

ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΑΙΓΑΙΟΥ
ΤΜΗΜΑ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ ΤΗΣ ΘΑΛΑΣΣΑΣ

ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΣΤΑΤΙΣΤΙΚΩΝ ΜΕΘΟΔΩΝ ΓΙΑ ΤΗΝ
ΠΟΣΟΤΙΚΗ ΕΚΤΙΜΗΣΗ ΤΟΥ ΕΥΤΡΟΦΙΣΜΟΥ

ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ
ΙΩΑΝΝΗΣ ΠΡΙΜΠΑΣ

ΜΥΤΙΛΗΝΗ, ΦΕΒΡΟΥΑΡΙΟΣ 2011

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Πρώτα από όλους θα ήθελα να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα της παρούσας εργασίας, Καθηγητή του Τμήματος Επιστημών της Θάλασσας του Πανεπιστημίου Αιγαίου κ. Μιχαήλ Καρύδη για την επιστημονική, πνευματική και ηθική υποστήριξη καθ' όλη τη διάρκεια της εκπόνησης της διδακτορικής διατριβής. Η τετραετής συνεργασία μαζί του αποτελεί σημαντική παρακαταθήκη για τη συνέχεια της ζωής μου, διδάσκοντάς με τη σημασία της συνεχούς βελτίωσης.

Ευχαριστώ τον Αναπληρωτή Καθηγητή του Τμήματος Επιστημών της Θάλασσας του Πανεπιστημίου Αιγαίου κ. Γεώργιο Τσιρτσή για τις εποικοδομητικές παρατηρήσεις και υποδείξεις του, καθώς και για το γεγονός ότι υπήρξε πάντα πρόθυμος να προσφέρει τη βοήθειά του μέσω των εύστοχων συμβουλών του.

Ευχαριστώ τον Επίκουρο Καθηγητή του Τμήματος Επιστημών της Θάλασσας του Πανεπιστημίου Αιγαίου κ. Γεώργιο Κόκκορη για τις ανεκτίμητες γνώσεις και συμβουλές που μου προσέφερε και γενικότερα για τη συνεχή παρακίνησή του, ώστε να ξεπερνώ τις δύσκολες περιόδους. Η διδασκαλία του στο μάθημα της “Πολυδιάστατης Στατιστικής” αποτέλεσε πραγματική πηγή έμπνευσης για μένα.

Θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Επίκουρο Καθηγητή του Τμήματος Επιστημών της Θάλασσας του Πανεπιστημίου Αιγαίου κ. Βασίλειο Ζερβάκη για την ηθική συμπαράσταση που προσέφερε και την εξαιρετη συνεργασία του στα πλαίσια του ερευνητικού προγράμματος “Πυθαγόρας”.

Θερμές ευχαριστίες θα ήθελα να εκφράσω και στα υπόλοιπα μέλη της εξεταστικής επιτροπής κ.κ. Χατζόπουλο Ιωάννη, Καθηγητή του Τμήματος Περιβάλλοντος του Πανεπιστημίου Αιγαίου, Βελεγράκη Αντώνιο, Καθηγητή του Τμήματος Επιστημών της Θάλασσας του Πανεπιστημίου Αιγαίου και Κίτσιου

Δήμητρα, Επίκουρη Καθηγήτρια του Τμήματος Επιστημών της Θάλασσας του Πανεπιστημίου Αιγαίου, για τη συμμετοχή τους στην εξεταστική επιτροπή, για το χρόνο που αφιέρωσαν και τις υποδείξεις τους.

Ιδιαίτερες ευχαριστίες τους γονείς μου για τη συνεχή συμπαράσταση τους καθ' όλη τη διάρκεια εκπόνησης της διδακτορικής διατριβής και γενικότερα της ζωής μου.

Το πιο μεγάλο ευχαριστώ ανήκει στη σύντροφο της ζωής μου Αλεξία, γιατί ήταν πάντα εκεί να με στηρίζει, να με παρακινεί και να με υπομένει.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η ποσοτική εκτίμηση του ευτροφισμού και η ταξινόμηση των θαλασσιών μαζών σε εύτροφα, μεσότροφα και ολιγότροφα συστήματα έχει αποτελέσει αντικείμενο έρευνας τα τελευταία τριάντα χρόνια. Ο ευτροφισμός αποτελεί παγκόσμιο πρόβλημα και η ποσοτική του εκτίμηση αποτελεί το επιστημονικό υπόβαθρο που μαζί με οικονομικές και κοινωνικές παραμέτρους συμβάλουν στην ορθότερη διαχείριση των παράκτιων περιοχών και στο σχεδιασμό αειφόρου ανάπτυξης. Η πολυπλοκότητα του προβλήματος, ο μεγάλος αριθμός δεικτών και μεθόδων επεξεργασίας δεδομένων και η δυσκολίες καθορισμού συνθηκών αναφοράς καθιστούν τις υπάρχουσες ποσοτικές μεθόδους αναξιόπιστες και πολλές φορές παρουσιάζουν αντικρουόμενα αποτελέσματα. Είναι κατά συνέπεια απαραίτητη η επανεκτίμηση των δεικτών και η αξιολόγηση των μεθόδων επεξεργασίας των δεδομένων πεδίου. Η παρούσα διατριβή είχε τους παρακάτω στόχους: (α) αξιολόγηση των μεθόδων ανάλυσης ομαδοποίησης (Cluster Analysis) με σκοπό την ανάδειξη εκείνης της μεθόδου που θα εξασφάλιζε το καλύτερο δυνατό διαχωρισμό των σημείων δειγματοληψίας. Από την επεξεργασία των αποτελεσμάτων διαπιστώθηκε ότι η μέθοδος Ward ήταν η πιο αποτελεσματική, (β) ανάπτυξη πολυμετρικού δείκτη για την εκτίμηση των επιπέδων ευτροφισμού. Εφαρμόστηκε η μέθοδος Ανάλυσης Κυρίων Συνιστωσών (PCA) και αναπτύχθηκε δείκτης ευτροφισμού, ο οποίος βαθμονομήθηκε σε πέντε επίπεδα ευτροφισμού, ώστε να είναι συμβατός με την κλίμακα της οδηγίας της Ε.Ε. για τα νερά, (γ) επαναβαθμονόμηση του δείκτη εκτίμησης ευτροφισμού TRIX με βάση τα ολιγότροφα συστήματα της Ανατολικής Μεσογείου, και (δ) παραγωγή προσομοιωμένων δεδομένων για χρήση τους στην Ανάλυση Ομαδοποίησης (ANOVA). Η σύγκριση τιμών συγκεντρώσεων θρεπτικών αλάτων και φυτοπλαγκτού μεταξύ σταθμών δειγματοληψίας με τη συγκεκριμένη μέθοδο προϋποθέτει κανονικά κατανομημένες μεταβλητές. Η κανονικοποίηση των τιμών που συνήθως επιτυγχάνεται με λογαριθμικό μετασχηματισμό μειώνει την ευαισθησία της μεθόδου, συμπιέζοντας δυσανάλογα τις υψηλές τιμές σε σχέση με τις χαμηλές. Η μέθοδος εφαρμόστηκε σε δεδομένα από τον Σαρωνικό Κόλπο και έδειξε πολύ ικανοποιητική ευαισθησία στη διάκριση των διαφορετικών επιπέδων ευτροφισμού.

