
- Αναφορικά με τη χρονική διαφοροποίηση του -πλησιέστερου στην Ψυττάλεια- S7 σταθμού, οι δείκτες ισοδυναμίας E1, Redundancy (όλο το έτος) και E2,E3 (θερινή περίοδος), είναι οι μόνοι που ανιχνεύουν σε κάποιο βαθμό μια σταδιακή βελτίωση από το 1998 έως 2009.
- Η LDA που παράγεται για όλο το έτος, αποδίδοντας στους παρακάτω δείκτες τους συντελεστές: 0.09115483* (HillN0 + Chao 2) – 0.03555038* Kothe – 0.08425433* E2 , μπορεί - όπως παρήχθη στο περιβάλλον της R- να χρησιμοποιηθεί για μελλοντικές αξιολογήσεις ποιότητας υδάτων της συγκεκριμένης περιοχής, με βάση τη βιοποικιλότητα των ομάδων των κωπηπόδων και των κλαδοκεραιωτών του μεσοζωοπλαγκτού

Επίλογος

Δεδομένης της πολυπλοκότητας της διαχείρισης των θαλάσσιων οικοσυστημάτων, λόγω των δυνητικά αλληλεπιδρώντων στρεσογόνων παραγόντων, αυξάνεται η ανάγκη εκτίμησης της «υγείας» και της ανθεκτικότητας των θαλάσσιων οικοσυστημάτων (Hofmann και Gaines, 2008). Σε απάντηση αυτής της απαίτησης, θα πρέπει να επιλεγούν κατάλληλοι δείκτες και εργαλεία αξιολόγησης που δεν αποκρύπτουν ή εξαλείφουν τις εγγενείς ιδιότητες και τη δυναμική των οικοσυστημάτων. Η «θαλάσσια βιοποικιλότητα» είναι μια σύνθετη έννοια που καλύπτει ένα ευρύ φάσμα θεμάτων και συστατικών οικοσυστήματος, ακόμα και όταν μελετάται στα πλαίσια μιας συγκεκριμένης κατηγορίας ζωντανών οργανισμών, όπως το ζωοπλαγκτόν. Η χρήση του ζωοπλαγκτού ως «ομάδας κλειδί» της οποίας οι μεταβολές συνδέονται και μπορούν να διακρίνουν περιβαλλοντικές αλλαγές είναι σημαντικά διαδεδομένη για διάφορα περιβάλλοντα. Η επιλογή συγκεκριμένων δεικτών που απαιτούνται για την εκπροσώπηση της βιοποικιλότητας συνεπάγεται ορισμένες αναπόφευκτα αυθαίρετες επιλογές. Η αξιολόγηση της κατάστασης της θαλάσσιας βιοποικιλότητας σε έναν συγκεκριμένο τομέα απαιτεί την αντιμετώπιση ορισμένων προκλήσεων. Το πρώτο είναι να συγκεντρωθούν δεδομένα για έναν επαρκή αριθμό δεικτών, που να περιγράφουν μια αρκετά ευρεία ποικιλία στοιχείων βιοποικιλότητας για έναν συγκεκριμένο τόπο ή περιοχή. Το δεύτερο είναι να ορίσουμε μια επιθυμητή κατάσταση για τους επιλεγμένους δείκτες. Η τρίτη και τελευταία πρόκληση, από την άποψη της αξιολόγησης της κατάστασης, είναι η αξιολόγηση της συνολικής κατάστασης της βιοποικιλότητας. Αυτό μπορεί να επιτευχθεί με τη χρήση των δεικτών, των επιπέδων αναφοράς τους και των αποδεκτών αποκλίσεων, ως συστατικών σε ένα γενικό πίνακα αξιολόγησης. Ένας τέτοιος πίνακας μπορεί να κατασκευαστεί με διάφορους τρόπους, συμπεριλαμβανομένης της στάθμισης και της ομαδοποίησης των διαφόρων δεικτών.

Μέσω της συγκεκριμένης εργασίας έγιναν ορισμένα πρώτα βήματα σε αυτήν την κατεύθυνση που είναι πιθανό -και ευκταίο- να φανούν χρήσιμα όχι μόνο για την περιοχή που μελετήθηκε, αλλά και γενικότερα στην ευρύτερη θαλάσσια περιοχή της ανατολικής ή και της συνολικής λεκάνης της Μεσογείου. Το συγκριτικό πλεονέκτημα μιας τέτοιας προσέγγισης είναι πως παρέχεται μια μεθοδολογία δοκιμής ορισμένων δεικτών -ευρέως διαδεδομένων σε άλλα πεδία- της οποίας η εφαρμογή είναι πιθανό να ταιριάζει και σε άλλες περιοχές όπου υπάρχουν δεδομένα άλλων παραμέτρων της υδάτινης στήλης, αλλά χωρίς την ύπαρξη μεγάλων χρονοσειρών αφθονίας ζωοπλαγκτού.

8. Με το βλέμμα στο μέλλον.