SUMMARY

The quantitative assessment of marine eutrophication and classification of coastal areas into oligotrophic, mesotrophic or eutrophic level has been a subject of scientific investigation for the past thirty years. Eutrophication is a global problem and the quantitative assessment is necessary; combined with the economic and social parameters can lead to a more efficient management of the coastal areas and therefore to sustainable development. The complexity of the problem, the large number of indicators and data processing techniques, as well as the difficulty to define are among the shortcomings of the existing methods, which often lead to contradicting conclusions. Consequently, the re-evaluation of the indicators and the evaluation of the data processing methods is necessary. The objectives of the present thesis were: (a) the assessment of Cluster Analysis methods, in order to find one that provides optimal grouping formation. According to the results obtained, Ward's clustering algorithm appeared to be the most effective, forming distinct clusters, (b) development of a multivariate index for the assessment of the eutrophic levels. Principal Component Analysis (PCA) was used and a eutrophication index was produced with a five-level scale, in order to comply with Water Framework Directive of European Commission, (c) re-scaling of the eutrophication index TRIX according to the oligotrophic systems of Eastern Mediterranean, and (d) development of simulated normally distributed data as a source of data for Analysis of Variance (ANOVA). According to this method, the comparison between the concentration of nutrients and phytoplankton from different sampling stations presupposes normally distributed variables. However, the logarithmic transformation often applied to normalize the variables reduces the sensitivity of this method by compressing raw data values, especially the high ones. This method was applied on data from Saronikos Gulf and showed sufficient sensitivity in distinguishing the different eutrophic conditions among the stations.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

1. ΘΑΛΑΣΣΙΟΣ ΕΥΤΡΟΦΙΣΜΟΣ.....	4
1.1 Γενικά.....	4
1.2 Ορισμός του ευτροφισμού.....	5
1.3 Τα αίτια του ευτροφισμού.....	7
1.4 Επιπτώσεις.....	10
1.5 Παράμετροι Ποσοτικής Εκτίμηση Ευτροφισμού.....	12
1.6 Στόχοι της Διατριβής.....	14
2. ΕΥΤΡΟΦΙΣΜΟΣ ΣΤΟ ΑΙΓΑΙΟ	15
2.1 Γενικά.....	15
2.2 Ημίκλειστοι Κόλποι με Εύτροφα Χαρακτηριστικά.....	16
2.2.1 ΣΑΡΩΝΙΚΟΣ ΚΟΛΠΟΣ.....	16
2.2.2 ΘΕΡΜΑΪΚΟΣ ΚΟΛΠΟΣ.....	20
2.2.3 ΠΑΓΑΣΗΤΙΚΟΣ ΚΟΛΠΟΣ.....	23
2.2.4 ΚΟΛΠΟΣ ΚΑΛΛΟΝΗΣ.....	26
3. ΜΕΘΟΔΟΙ ΠΟΣΟΤΙΚΗΣ ΕΚΤΙΜΗΣΗΣ ΤΟΥ ΕΥΤΡΟΦΙΣΜΟΥ – ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΚΗ ΑΝΑΣΚΟΠΗΣΗ	29
3.1 Γενικά.....	29
3.2 Μονοδιάστατη Στατιστική Ανάλυση.....	29
3.2.1 ΑΝΑΛΥΣΗ ΔΙΑΚΥΜΑΝΣΗΣ.....	30
3.2.2 ΑΝΑΛΥΣΗ ΚΑΤΑΝΟΜΗΣ ΠΙΘΑΝΟΤΗΤΩΝ.....	30
3.3 Πολυδιάστατη Στατιστική Ανάλυση.....	31
3.3.1 ΑΝΑΛΥΣΗ ΟΜΑΔΟΠΟΙΗΣΗΣ (CLUSTER ANALYSIS).....	32
3.3.1.1 ΜΕΤΡΑ ΑΠΟΣΤΑΣΗΣ.....	32
3.3.1.2 ΑΛΓΟΡΙΘΜΟΙ ΟΜΑΔΟΠΟΙΗΣΗΣ.....	33
3.3.2 ΑΝΑΛΥΣΗ ΚΥΡΙΩΝ ΣΥΝΙΣΤΩΣΩΝ (PRINCIPAL COMPONENT ANALYSIS).....	35
3.4 Μέθοδοι Τηλεπισκόπησης.....	37
3.5 Μέθοδοι Πολυκριτηριακής Ανάλυσης.....	38