Μελλοντικές εργασίες που θα μπορούσαν να βελτιώσουν τη δουλειά που εδώ πραγματοποιήθηκε προτείνεται να κινηθούν στους εξής άξονες:

- Δοκιμή του συνδυασμού των δεικτών που προτείνονται από την βέλτιστη LDA σε μελλοντικές δειγματοληψίες της ίδιας περιοχής, με παράλληλη αύξηση του μεγέθους των δειγμάτων «μαρτύρων», ώστε να διαπιστωθεί εάν παραμένει αξιόπιστη.
- Δοκιμή της ίδιας ή άλλης LDA, που όμως θα προκύψει από την ίδια συλλογιστική πορεία, σε δειγματοληψίες περιοχών πιο απομακρυσμένων από την ακτή, καθώς σε άλλα σημεία της Μεσογείου.
- Εξέταση του ενδεχομένου χρησιμοποίησης δεικτών που αρκεί η γνώση του αριθμού των ειδών και όχι της αφθονίας των ατόμων, σε μια λογική μείωσης του φόρτου εργασίας. Στην περίπτωση της LDA που προτείνεται εδώ, αυτό θα μπορούσε να γίνει με αφαίρεση του δείκτη evenness E2.
- Στην ίδια λογική της μείωσης του φόρτου εργασίας, αλλά και της μικρότερης εξειδίκευσης, θα μπορούσε να δοκιμαστεί ο υπολογισμός των διαφόρων δεικτών στη βάση υψηλότερης ταξινομικής βαθμίδας από το είδος, όπως το γένος ή η οικογένεια.
- Περαιτέρω διερεύνηση της πιθανότητας οι καμπύλες RAD μιας περιοχής καλής περιβαλλοντικής κατάστασης και μιας που υπόκειται σε έντονες ανθρωπογενείς πιέσεις, να αντιστοιχούν συστηματικά σε συγκεκριμένα διαφορετικά μοντέλα προσομοίωσης των καμπυλών αυτών. Υπενθυμίζεται πως στην παρούσα εργασία προέκυψε μια σχετική τάση με τους καλούς «μάρτυρες» να ταιριάζουν με το preemption model στο 50% των περιπτώσεων και τους κακούς με το Zipf model στο 60%.

9. Βιβλιογραφία

- Adrian, R., Hansson, S., Sandin, B., DeStasio, B., Larsson, U. (1999) Effects of food availability and predation on a marine zooplankton community—a study on copepods in the Baltic Sea. Int Rev Hydrobiol 84:609–626
- Airoldi, J.P., Flury, B.K., 2009. An application of common principal component analysis to cranial morphometry of Microtus californicus and M. ochrogaster (Mammalia, Rodentia). Journal of Zoology 216 (1), 21–36.
- Alvarez-García E, Diago-Navarro E,Herrero-Galán E, García-Ortega L, López-Villarejo J, Olmo N, Díaz-Orejas R, Gavilanes JG, Martínez-del-Pozo A2011: The ribonucleolytic activity of the ribotoxin α-sarcin is not essential for in vitro protein biosynthesis inhibition.*Biochim Biophys Acta* 1814(10):1377-82
- Anagnostou C, Drakopoulou V, Kapsimalis V, Papathanassiou E, 2005. Anthropogenic activities along the Hellenic coasts in SoHelME, 2005. State of the Hellenic Marine Environment, Papathanassiou E & Zenetos A (eds), HCMR Publ., 360 pp.
- Arfi R., M. Pagano and L. Saint-Jeans, 1987: Communautés zooplactoniques daus une lagune tropicale (La lagune Ebrié, Côte d'Ivoire): variations spatio-temporelles. *Rev. Hydrobiol*. Trop 20: 21-35.
- Arfi, R., Ph. Dufour and D. Maurer, 1981. Phytoplancton et pollution: premiéres études en baie de Biétri (Côte d'Ivoire). Traitement mathématique des données. Oceanol.Acra, 4: 3 19-329.
- Assimakopoulou G., Zervoudaki S., Pagou K., Siokou I., Konstadinopoulou A., Zoulias Th., Krasakopoulou E., 2015. INTERANNUAL CHANGES AND TRENDS IN THE PELAGIC ECOSYSTEM OF THE ELEFSIS BAY. International Conference on the Environmental Prospects of Eleysina Bay.
- Baird, M. E., Timko, P. G., Middleton, J. H., Mullaney, T. J., Cox, D. R., and Suthers, I. M. 2008. Biological properties across the Tasman front off southeast Australia. Deep Sea Research I, 55: 1438–1455.
- Banse, K., 1995. Zooplankton: pivotal role in the control of ocean production. ICES J. Mar. Sci. . http://dx.doi.org/10.1016/1054-3139(95)80043-3
- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G., Swartz, B., Quental, T.B., et al., 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? Nature 471 (7336), 51–57.
- Basedow, S. L., Tande, K. S., and Zhou, M. 2010. Biovolume spectrum theories applied: spatial patterns of trophic levels within a mesozooplankton community at the polar front. Journal of Plankton Research, 32: 1105–1119.
- Beaugrand, G., 2005. Monitoring pelagic ecosystems from plankton indicators. ICES J. Mar. Sci. 62, 333–338.
- Beaugrand, G., 2009. Decadal changes in climate and ecosystems in the North Atlantic Ocean and adjacent seas. Deep Sea Res. II 56, 656–673.
- Beaugrand, G., Brander, K.M., Lindley, J.A., Souissi, S., Reid, P.C., 2003. Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. Nature 426, 661–664.
- Beaugrand, G., Edwards, M., Legendre, L., 2010. Marine biodiversity, ecosystem functioning and the carbon cycles. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 107, 10120–10124.
- Beaugrand, G., Edwards, M., Legendre, L., 2010. Marine biodiversity, ecosystem functioning, and carbon cycles. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 107, 10120–10124. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0913855107
- Beaugrand, G., Reid, P.C., Ibanez, F., Lindley, J.A., Edwards, M., 2002. Reorganisa- ˜ tion of North Atlantic marine copepod biodiversity and climate. Science 296, 1692–1694
- Beaumont, N., Austen, M.C., Atkins, J.P., Burdon, D., Degraer, S., Dentinho, T.P., Derous, S., Holm, P., Horton, T., van Ierland, E., Marboe, A.H., Starkey, D.J., Townsend, M., Zarzycki, T. (2007). Identification, definition, and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. Marine Pollution Bulletin 54: 253-265
- Berger, W.H., Parker, F.L., 1970. Diversity of planktonic Foraminifera in deep sediments. Science 168, 1345–1347.
- Berglund J, Muren U, Båmstedt U, Andersson A. Efficiency of a phytoplankton-based and a bacteriabased food web in a pelagic marine system. Limnol Oceanogr. 2007; 52: 121–131.
- Berline, L., Siokou-Frangou, I., Marasović, I., Vidjak, O., Fernández de Puelles, M.L., Mazzocchi, M.G., Gorsky, G., 2012. Intercomparison of six Mediterranean zooplankton time series. Prog. Oceanogr. 97–100, 76–91. http://dx.doi.org/10.1016/j.pocean.2011.11.011