3.6	Δείκτες Ευτροφισμού.....	39
3.7	Οδηγία της Ευρωπαϊκής Ένωσης για τα Ύδατα.....	42
4.	ΠΡΟΣΟΜΙΩΣΗ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ ΕΥΤΡΟΦΙΣΜΟΥ	48
4.1	Γενικά.....	48
4.2	Μεθοδολογία.....	50
4.3	Προέλευση Δεδομένων	50
4.4	Επεξεργασία Δεδομένων	50
4.4.1	ΜΕΤΑΣΧΗΜΑΤΙΣΜΟΙ.....	50
4.4.2	ΑΝΤΙΣΤΡΟΦΟΣ ΜΕΤΑΣΧΗΜΑΤΙΣΜΟΣ.....	51
4.4.3	ΠΡΟΣΟΜΙΩΣΗ ΚΑΝΟΝΙΚΗΣ ΚΑΤΑΝΟΜΗΣ.....	52
4.4.4	ΣΥΓΚΡΙΣΗ ΣΤΑΘΜΩΝ ΔΕΙΓΜΑΤΟΛΗΨΙΑΣ.....	52
4.5	Αποτελέσματα.....	53
4.6	Συζήτηση	60
5.	ΣΥΓΚΡΙΣΗ ΑΛΓΟΡΙΘΜΩΝ ΑΝΑΛΥΣΗΣ ΟΜΑΔΟΠΟΙΗΣΗΣ ΓΙΑ ΤΟ ΔΙΑΧΩΡΙΣΜΟ ΤΩΝ ΕΠΙΠΕΔΩΝ ΕΥΤΡΟΦΙΣΜΟΥ ΣΤΑ ΠΑΡΑΚΤΙΑ ΥΔΑΤΑ.....	67
5.1	Εισαγωγή.....	67
5.2	Μεθοδολογία.....	68
5.3	Αποτελέσματα.....	73
5.4	Συζήτηση	79
6.	ΑΝΑΛΥΣΗ ΚΥΡΙΩΝ ΣΥΝΙΣΤΩΣΩΝ: ΑΝΑΠΤΥΞΗ ΕΝΟΣ ΠΟΛΥΜΕΤΑΒΛΗΤΟΥ ΔΕΙΚΤΗ ΓΙΑ ΤΗΝ ΠΟΣΟΤΙΚΗ ΕΚΤΙΜΗΣΗ ΤΟΥ ΕΥΤΡΟΦΙΣΜΟΥ	82
6.1	Εισαγωγή.....	82
6.2	Μεθοδολογία.....	83
6.2.1	ΣΥΝΟΛΑ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ	83
6.2.2	ΕΠΙΛΟΓΗ ΜΕΤΑΒΛΗΤΩΝ	84
6.2.3	ΣΤΑΤΙΣΤΙΚΗ ΑΝΑΛΥΣΗ.....	84
6.2.4	ΑΝΑΠΤΥΞΗ ΚΛΙΜΑΚΑΣ ΔΕΙΚΤΗ ΕΥΤΡΟΦΙΣΜΟΥ.....	85
6.2.5	ΜΕΛΕΤΗ ΠΕΡΙΠΤΩΣΕΩΣ	85

6.3	Αποτελέσματα.....	86
6.3.1	ΣΤΑΤΙΣΤΙΚΗ ΑΝΑΛΥΣΗ.....	86
6.3.2	ΑΝΑΠΤΥΞΗ ΚΛΙΜΑΚΑΣ.....	89
6.3.3	ΜΕΛΕΤΗ ΠΕΡΙΠΤΩΣΕΩΣ.....	91
6.4	Συζήτηση.....	93
7.	ΔΕΙΚΤΗΣ TRIX: ΑΝΑΠΤΥΞΗ ΚΛΙΜΑΚΑΣ ΕΥΤΡΟΦΙΣΜΟΥ ΣΤΟ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑ ΤΟΥ ΑΙΓΑΙΟΥ.....	96
7.1	Εισαγωγή.....	96
7.2	Περιγραφή του Δείκτη TRIX.....	98
7.3	Μεθοδολογία.....	99
7.3.1	ΠΗΓΗ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ.....	99
7.3.2	ΒΑΘΜΟΝΟΜΗΣΗ ΚΛΙΜΑΚΑΣ TRIX ΓΙΑ ΤΟ ΑΙΓΑΙΟ ΠΕΛΑΓΟΣ.....	99
7.3.3	ΜΕΛΕΤΗ ΠΕΡΙΠΤΩΣΕΩΣ.....	100
7.4	Αποτελέσματα.....	101
7.4.1	ΑΝΑΠΡΟΣΑΡΜΟΓΗ ΚΛΙΜΑΚΑΣ TRIX.....	101
7.4.2	ΜΕΛΕΤΗ ΠΕΡΙΠΤΩΣΕΩΣ (CASE STUDY).....	104
7.5	Συζήτηση.....	105
8.	ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ.....	109
9.	ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ.....	112
10.	ΔΗΜΟΣΙΕΥΜΕΝΕΣ ΕΡΓΑΣΙΕΣ.....	135

1. ΘΑΛΑΣΣΙΟΣ ΕΥΤΡΟΦΙΣΜΟΣ

1.1 Γενικά

Το φαινόμενο του ευτροφισμού σε παράκτιες περιοχές έχει αποτελέσει αντικείμενο πολυάριθμων επιστημονικών εργασιών (Rhode 1969, Hooper 1969, Vollenweider 1992). Τα υδατικά συστήματα που χαρακτηρίζονται από περίσσεια φυτικής ανάπτυξης, ως αποτέλεσμα εμπλουτισμού τους με ποσότητες θρεπτικών αλάτων, ονομάζονται εύτροφα. Αντίθετα, συστήματα φτωχά σε θρεπτικά άλατα και με χαμηλή παραγωγικότητα ονομάζονται ολιγότροφα. Οι ενδιάμεσες συνθήκες χαρακτηρίζονται μεσότροφες. Οι επιπτώσεις του φαινομένου ποικίλουν ανάλογα με το βαθμό εμπλουτισμού των υδάτων. Σε αρχικό στάδιο παρατηρείται αύξηση της φυτοπλακτονικής βιομάζας και αλλαγή στη σύνθεση της βιοκοινωνίας. Σε ακραίες περιπτώσεις καταγράφονται συνθήκες υποξίας ή ανοξίας (Gray 1992).

Ο ευτροφισμός διακρίνεται σε φυσικό και ανθρωπογενή. Ο φυσικός αποτελεί σχετικά βραδεία διαδικασία, τάξης μεγέθους $10^3 - 10^4$ ετών, η οποία επιτρέπει στο οικοσύστημα να εξελιχθεί και να προσαρμοστεί στις καινούριες συνθήκες. Αντίθετα ο ανθρωπογενής εισάγει αιφνίδιες αλλαγές, τάξης μεγέθους 10 ετών ή και λιγότερο και καταλήγει σε διαταραχή της ισορροπίας του οικοσυστήματος, σε περιβάλλον υπό πίεση και πιθανό ουσιαστικό κίνδυνο του έμβιου παράγοντα (Stirn 1988). Η συνηθέστερη εκδήλωση του φαινομένου είναι οι επιβλαβείς φυτοπλακτονικές ανθήσεις (Harmful Algal Blooms, HABs), κατά τις οποίες ο αριθμός των φυτοπλακτονικών κυττάρων αυξάνεται σημαντικά, εις βάρος των υπολοίπων ειδών. Η συχνότητα εμφάνισης των συγκεκριμένων εκδηλώσεων ευτροφισμού έχει αυξηθεί σημαντικά τα τελευταία χρόνια (Hallegraeff 1993, Burkholder 1998, Van Dolah 2000) με αποτέλεσμα το φαινόμενο να αποκτά και κοινωνικο-οικονομικές προεκτάσεις, πέραν από τις προφανείς περιβαλλοντικές.