- Boix Danai, Stéphanie Gascón, Jordi Sala, Mònica Martinoy, Jaume Gifre, Xavier D. Quintana, 2005: A new index of water quality assessment in Mediterranean wetlands based on crustacean and insect assemblages: the case of Catalunya (NE Iberian peninsula). *Aquatic Conservation*. Volume 15, 635–651. DOI**:** 10.1002/aqc.750.
- Borja, A., Elliott, M., Carstensen, J., Heiskanen, A.-S., van de Bund, W., 2010. Marine management – towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. Mar. Pollut. Bull. 60, 2175–2186. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.09.026
- Brander, K., 2010. Impacts of climate change on fisheries. J. Mar. Syst. 79, 389–402. http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.12.015.
- Brucet S, et al. (2010) Factors influencing zooplankton size structure at contrasting temperatures in coastal shallow lakes: Implications for effects of climate change. Limnol. Oceanogr. 55: 1697-1711.
- Burrows, M.T., Schoeman, D.S., Buckley, L.B., Moore, P., Poloczanska, E.S., Brander, K. M., Brown, C., Bruno, J.F., Duarte, C.M., Halpern, B.S., Holding, J., Kappel, C.V., Kiessling, W., O'Connor, M.I., Pandolfi, J.M., Parmesan, C., Schwing, F.B., Sydeman, W.J., Richardson, A.J., 2011. The pace of shifting climate in marine and terrestrial ecosystems. Science 334, 652–655. http://dx.doi.org/10.1126/science.1210288.
- Caldeira K. and Wickett M.E., 2003. Anthropogenic carbon and ocean pH. Nature, 425: 365. Ciesm Workshop Monographs, Impacts of acidification on biological, chemical and physical systems in the Mediterranean and Black Seas, Menton, 1 – 4 October 2008.
- Camargo, J.A., 2008. Revisiting the relation between species diversity and information theory. Acta Biotheor. 56, 275–283
- Canadell JG1, Le Quéré C, Raupach MR, Field CB, Buitenhuis ET, Ciais P, Conway TJ, Gillett NP, Houghton RA, Marland G., 2007. Contributions to accelerating atmospheric CO2 growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. Proc Natl Acad Sci U S A. 104(47): 18866–18870.
- Cardinale M, Casini M, Arrhenius F (2002) The influence of biotic and abiotic factors on the growth of sprat (Sprattus sprattus) in the Baltic Sea. Aquat. Liv. Res.: 273-281.
- Casini M., Hjelm J., Molinero J.C., Lovgren J., Cardinale M., Bartolino V., Belgrano A., Kornilovs G., 2009: Throphic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States, 106, pp.197-202.
- Cavender-Bares, K.S., Rinaldo, A., Chisholm, S.W.: Microbial size spectra from natural and nutrient eriche ecosystems. Limnol. Oceanogr. 46, 778–789 (2001)
- Chao A., 2005. Species Estimation and Applications. In: Encyclopedia of Statistical Sciences, Balakrishnan, N., Read, C. B., & Vidakovic, B.(eds), 2nd edns. Willey, New York, Vol. 12, pp. 7907-7916.
- Chisholm, SW (1992): Phytoplankton Size. *Primary Productivity and Biogeochemical Cycles in the SeaPrimary Productivity and Biogeochemical Cycles in the SeaPrimary Productivity and Biogeochemical Cycles in the Sea. 213-237.*
- Clarke, K.R. and Warwick, R.M. (2001) Changes in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. 2nd Edition, PRIMER-E: Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Austral Journal of Ecology 18 (1), 117–143.
- Claudet J, Fraschetti S, 2010. Human-driven impacts on marine habitats: A regional metaanalysis in the Mediterranean Sea. Biological Conservation 143: 2195-2006.
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi, J., Ballesteros, E., Bianchi, C.N., Corbera, J., Dailianis, T., Danovaro, R., Estrada, M., Froglia, C., Galil, B.S., Gasol, J.M., Gertwagen, R., Gil, J., Guilhaumon, F., KesnerReyes, K., Kitsos, M.-S., Koukouras, A., Lampadariou, N., Laxamana, E., López-Fé de la Cuadra, C.M., Lotze, H.K., Martin, D., Mouillot, D., Oro, D., Raicevich, S., Rius-Barile, J., Saiz-Salinas, J.I., San Vicente, C., Somot, S., Templado, J., Turon, X., Vafidis, D., Villanueva, R., Voultsiadou, E., 2010. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. PLoS One 5. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0011842.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387: 253-260.