Η υποβάθμιση των παράκτιων οικοσυστημάτων εξαιτίας του φαινομένου του ευτροφισμού έχει οικονομικές επιπτώσεις σε πολλούς τομείς: (α) τουρισμό, λόγω της υποβάθμισης των παράκτιων περιοχών που αποτελούν δημοφιλείς προορισμούς (Griffith 1999, Larkin and Adams 2007, Backer 2009, Morgan et al. 2009), (β) υδατοκαλλιέργειες, λόγω των περιβαλλοντικών συνθηκών που διαμορφώνονται, όπως η έλλειψη οξυγόνου και η εμφάνιση τοξικών ουσιών, που προκαλούν μαζικούς θανάτους καλλιεργούμενων οργανισμών (Botes et al. 2003, Treasurer et al. 2003, Nishikawa et al. 2007, Sephton et al. 2007), και (γ) αλιεία, λόγω του αποκλεισμού αλιευτικών πεδίων εξαιτίας ανίχνευσης τοξικών ειδών φυτοπλαγκτού και της απόρριψης των αλιευτικών προϊόντων από το καταναλωτικό κοινό υπό το φόβο τροφικής δηλητηρίασης από τοξικές ουσίες συγκεκριμένων φυτοπλαγκτονικών ειδών (Shumway et al. 1988, Jin and Hoagland 2008, Jin et al. 2008, Walsh et al. 2009).

Συνεπώς, αντιμετώπιση του ευτροφισμού αποτελεί ένα ζήτημα που ξεφεύγει από τα στενά περιβαλλοντικά πλαίσια. Για το λόγο αυτό την τελευταία δεκαετία έχουν θεσπιστεί μέτρα τόσο σε επίπεδο κρατών, όσο και σε επίπεδο οργανισμών (UNEP/WHO 1999, E.C. 2000, EEA 2003a, UNEP / MAP 2003, HELCOM 2003, OSPAR 2003, OSPAR 2005). Η πρόοδος που έχει καταγραφεί είναι σημαντική, αλλά η μη πλήρης εναρμόνιση κρατών στα προτεινόμενα μέτρα και η συνεχής επιβάρυνση των παράκτιων περιοχών από ανθρωπογενείς δραστηριότητες συντηρούν τις ευτροφικές τάσεις σε πολλές περιοχές του πλανήτη. Συνεπώς, το φαινόμενο του ανθρωπογενούς ευτροφισμού είναι ακόμα υπαρκτό και απαιτείται περαιτέρω έρευνα για αποτελεσματικότερη αντιμετώπισή του.

1.2 Ορισμός του ευτροφισμού

Ως σήμερα έχουν διατυπωθεί διαφορετικοί ορισμοί για το συγκεκριμένο φαινόμενο, σε μία προσπάθεια να καθοριστεί επακριβώς το αντικείμενο μελέτης και

να προκύψουν οι κατάλληλες δράσεις αντιμετώπισής του. Σύμφωνα με τους βασικότερους από αυτούς, ο ευτροφισμός είναι:

- i. “η διαδικασία εμπλουτισμού των υδάτων με άζωτο και φώσφορο, που διεγείρει την πρωτογενή παραγωγή, οδηγώντας σε αυξημένη ανάπτυξη των φυκών και σε ορισμένες περιπτώσεις σε φυτοπλαγκτονικές εξάρσεις” (Likens 1972)
- ii. “η αύξηση της ποσότητας θρεπτικών, που οδηγεί σε αυξημένη ανάπτυξη των φυκών και άλλων φυτικών μορφών” (Rosenberg 1985)
- iii. “ο εμπλουτισμός των υδάτων με θρεπτικά, κυρίως άζωτο και φώσφορο, που προκαλεί αύξηση του ρυθμού ανάπτυξης των φυκών και των ανωτέρων μορφών φυτικών οργανισμών, με αποτέλεσμα την ανεπιθύμητη διαταραχή της ισορροπίας των οργανισμών και της ποιότητας του νερού” (E.C. 1991)
- iv. “η διαδικασία εμπλουτισμού των υδάτων με θρεπτικά άλατα, κυρίως αζώτου και φωσφόρου, που διεγείρει την πρωτογενή παραγωγή και σε σοβαρές εκφάνσεις του οδηγεί σε ορατές φυτοπλαγκτονικές εξάρσεις, φυτοπλαγκτονικό αφρό, έντονη ανάπτυξη φυκών και κατά περιπτώσεις μεγάλη ανάπτυξη επιφανειακών και υπο-επιφανειακών μακροφύτων” (Vollenweider 1992)

Στον ορισμό που προτείνεται από την Ευρωπαϊκή Επιτροπή οι Andersen et al. (2006) επισήμαναν ότι η φράση “μη αποδεκτή απόκλιση” είναι ορθότερη της “ανεπιθύμητης διαταραχής”, και καθορίζεται στο 50% απόκλισης από τις συνθήκες αναφοράς (OSPAR 2003). Οι παραπάνω ορισμοί ανεξαιρέτως, αναφέρονται στα αίτια και τις συνέπειες, αλλά όχι στο φαινόμενο αυτό κάθε αυτό. Για το λόγο αυτό ο Nixon (1995) όρισε τον ευτροφισμό ως “την αύξηση του ρυθμού παροχής οργανικού υλικού σε ένα οικοσύστημα”, επισημαίνοντας ότι αποτελεί μία διαδικασία και όχι ένα ευτροφικό επίπεδο π.χ. ένα θαλάσσιο οικοσύστημα ενδέχεται να μετατραπεί σε

εύτροφο, χωρίς στη συνέχεια να υφίσταται απαραίτητα επιπλέον ευτροφισμό. Ο συγκεκριμένος ορισμός είναι σύντομος, απλός και αναφέρεται αποκλειστικά στο φαινόμενο και όχι στα αίτια ή τις συνέπειές του.