- Devaux J, Aleya L (1993) A new approach to analyze the lacustrine phytoplankton community structure. Arch Hydrobiol 128:287–308
- Diaz RJ, Rosenberg R (2008) Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. Science 321 (5891): 926–929
- DIRECTIVE 2000/60/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- DIRECTIVE 2008/56/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive).
- Durrieu de Madron, X., Guieu, C., Sempéré, R., Conan, P., Cossa, D., D'Ortenzio, F., Estournel, C., Gazeau, F., Rabouille, C., Stemmann, L., Bonnet, S., Diaz, F., Koubbi, P., Radakovitch, O., Babin, M., Baklouti, M., Bancon-Montigny, C., Belviso, S., Bensoussan, N., Bonsang, B., Bouloubassi, I., Brunet, C., Cadiou, J.-F., Carlotti, F., Chami, M., Charmasson, S., Charrière, B., Dachs, J., Doxaran, D., Dutay, J.-C., Elbaz-Poulichet, F., Eléaume, M., Eyrolles, F., Fernandez, C., Fowler, S., Francour, P., Gaertner, J.C., Galzin, R., Gasparini, S., Ghiglione, J.-F., Gonzalez, J.-L., Goyet, C., Guidi, L., Guizien, K., Heimbürger, L.-E., Jacquet, S.H.M., Jeffrey, W.H., Joux, F., Le Hir, P., Leblanc, K., Lefèvre, D., Lejeusne, C., Lemé, R., Loÿe-Pilot, M.-D., Mallet, M., Méjanelle, L., Mélin, F., Mellon, C., Mérigot, B., Merle, P.-L., Migon, C., Miller, W.L., Mortier, L., Mostajir, B., Mousseau, L., Moutin, T., Para, J., Pérez, T., Petrenko, A., Poggiale, J.-C., Prieur, L., Pujo-Pay, M., Raimbault, P., Rees, a P., Ridame, C., Rontani, J.-F., Ruiz Pino, D., Sicre, M.A., Taillandier, V., Tamburini, C., Tanaka, T., Taupier-Letage, I., Tedetti, M., Testor, P., Thébault, H., Thouvenin, B., Touratier, F., Tronczynski, J., Ulses, C., Van Wambeke, F., Vantrepotte, V., Vaz, S., Verney, R., 2011. Marine ecosystems' responses to climatic and anthropogenic forcings in the Mediterranean. Prog. Oceanogr. 91, 97–166. http://dx.doi.org/10.1016/j.pocean.2011.02.003
- ΕΛΚΕΘΕ, (2008). ΠΑΡΑΚΟΛΟΥΘΗΣΗ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΟΣ ΕΣΩΤΕΡΙΚΟΥ ΣΑΡΩΝΙΚΟΥ ΚΟΛΠΟΥ ΥΠΟ ΤΗΝ ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΤΟΥ ΚΕΝΤΡΟΥ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΛΥΜΑΤΩΝ ΨΥΤΤΑΛΕΙΑΣ (ΚΕΛΨ).
- ΕΛΚΕΘΕ, (2009). ΠΑΡΑΚΟΛΟΥΘΗΣΗ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΟΣ ΕΣΩΤΕΡΙΚΟΥ ΣΑΡΩΝΙΚΟΥ ΚΟΛΠΟΥ ΥΠΟ ΤΗΝ ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΤΟΥ ΚΕΝΤΡΟΥ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΛΥΜΑΤΩΝ ΨΥΤΤΑΛΕΙΑΣ (ΚΕΛΨ).
- ΕΛΚΕΘΕ, (2010). ΠΑΡΑΚΟΛΟΥΘΗΣΗ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΟΣ ΕΣΩΤΕΡΙΚΟΥ ΣΑΡΩΝΙΚΟΥ ΚΟΛΠΟΥ ΥΠΟ ΤΗΝ ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΤΟΥ ΚΕΝΤΡΟΥ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΛΥΜΑΤΩΝ ΨΥΤΤΑΛΕΙΑΣ (ΚΕΛΨ).
- ΕΛΚΕΘΕ, (2011). ΠΑΡΑΚΟΛΟΥΘΗΣΗ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΟΣ ΕΣΩΤΕΡΙΚΟΥ ΣΑΡΩΝΙΚΟΥ ΚΟΛΠΟΥ ΥΠΟ ΤΗΝ ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΤΟΥ ΚΕΝΤΡΟΥ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑΣ ΛΥΜΑΤΩΝ ΨΥΤΤΑΛΕΙΑΣ (ΚΕΛΨ).
- Fisher, S., and Mabee, P.M. (2004) Skeletogenesis in Zebrafish Danio rerio: Evolutionary and Developmental Aspects. In Fish Development and Genetics - the Zebrafish and Medaka Models. Gong, Z. and Korh, V., Eds. Book series of "Molecular Aspects of Fish and Marine Biology". 2.
- Frank, K.T., Petrie, B., Choi, J., Leggett, W.C. (2005). Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. Science 308: 1621-1623.
- Garmendia L, Izagirre U, Cajaraville MP, Marigómez I. Application of a battery of biomarkers in mussel digestive gland t assess long-term effects of the Prestige oil spill in Galicia and Bay of Biscay: lysosomal responses. J Environ Monit. 2011; 13:901–914. doi: 10.1039/c0em00409j.
- Garmendia, M., S. B. Bricker, M. Revilla, A´. Borja, J. Franco, J. Bald & V. Valencia, 2012a. Eutrophication assessment in Basque estuaries: comparing a North American and a European method. Estuaries and Coasts 35: 991–1006.
- Gliwicz,Z.M. (1969) Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. Ekol. Pol., 17, 663–708.
- Haberman Juta, Haldna Marina, 2014: Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Võrtsjärv. *J. Limnol., 73(2): 263-273.* DOI: 10.4081/jlimnol.2014.828.
- Hanson, J.M., and Peters, R.H. 1984. Empirical prediction of zooplankton and profundal macrobenthos biomass in lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 439-455.
- Heerkloss R, Schnese W, Adamkiewicz-Chojnacka B. Influence of eutrophication on seasonal variations of zooplankton biomass in shallow coastal lagoons of the southern Baltic. Acta Ichtyologica et Piscatoria. 1991; 21: 67–76.