1.3 Τα αίτια του ευτροφισμού

Η αύξηση των συγκεντρώσεων θρεπτικών αλάτων στο θαλάσσιο περιβάλλον οφείλεται σε ανθρωπογενείς δραστηριότητες, όπως αστικά λύματα, βιομηχανικά απόβλητα, εκτεταμένη χρήση λιπασμάτων στις αγροτικές καλλιέργειες και ανάπτυξη μονάδων υδατοκαλλιέργειας. Οι παραπάνω πηγές ρύπανσης χωρίζονται σε δύο βασικές κατηγορίες: α) Σημειακές πηγές (Point sources) και β) Μη σημειακές πηγές (Non-point sources). Στην πρώτη κατηγορία τα φορτία ρύπανσης διακινούνται μέσα από διακριτές και ταυτοποιήσιμες περιοχές, ενώ υπάρχει δυνατότητα άμεσης εκτίμησης και ποσοτικοποίησης της επίδρασής τους (Rossi et al. 1992). Σε αυτή ανήκουν τα αστικά και βιομηχανικά απόβλητα, καθώς και τα απόβλητα των υδατοκαλλιεργειών. Αντιθέτως στη δεύτερη κατηγορία δεν υπάρχουν συγκεκριμένες και ελεγχόμενες εστίες. Οι μη σημειακές πηγές κατατάσσονται σε φυσικές και τεχνητές. Οι φυσικές (αυτόχθον ευτροφισμός) δεν έχουν σχέση με την ανθρώπινη δραστηριότητα και οφείλονται κυρίως σε γεωλογικούς μορφογενετικούς μηχανισμούς, στη διαβρωτική επίδραση του νερού επί των πετρωμάτων και στην επαναιώρηση ιζημάτων. Αυτό το σύνολο πηγών ρύπανσης περιγράφεται διεθνώς με τον όρο “background loss” (EEA 2005). Οι τεχνητές, μη σημειακές πηγές ρύπανσης αναφέρονται σε ανθρώπινες δραστηριότητες, όπως είναι η χρήση λιπασμάτων και αποτελούν έναν από τους βασικούς λόγους εμφάνισης εύτροφων τάσεων στο θαλάσσιο περιβάλλον.

Η δημιουργία μονάδων επεξεργασίας υγρών αποβλήτων συνέβαλε στον περιορισμό των βασικότερων σημειακών πηγών ρύπανσης. Μειώθηκε κατ' αυτόν τον τρόπο η συνολική ποσότητα κυρίως φωσφόρου και δευτερευόντως αζώτου που καταλήγει στο θαλάσσιο περιβάλλον, καθώς τα αστικά λύματα αποτελούν τη βασική πηγή προέλευσης του (EEA 2001, ICES 2003). Υπολογίζεται ότι η τιμή συγκέντρωσης του φωσφόρου σε ανεπεξέργαστα αστικά λύματα κυμαίνεται από 5 έως 20 mg/l, ενώ του αζώτου από 20 έως 80 mg/l (Masters 1998). Σε περιπτώσεις εύτροφων ημίκλειστων κόλπων, που αποτελούσαν αποδέκτες ανεπεξέργαστων υγρών αποβλήτων, η λειτουργία μονάδας επεξεργασίας υπήρξε επαρκής για τη διαμόρφωση μεσότροφων συνθηκών (Johansson and Lewis 1992, Laws 1993). Ειδικότερα για τις χώρες της Ευρωπαϊκής Ένωσης έχει καθοριστεί με κοινοτική οδηγία ως ελάχιστο ποσοστό μείωσης της συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων στα υγρά απόβλητα το 80%, γεγονός που προϋποθέτει τριτοβάθμια επεξεργασία τους (E.C. 1991). Εντούτοις, ο συγκεκριμένος στόχος δεν έχει επιτευχθεί από τα περισσότερα κράτη-μέλη, ενώ βασικό πρόβλημα αποτελεί η μη σύνδεση σημαντικού ποσοστού του πληθυσμού με δίκτυο επεξεργασίας αστικών λυμάτων, το οποίο για την περιοχή της Μεσογείου φτάνει το 30% (UNEP/MAP 2004).

Ο τομέας των υδατοκαλλιεργειών έχει χαρακτηριστεί ως σημαντική πηγή αζώτου και φωσφόρου για το θαλάσσιο περιβάλλον (GESAMP 1990, Enell and Ackefors 1991, Folke et al. 1994). Οι ποσότητες θρεπτικών προέρχονται βασικά από τη χορηγούμενη τροφή και ο ρυθμός με τον οποίον καταλήγουν στη θάλασσα εξαρτάται από: α) την ποσότητα της χορηγούμενης τροφής που καταβυθίζεται πριν καταναλωθεί, β) το Συντελεστή Μετατροπής (Σ.Μ.) της τροφής, που ορίζεται ως το πηλίκο της χορηγούμενης ποσότητας τροφής, προς την παραγόμενη βιομάζα καλλιεργούμενων οργανισμών, γ) τη σύνθεση της παρεχόμενης τροφής, και δ) τον

μεταβολικό ρυθμό των καλλιεργούμενων οργανισμών (Islam 2005). Η λειτουργία μονάδων υδατοκαλλιέργειας έχει προκαλέσει την εμφάνιση εύτροφων τάσεων, κυρίως σε ημίκλειστους κόλπους με χαμηλό ρυθμό ανανέωσης των υδάτων (Pearson and Black 2001, Brooks et al. 2002, Cromey et al. 2002). Κύρια όμως μορφή υποβάθμισης του θαλασσίου περιβάλλοντος είναι η δημιουργία ανοξικών συνθηκών στον πυθμένα, λόγω της καταβύθισης οργανικού υλικού (υπολείμματα τροφής, απεκκρίσεις εκτρεφόμενων οργανισμών) και της εξάντλησης των ποσοτήτων διαλελυμένου οξυγόνου για την αποδόμησή του. Όσο αυξάνεται η χωρική κλίμακα θεώρησης του φαινομένου του ευτροφισμού, περιορίζεται ο ρόλος των μονάδων υδατοκαλλιέργειας σε σύγκριση με τις υπόλοιπες πηγές θρεπτικών αλάτων. Το ποσοστό αζώτου και φωσφόρου στη Μεσόγειο που προέρχεται από τη συγκεκριμένη πηγή υπολογίζεται στο 0,007% και 0,012% επί του συνόλου αντίστοιχα, ενώ για τη Βαλτική οι τιμές είναι 0,11% και 0,58%, αντίστοιχα (Bethoux et al. 1992, Bethoux et al. 1998, HELCOM 2004). Επιπλέον, οι μέθοδοι καλλιέργειας των θαλασσίων οργανισμών εξελίσσονται, περιορίζοντας τις απώλειες θρεπτικών αλάτων μέσω της μείωσης του Συντελεστή Μετατροπής και της ποσότητας αζώτου και φωσφόρου στη χορηγούμενη τροφή (Enell 1995, Piedrahita 2003).

Οι μη σημειακές πηγές ρύπανσης που σχετίζονται με τις αγροτικές δραστηριότητες, αποτελούν τη βασικότερη πηγή αζώτου και φωσφόρου στα υδάτινα οικοσυστήματα (Borum 1996, Arhonditsis et al. 2000). Η υπέρμετρη χρήση λιπασμάτων και η ανάπτυξη αρδευτικών δικτύων στις καλλιεργούμενες εκτάσεις, αύξησαν σημαντικά τη συγκέντρωση θρεπτικών στο υπέδαφος και μέσω των βροχοπτώσεων την έκπλυσή τους στο θαλάσσιο περιβάλλον. Η απώλεια αζώτου και φωσφόρου από τα χρησιμοποιούμενα λιπάσματα φτάνει το 20 % (Khaleel et al. 1980, Sharpley et al. 2001) και προέρχεται κυρίως από την ποσότητα που παραμένει

στην επιφάνεια του εδάφους λόγω αδυναμίας απορρόφησής της (Smith et al. 2001). Η ποσοτικοποίηση της επίδρασης της συγκεκριμένης μη σημειακής πηγής ρύπανσης είναι πολύπλοκη διαδικασία (Arhonditsis et al. 2000) και τα αποτελέσματα βρίσκουν εφαρμογή στην υπό εξέταση περιοχή, καθώς επηρεάζονται σε μεγάλο βαθμό από τις γεωλογικές και μορφολογικές συνθήκες και από το είδος της καλλιέργειας. Η σχετική οδηγία της Ευρωπαϊκής Ένωσης περιορίζεται στη θέσπιση μεγίστων ποσοτήτων λιπασμάτων προς χρήση (EC 1991), όμως απαιτείται αναλυτικότερη μελέτη των υποστρωμάτων στις καλλιεργούμενες εκτάσεις και λήψη συγκεκριμένων μέτρων πρόληψης ανά περιοχή.

1.4 Επιπτώσεις

Οι συνέπειες του φαινομένου του ευτροφισμού δεν εκδηλώνονται ταυτόχρονα στο σύνολό τους, αλλά ακολουθούν μία διαβάθμιση ξεκινώντας από τις λιγότερο επιβλαβείς και καταλήγοντας στις πλέον καταστροφικές για το θαλάσσιο οικοσύστημα. Οι αρχικές συνέπειες (primary effects) συνίστανται στην ποιοτική και ποσοτική μεταβολή των βιοκοινωνιών, λόγω διαφορετικών μορφολογικών χαρακτηριστικών και φυσιολογικών λειτουργιών των ειδών, καθώς και διαφορετικής σχετικής ευαισθησίας και ανταγωνιστικής ικανότητας υπό τις νέες συνθήκες (Gray 1992). Η μείωση της σχετικής διαθεσιμότητας των ποσοτήτων πυριτίου σε εύτροφα οικοσυστήματα, σε σχέση με τις ποσότητες αζώτου και φωσφόρου, προκαλεί την αύξηση των δινομαστιγωτών έναντι των διατόμων στη φυτοπλαγκτονική κοινωνία (Boalch 1987, Scholhorn and Graneli 1993, Conley et al. 2000, Humborg et al. 2008), με αποτέλεσμα να επηρεάζεται η παρουσία πλαγκτονικών ή βενθικών οργανισμών που η διατροφή τους παρουσιάζει επιλεκτικότητα.

Οι δευτερογενείς συνέπειες (secondary effects) οφείλονται στην εξασθένηση της διαθέσιμης ηλιακής ακτινοβολίας στα βαθύτερα υδάτινα στρώματα, λόγω αύξησης της συγκέντρωσης φωτοσυνθετικών χρωστικών του φυτοπλαγκτού στο επιφανειακό στρώμα (Elmgren and Larsson 2001, McGlathery 2001). Επιπλέον παρατηρούνται επιβλαβείς φυτοπλαγκτονικές εξάρσεις που προκαλούν υψηλή θνησιμότητα σε ψάρια και οστρακοειδή, ενώ η κατανάλωση οστράκων που έχουν εκτεθεί σε τοξικά δινομαστιγωτά επιφέρει τροφική δηλητηρίαση στον άνθρωπο (Moncheva et al. 2001, Landsberg 2002, Vila and Maso 2005, Anderson et al. 2008, Graneli et al. 2008). Παράλληλα, η έκθεση λουόμενων σε θαλάσσια ύδατα με υψηλές συγκεντρώσεις τοξικών δινομαστιγωτών προξενεί αλλεργικές αντιδράσεις (Gray 1992). Η αύξηση της ποσότητας οργανικής ύλης που παρατηρείται σε αυτό το στάδιο του ευτροφισμού οδηγεί στη διαμόρφωση υποξικών συνθηκών κατά την αποδόμησή της, εξαιτίας των οποίων σημειώνονται μετακινήσεις θαλασσίων οργανισμών σε περιοχές με καλύτερες περιβαλλοντικές συνθήκες (Landsberg 2002).

Στις ακραίες συνέπειες (extreme effects) εντάσσεται η μαζική αύξηση ορισμένων μακροφύτων του γένους *Ulva* και *Cladofora*, ενώ παρατηρείται μεγάλη θνησιμότητα βενθικών οργανισμών (Baden et al. 1990, Norkko and Bonsdorff 1996, Karlson et al. 2002). Οι τελικές επιπτώσεις (final effects) περιγράφονται από τη δημιουργία ανοξικών συνθηκών, με παράλληλη παραγωγή υδροθείου και μεθανίου, που οδηγούν στη μαζική θανάτωση πληθυσμών (Gray 1992). Υπό αυτές τις συνθήκες (ανοξία) απελευθερώνονται ποσότητες φωσφόρου από τον πυθμένα στην υδάτινη στήλη, λόγω αναγωγικών συνθηκών, με αποτέλεσμα το φαινόμενο του ευτροφισμού σε αυτό το στάδιο να καθίσταται αυτοτροφοδοτούμενο (Jorgensen 1996, Emeis et al. 2000).