- HELCOM 2012 Checklist of Baltic Sea Macro-species. Baltic Sea Environment Proceedings No. 130
- Henderson, P., Seaby, R., 2008. A Practical Handbook for Multivariate Methods. Pisces Conservation Ltd., 224 pp.
- Herman, A. W., and Harvey, M. 2006. Application of normalized biomass size spectra to laser optical plankton counter net intercomparisons of zooplankton distributions. Journal of Geophysical Research, 111: C05S05, doi:10.1029/2005JC002948.
- Hiddink, J.G., ter Hofstede, R., 2008. Climate induced increases in species richness of marine fishes. Glob. Change Biol. 14, 453–460.
- Hofmann, G.E., Gaines, S.D., 2008. New tools to meet new challenges: emerging technologies for managing marine ecosystems for resilience. Bioscience 58, 43–52
- Holling C.S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. Annual Review of Ecological Systems 4: 1-23.
- Holling, C.S., 1973. Resilience and stability of ecological systems. Annu. Rev. Ecol. Syst. 4, 1–23
- Hsieh CH, Sakai Y, Ban S, Ishikawa K, Ishise S, Yamamura N, et al. 2011 Eutrophication and warming effects on long-term variation of zooplankton in Lake Biwa. Biogeosci Discuss. 2011; 8: 593–629.
- Hubbell SP (2001) The uniWed neutral theory of biodiversity and biogeography, 1st edn. Princeton University Press, Princeton
- Hurlbert, S.H., 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. Ecology 59, 67–77.
- Ignatiades, L., Karydis, M., Vounatsou, P., 1992. A possible method for evaluating oligotrophy and eutrophication based on nutrient concentrations. Marine Pollution Bulletin 24 (5), 238–243.
- Jeppesen E, (2011) Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). Hydrobiologia 676: 279-297.
- Jeppesen E., Thyssen N., Prahl C., Hansen K. S. and Iversen T. M. (1987) Accumulation and transformation of nitrogen in streams based on investigations in Sust River and Gryde River. Vand & M//jm 3, 123-129 (in Danish).
- Jiang X, Yang W, Zhang L, Chen L, Niu Y. Predation and cyanobacteria jointly facilitate competitive dominance of small-bodied cladocerans. J Plankton Res. 2014; 36: 956–965.
- Juhos S, Voros L (1998) Structural changes during eutrophication of Lake Balaton, Hungary, as revealed by the Zipf–Mandelbrot model. Hydrobiologia 370:237–242
- Kaiser MJ, Clarke KR, Hinz H, Austen MCV, Somerfield PJ, Karakassis I, 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. Marine ecology progress series, 311:1- 14
- Kalantzi I, Karakassis I, 2006. Benthic impacts of fish-farming: Meta-analysis of community and geochemical data, Marine Pollution Bulletin, 52:484-493.
- Karydis, M., 1992. Scaling methods in assessing environmental quality: a methodological approach to eutrophication. Environmental Monitoring and Assessment 22, 123–136
- Karydis, M., Tsirtsis, G., 1996. Ecological indices: a biometric approach for assessing eutrophication levels in the marine environment. Sci. Total Environ. 186, 209– 219.
- Kršinić, F., Bojanić, D., Precali, R., Kraus, R., 2007. Quantitative variability of the copepod assemblages in the northern Adriatic Sea from 1993 to 1997. *Estuarine, Coastal and Shelf Science,* 74, 528-538.
- Lankov, a, Ojaveer, H., Simm, M., Põllupüü, M., Möllmann, C., 2010. Feeding ecology of pelagic fish species in the Gulf of Riga (Baltic Sea): the importance of changes in the zooplankton community. J. Fish Biol. 77, 2268–2284. http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02805.x.
- Le Fèvre Jacques, Louis Legendreb Richard, B. Rivkinc., 1998: Fluxes of biogenic carbon in the Southern Ocean: roles of large microphagous zooplankton. Jurnal of marine Systems. 17, 325-345. https://doi.org/10.1016/S0924-7963(98)00047-5
- Legendre, L., 2005. Integrating functional diversity, food web processes, and biogeochemical carbon fluxes into a conceptual approach for modeling the upper ocean in a high-CO2 world. J. Geophys. Res. 110, C09S17. http://dx.doi.org/10.1029/2004JC002530.
- Lehtiniemi M, Nordström H. Feeding differences among common littoral mysids, Neomysis integer, Praunus flexuosus and P. inermis. Hydrobiologia 2008; 614: 309–320.

- Li, B.L., Gorshkov, V.G., Makarieva, A.M., 2004. Energy partitioning between different-sized organisms and ecosystem stability. Ecology 85, 1811–1813
- Ludwig, A.J., Reynolds, J.F., 1988. Statistical Ecology: A Primer on Methods and Compu
- Lundberg, C., Lonnroth, M., Von Numers, M., Bonsdorff, E., 2005. A multivariate assessment of coastal eutrophication. Examples from the Gulf of Finland, northern Baltic Sea. Marine Pollution Bulletin 50, 1185–1196.
- Magurran AE (2004) Measuring biological diversity, 1st edn. Blackwell Science, Oxford.
- Margalef, R., 1958. Information theory in ecology. Gen. Syst. 3, 36–71.
- Mazzocchi, M.G., Christou, E.D., Capua, I. Di, Fernández de Puelles, M., FondaUmani, S., Molinero, J.C., Siokou-Frangou, I., 2007. Temporal variability of Centropages typicus in the Mediterranean Sea over seasonal-to-decadal scales. Prog. Oceanogr. 72, 214–232. http://dx.doi.org/10.1016/j.pocean.2007.01.004.
- McGill BJ, Etienne RS, Gray JS, Alonso D, Anderson MJ, Benecha HK, Dornelas M, Enquist BJ, Greene JL, He F, Hulbert AH, Magurran AE, Marquet PA, Maurer BA, Ostling A, Soykan CU, Ugland KI, White EP (2007) Species abundance distribution: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. Ecol Lett 10:1–21
- McIntosh, R.P., 1967. An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. Ecology 48, 392–404.
- McNaughton, J., 1967. Relationship among functional properties of California grassland. Nature 216, 168–169.
- Menhinick, E.P., 1964. A comparison of some species-individuals diversity indices applied to samples of field insects. Ecology 45, 859–861.ting. John Wiley and Sons, New York.
- Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J., Watson, R. (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. Science 314: 787-790.
- Mills, E.L., Green, D.M., and Schiavone, A. 1987. Use of zooplankton size to assess the community structure of fish populations in freshwater lakes. N. Am. J. Fish. Manage. 7:369-378.
- Moore M, Folt C (1993) Zooplankton Body Size and Community Structure: Effects of Thermal and Toxicant Stress. Trends in Ecology and Evolution 8: 178-183.
- Moraitou M. - Apostolopoulou (1976): Etude Comparative du Zooplancton Superficiel (0-100 cm) a une Zone Hautement Polluee et une Autre Relativement Propre (golfe Saronique-Grece). Rapp.Comm.int. Mer Medit. 23(9), 59-60.
- Motwani NH, Gorokhova E. Metazooplankton grazing on picocyanobacteria as inferred from molecular diet analysis. PLOS ONE. 2013; 8(11): e79230 doi:10.1371/journal.pone.0079230 PMID: 24260175
- Mouillot D, George-Nascimento M, Poulin R (2003) How parasites divide resources: a test of the niche apportionment hypothesis. J Anim Ecol 72:757–764
- Naeem S., Li S. (1997). Biodiversity enhances ecosystem reliability. Nature 390: 507-509.
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., De Young, C., Fonseca, L., Grimsditch, G. (Eds). 2009. Blue Carbon.A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal, www.grida.no
- Niemi, G.J., McDonald, M.E., 2004. Application of ecological indicators. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 35, 89–111. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130132.
- Nowaczyk A, et al (2011) Metazooplankton diversity, community structure and spatial distribution across the Mediterranean Sea in summer: evidence of ecoregions. Biogeosciences Discussions 8: 3081-3119.
- Odum, H.T., Cantlon, J.E., Kornicker, L.S., 1960. An organizational hierarchy postulate for the interpretation of species-individuals distribution, species entropy and ecosystem evolution and the meaning of a species variety index. Ecology 41, 395–399.
- Omori, M., Van Der Spoel, S., Norman, C.P., 1994. Impact of human activities on pelagic biogeography. Prog. Oceanog. 34, 211–219
- Pace M.L., Orcutt J. D., 1981: The relative importance of protozoans, rotifers, and crustaceans in a freshwater zooplankton community. knnol. Oceanogr., 26(5), , 822-830
- Pace, M.L. 1986. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. Limnol. Oceanogr. 31: 45-55.