1.5 Παράμετροι Ποσοτικής Εκτίμηση Ευτροφισμού

Παρά το γεγονός ότι οι παράμετροι που αντιστοιχούν σε αίτια και επιπτώσεις του ευτροφισμού έχουν σαφώς καθοριστεί και η δυναμική του φαινομένου έχει κατανοηθεί, ο ποσοτικός προσδιορισμός του παρουσιάζει σημαντικές δυσκολίες.

Αυτές εντοπίζονται:

- (α) στη δυσκολία διαχωρισμού μεταξύ φυσικών και ανθρωπογενών πηγών θρεπτικών αλάτων,
- (β) στην περιγραφή του φαινομένου από σειρά μεταβλητών, όπως συγκέντρωση θρεπτικών αλάτων και χλωροφύλλης-α, κυτταρικός αριθμός φυτοπλαγκτού και διαφάνεια υδάτων, οι οποίες είναι αλληλένδετες,
- (γ) στην απόκλιση των μεταβλητών από την κανονική κατανομή, και
- (δ) στη σημαντική εποχική διακύμανση στις τιμές των μεταβλητών (Karydis 2001).

Οι παράμετροι που έχουν χρησιμοποιηθεί είναι:

- i. *Ανόργανα άλατα φωσφόρου και αζώτου* (Karydis et al. 1983, Vounatsou and Karydis 1991, Ignatiades et al. 1992, Karydis 1996, Kitsiou and Karydis 1998, Kitsiou et al. 2002)
- ii. *Χλωροφύλλη-α* (Karydis and Coccosis 1990, Karydis 1992, Karydis 1994, Arhonditsis et al. 2003a, Edwards et al. 2003)
- iii. *Ποιοτικά χαρακτηριστικά φυτοπλαγκτονικής κοινότητας* π.χ. σύνθεση πληθυσμού, κυτταρικός αριθμός (Boyle et al. 1990, Karydis and Tsirtsis 1996, Tsirtsis and Karydis 1998, Kitsiou and Karydis 2000, Kitsiou and Karydis 2001, Arhonditsis et al. 2003)
- iv. *Διαφάνεια νερού* (Justic 1988, Giovanardi and Tromellini 1992, Ignatiades 2005, Erlandsson and Stigebrandt 2006)

v. *Διαλελυμένο οξυγόνο* (Strain and Yeats 1999, Newton et al. 2003, Best et al. 2007)

vi. *Πρωτογενής παραγωγή* (Becacos-Kontos 1977, Peterson et al. 1987, Nixon 1995, Borum 1996, Ignatiades 2005)

Ανάλογα με το βαθμό ανάπτυξης της φυτοπλαγκτονικής βιομάζας κάθε υδατικό σύστημα, θαλάσσιο ή εσωτερικό, χαρακτηρίζεται ως ολιγότροφο, μεσότροφο ή εύτροφο. Μεγαλύτερο ενδιαφέρον από άποψη περιβαλλοντικής διαχείρισης παρουσιάζουν τα μεσότροφα συστήματα, καθώς αποτελούν κατάσταση έγκαιρης προειδοποίησης για την παρακολούθηση της ποιότητας του νερού και παρέχουν δυνατότητα χειρισμών για τη διασφάλιση αποδεκτών περιβαλλοντικών συνθηκών. Η κατάταξη των θαλάσσιων οικοσυστημάτων στο ανάλογο επίπεδο ευτροφισμού έχει επιχειρηθεί μέσω της ανάπτυξης κλίμακας βασισμένης στις παραμέτρους ποσοτικής εκτίμησης του φαινομένου. Οι Ignatiades et al. (1992), Karydis (1999) και Pagou et al. (2002) καθόρισαν τις οριακές τιμές των τριών επιπέδων ευτροφισμού βάσει της συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων, ενώ ο Hakanson (1994) χρησιμοποίησε επιπλέον τη συγκέντρωση χλωροφύλλης-α και τη διαφάνεια του νερού. Οι Karydis & Tsirtsis (1996) πρότειναν πέντε οικολογικούς δείκτες ως κατάλληλους για την εκτίμηση του ευτροφισμού, οι Nixon (1995) και Ignatiades (2005) βάσει της πρωτογενούς παραγωγής, ενώ οι Vollenweider et al. (1998) σύμφωνα με τον δείκτη TRIX, που συνθέτει την πληροφορία από τη συγκέντρωση αλάτων φωσφόρου και αζώτου, χλωροφύλλης-α και διαλελυμένου οξυγόνου.

Η ταξινόμηση των θαλάσσιων οικοσυστημάτων ανάλογα με το επίπεδο ευτροφισμού τους παρουσιάζεται σε θεωρητικό επίπεδο απλή και λογική. Παρατηρείται εντούτοις δυσκολία στον καθορισμό κρίσιμων ή οριακών

συγκεντρώσεων για τα θρεπτικά άλατα και το φυτοπλαγκτόν, γεγονός που οφείλεται: (α) στις διαφορετικές συνθήκες που χαρακτηρίζουν κάθε περιοχή μελέτης, (β) στη σημαντική απόκλιση που παρουσιάζουν οι κατανομές των τιμών κάθε μεταβλητής από την κανονικότητα, με αποτέλεσμα να καθίσταται δύσκολη η επιλογή της εκτιμήτριας που θα εκφράζει την κεντρική τάση, (γ) στη σημαντική αλληλοεπικάλυψη των κατανομών των μεταβλητών που εκφράζουν oligότροφες, μεσότροφες και εύτροφες συνθήκες, και (δ) στα σχετικά μεγάλα αναλυτικά σφάλματα που παρατηρούνται σε ιδιαίτερα χαμηλές συγκεντρώσεις θρεπτικών αλάτων. Η γενικότερη τάση που καταγράφεται πλέον στην ποσοτική εκτίμηση του φαινομένου είναι η υιοθέτηση κοινών παραμέτρων-δεικτών, που θα αντιστοιχούν σε περιφερειακές θάλασσες (regional seas) με ενιαία χαρακτηριστικά και θα οδηγούν σε συγκρίσιμα αποτελέσματα (EEA 2003b).