- Pace, M.L., Cole, J.J., Carpenter, S.R., Kitchell, J.F. (1999). Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. Trends in Ecology and Evolution 14: 483-488.
- Pagou K (2005) Eutrophication in Hellenic coastal areas. In: Papathanassiou E & Zenetos A (eds) SoHelME, 2005. State of the Hellenic Marine Environment, HCMR Publ., p..311-317.
- Papageorgiou N, Kalantzi I, Karakassis I, 2010. Effects of fish farming on the biological and geochemical properties of muddy and sandy sediments in the Mediterranean Sea, Marine Environmental Research, 69:326-336
- Parinet, B., Lhotea, A., Legubea, B., 2004. Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management-application to a tropical lake system. Ecological Modelling 178 (3–4), 295–311.
- Patalas K. Crustacean plankton and the eutrophication of St. Lawrence Great Lakes, J Fish Res Board Can. 1972; 29: 1451–1462.
- Patten, B.C., 1962. Species diversity in net plankton of Raritan Bay. J. Mar. Res. 20, 57–75.
- Peet K. Robert, 1974: The Measurement of Species Diversity. Annual Review of Ecology and Systematic. Vol. 5:285-307. https://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110174.001441.
- Peltonen H, Vinni M, Lappalainen A, Pönni J. Spatial feeding patterns of herring (Clupea harengus L.), sprat (Sprattus sprattus L.), and the three-spined stickleback (Gasterosteus aculeatus L.) in the Gulf of Finland, Baltic Sea. ICES J Mar Sci. 2004; 61: 966–971.
- Pereira, H.M., Cooper, D.H., 2006. Towards the global monitoring of biodiversity change. Trends Ecol. Evol. 21, 123–129.
- Perry, R., Batchelder, H., Mackas, D., Chiba, S., Durbin, E., Greve, W., Verheye, H., 2004. Identifying global synchronies in marine zooplankton populations: issues and opportunities. ICES J. Mar. Sci. 61, 445–456. http://dx.doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.03.022
- Pielou, E.C., 1975. Ecological Diversity. Wiley InterScience, New York
- Price, A.L., Patterson, N.J., Plenge, M.R., Weinblatt, M.E., Shadick, N.A., Reich, D., 2006. Principal components analysis corrects for stratification in genome-wide association studies. Nature Genetics 38, 904–909.
- Pueyo S (2006) Diversity: between neutrality and structure. Oikos 112:392–405
- Quiñones A. R., Platt T., Rodriguez J., 2003: Patterns of biomass-size spectra from oligotrophic waters of the Northwest Atlantic. *Progress in Oceanography*, 57: 405-427.
- Quiñones, R. A., Blanco, J. M., Echevarría, F., Fernandez-Puelles, M. L., Gilabert, J., Rodriguez, V. and Valdés, L. (1994). Metabolic size-spectra at a frontal station in the Alboran Sea. Sci. Mar. 58, 53-58.
- Richardson, A.J., 2008. In hot water: zooplankton and climate change. ICES. J. Mar. Sci. 65, 279-295
- Rodriguez, J., and Mullin, M. M. 1986. Relation between biomass and body weight of plankton in a steady state oceanic ecosystem. Limnology and Oceanography, 31: 361–370.
- Rodriguez, J., Jimenez, F., Bautista, B. and Rodriguez, V. (1987). Planktonic biomass spectra dynamics during a winter production pulse in Mediterranean coastal waters. J. Plankton Res. 9, 1183-1194.
- Rombouts, I., Beaugrand, G., Artigas, L.F., Dauvin, J.-C., Gevaert, F., Goberville, E., Kopp, D., Lefebvre, S., Luczak, C., Spilmont, N., Travers-Trolet, M., Villanueva, M. C., Kirby, R.R., 2013. Evaluating marine ecosystem health: case studies of indicators using direct observations and modelling methods. Ecol. Indic. 24, 353–365. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.001
- Rönkkönen S, Ojaveer E, Raid T, Viitasalo M (2004) Long-term changes in Baltic herring (Clupea harengus membras) growth in the Gulf of Finland. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61: 219-229.
- Ruokolainen L, Lilley TM, Tammi A, Vuorinen I. Zooplankton in relation to cyanobacteria across a geographic gradient in Archipelago Sea, northern Baltic. Boreal Environ Res. 2006; 11: 1–11.
- Sabetta L., Vadrucci M. R., Fiocca A., Stanca E., Mazziotti C., Ferrari, Cabrini M., Kongjka E., Basset A., 2008: Phytoplankton size structure in transitional water ecosystems: a comparative analysis of descriptive tools. *Aquatic Conservation.* Vol 18, pp S76–S87. DOI**:** 10.1002/aqc.954.
- Sabine,C.L., Feely,R.A., Gruber,N., Key,R.M., Lee,K., Bullister,J.L., Wanninkhof,R. Wong,C.S., Wallace ,D.W.R., Tilbrook,B., Millero,F.J., Peng,T.H., Kozyr,A., Ono,T., Rios,A.F., 2004. The oceanic sink for anthropogenic CO2. Science305,367–371.
- Scheffer M., Carpenter S.R., Foley J., Folke C., Walker B.H. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. Nature 413: 591-596.

- Serranito B., A Aubert, L Stemmann, N Rossi, Jean-Louis Jamet. Proposition of indicators of anthropogenic pressure in the Bay of Toulon (Mediterranean Sea) based on zooplankton time-series. Continental Shelf Research, Elsevier, 2016.
- Shannon, C.E., Weaver, W., 1949. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Sharma, S., 1996. Applied Multivariate Techniques. J. Wiley & Sons, 493 pp.
- Sheldon, A.L., 1969. Equitability indices: dependence on species count. Ecology 50, 466–467.
- Sheldon, R. W., Prakash, A., and Sutcliffe, W. H. 1972. The size distribution of particles in the ocean. Limnology and Oceanography, 17: 327–340.
- Simboura, N., Panayotidis, P., Papathanassiou, E., 2005. A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European Water Framework Directive in the Mediterranean ecoregion: the case of Saronikos Gulf. Ecol. Indic. 5, 253–266Smith & Papadopoulou, 2005
- Siokou-Frangou A., Christaki U., Mazzocchi M.G., Montresor M., Ribera D'alcala' M., Vaque' D., Zingone A. (2010) - Plankton in the open Mediterranean sea: a review. *Biogeosciences*, **7**: 1543-1586.
- Siokou-FrangouJ. and Papathanassiou,E. (1991) Differentiation of zooplankton populations in a polluted area. Mar. Ecol. Prog. Ser., 76,41-51.
- Sládecek V. Rotifers as indicators of water quality. Hydrobiologia. 1983; 100: 169–201.
- Splures, W. G., and Munawar, M. 1986. Plankton size spectra in relation to ecosystem productivity, size, and perturbation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 43: 1789–1794.
- Sun X, Tao M, Qin B, Qi M, Niu Y, Zhang J, et al. Large-scale field evidence on the enhancement of small-sized cladocerans by Microcystis blooms in Lake Taihu, China. J Plankton Res 2012; 34: 853–863
- Steinberg D.K., and Landry M. R., 2017. Zooplankton and the Ocean Carbon Cycle. Annual Review of Marine Science 2017 9:1, 413-444
- Tokeshi M (1999) Species coexistence: ecological and evolutionary perspectives, 1st edn. Blackwell Science, Oxford
- Tokeshi M, Schmid PE (2002) Niche division and abundance: an evolutionary perspective. Popul Ecol 44:189–200
- Tsirtsis G, Spatharis S, Karydis M (2008) Application of the lognormal equation to assess phytoplankton community structural changes induced by marine eutrophication. Hydrobiologia 605:89–98
- Tsirtsis, G. and Karydis, M., 1999. Application of discriminant analysis for water quality assessment in the Aegean, in Lekkas, Th. (ed.) Proceedings of the 6th Conference on Environmental Science and Technology, 243-249.
- Urabe, J., Elser, J.J., Kyle, M., Yoshida, T., Sekino, T., Kawabata, Z., 2002. Herbivorous animals can mitigate unfavourable ratios of energy and material supplies by enhancing nutrient recycling. Ecol. Lett. 5, 177–185. http://dx.doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00303.x
- Uriarte I., Villate F. Differences in the abundance and distribution of copepods in two estuaries of the Basque coast (Bay of Biscay) in relation to pollution,*J. Plankton Res.*, 2005, vol. 27 (pg.863-874)
- Villanueva, M.C. & Christensen, Villy & Failler, Pierre. (2008). Linking ecology, sociology and economics to determine the cost of aquatic environments. . 10.13140/2.1.2224.6407.
- Walker SC, Cyr H (2007) Testing the standard neutral model of biodiversity in lake communities. Oikos 116:143–155
- Walker, B., Holling, C.S., Carperter, S.R., Kinzing, A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. Ecology and Society 9: 5.
- Washington, H.G., 1984. Diversity, biotic and similarity indexes—a review with special relevance to aquatic ecosystems. Water Res. 18, 653–694.
- Whittaker R. H., 1972: Evolution and Measurement of Species Diversity. Taxon, Vol. 21, No. 2/3, pp. 213-251. http://www.jstor.org/stable/1218190
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K.,
- Xu FL, Tao S, Dawson RW, Li PG, Cao J. Lake Ecosystem Health Assessment: Indicators and Methods. Water Res. 2001; 35: 3157–3167. PMID: 11487113

- Yan ND, *et al*. (2008) Long-term trends in zooplankton of Dorset, Ontario, lakes: the probable interactive effects of changes in pH, total phosphorus, dissolved organic carbon, and predators. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 862-877.
- Zarauz, L., Irigoien, X. and Fernandes, J. A. (2009) Changes in plankton size structure and composition, during the generation of a phytoplankton bloom, in the central Cantabrian sea. J. Plankton Res., 31, 193–207.
- Zitko, V., 1994. Principal component analysis in the evaluation of environmental data. Marine Pollution Bulletin 28, 718–722.
- Zou, H., Hastie, T., Tibshirani, R., 2006. Sparse principal component analysis. Journal of Computational and Graphical Statistics 15 (2), 265–286.
- Ν.3983/2011 : Εθνική στρατηγική για την προστασία και διαχείριση του θαλάσσιου περιβάλλοντος - Εναρμόνιση με την Οδηγία 2008/56/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου της 17ης Ιουνίου 2008 και άλλες διατάξεις.

Ηλεκτρονική βιβλιογραφία

https://www.r-project.org/contributors.html