1.6 Στόχοι της Διατριβής

Η παρούσα εργασία πραγματεύεται το φαινόμενο του ευτροφισμού στις παράκτιες περιοχές του Αιγαίου Πελάγους υπό το πρίσμα της ποσοτικής εκτίμησής του. Επιχειρείται η ανασκόπηση των ευτροφικών συνθηκών σε συστήματα που κατά το πρόσφατο παρελθόν ή και επί του παρόντος παρουσιάζουν έντονα τις συνέπειες του φαινομένου. Ακολουθώντας αναλύονται οι κυριότερες στατιστικές μέθοδοι που έχουν χρησιμοποιηθεί κατά τις τελευταίες δεκαετίες για την ποσοτικοποίηση του θαλασσιού ευτροφισμού, με αναφορά των προβλημάτων που εμφανίζει η κάθε μία. Απώτερος στόχος είναι η εξέλιξη βασικών υφιστάμενων μεθοδολογιών (ANOVA, Cluster Analysis) επιτυγχάνοντας αύξηση της διακριτικής ικανότητας ως προς την κατάταξη των παράκτιων συστημάτων στο αντίστοιχο ευτροφικό επίπεδο. Τέλος επιχειρείται η αξιολόγηση ενός από τους σημαντικότερους δείκτες θαλασσιού ευτροφισμού (TRIX,

Vollenweider et al. (1998)) στα παράκτια συστήματα του Αιγαίου Πελάγους, η αναπροσαρμογή της κλίμακας του σε αυτά και η ανάπτυξη ενός νέου δείκτη ευτροφισμού για την ευρύτερη περιοχή με δυνατότητα εφαρμογής σε περιφερειακές θάλασσες ολιγότροφου χαρακτήρα, με ευτροφικές εξάρσεις.

2. ΕΥΤΡΟΦΙΣΜΟΣ ΣΤΟ ΑΙΓΑΙΟ

2.1 Γενικά

Το Αιγαίο Πέλαγος αποτελεί την πλέον ολιγότροφη περιφερειακή θάλασσα της Μεσογείου, λόγω των ιδιαίτερα χαμηλών τιμών συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων (Souvermezoglou et al. 1989, Pagou 1990, Ignatiades et al. 1995, Ignatiades 1998, Christaki et al. 1999, Gotsis-Skretas et al. 1999, Psarra et al. 2000, Ignatiades et al. 2002). Οι τιμές που καταγράφονται είναι δώδεκα φορές χαμηλότερες από αυτές του Ατλαντικού Ωκεανού και επτά φορές χαμηλότερες του στενού του Γιβραλτάρ (ΕΕΑ 1999). Ο ολιγότροφος χαρακτήρας του Αιγαίου Πελάγους σχετίζεται με την από Δύση προς Ανατολή εξάντληση των ποσοτήτων φωσφόρου, γεγονός που αποτυπώνεται στην αναλογία N/P (Psarra et al. 2000). Επιπλέον, επιστημονικές εργασίες υποδεικνύουν το άζωτο ως περιοριστικό παράγοντα σε περιοχές του Αιγαίου (Dugdale and Wilkerson 1988, Ignatiades and Moschopoulou 1988), επιβεβαιώνοντας τη γενικότερη έλλειψη επαρκών συγκεντρώσεων θρεπτικών για την ανάπτυξη των πληθυσμών φυτοπλαγκτού και ζωοπλαγκτού. Οι εκδηλώσεις ευτροφισμού που έχουν καταγραφεί αναφέρονται κυρίως σε ημίκλειστους κόλπους, οι οποίοι είναι αποδέκτες μεγάλων ποσοτήτων αστικών λυμάτων.

Το πλατό των Κυκλάδων διαχωρίζει το Αιγαίο σε δύο υπό-λεκάνες, βόρεια και νότια, με σημαντικά διαφορετικά υδρολογικά χαρακτηριστικά, λόγω της επίδρασης

της Μαύρης Θάλασσας και της Λεβαντίνης, αντίστοιχα. Το νότιο Αιγαίο έχει επανειλημμένως αποτελέσει αντικείμενο έρευνας σχετικά με το επίπεδο ευτροφισμού και κατατάσσεται στα υπέρ-ολιγότροφα συστήματα (Becacos-Kontos 1977, Ignatiades et al. 1995, Ignatiades 1998, Gotsis-Skretas et al. 1999, Psarra et al. 2000, Van Wambeke et al. 2000). Οι αναφορές για το επίπεδο ευτροφισμού του βορείου Αιγαίου είναι περιορισμένες και πιστοποιούν τον ολιγότροφο χαρακτήρα του (Berman et al. 1984, Kucuksezgin et al. 1995, Christaki et al. 1999, Ignatiades et al. 2002). Σύμφωνα με τους Ignatiades et al. (2002) η συγκέντρωση θρεπτικών αλάτων δεν παρουσιάζει σημαντική διαφορά στις δύο υπό-λεκάνες, σε αντίθεση με τη συγκέντρωση χλωροφύλλης-α και την πρωτογενή παραγωγή ($\text{mg C m}^{-2}\text{day}^{-1}$), γεγονός που αποδίδεται στην επίδραση των υδάτινων μαζών της Μαύρης Θάλασσας, οι οποίες είναι πλούσιες σε οργανικό άνθρακα (Lykousis et al. 2002). Γενικά, βόρειο και νότιο Αιγαίο κατατάσσονται στα ολιγότροφα συστήματα βάσει ημερήσιας πρωτογενούς παραγωγής και σύμφωνα με την κλίμακα Nixon (1995), εμφανίζοντας ανάλογες τιμές με την περιοχή της Λεβαντίνης (Berman et al. 1984, Azon 1991).

2.2 Ημίκλειστοι Κόλποι με Εύτροφα Χαρακτηριστικά

2.2.1 ΣΑΡΩΝΙΚΟΣ ΚΟΛΠΟΣ

Ο Σαρωνικός Κόλπος καλύπτει επιφάνεια 3000 km^2 και χωρίζεται σε Δυτικό και Ανατολικό από την Ν. Αίγινα. Ο Ανατολικός δεν παρουσιάζει σημαντικές διακυμάνσεις στο ανάγλυφο του βυθού, με το βάθος να κυμαίνεται από 70 έως 200 m (ΝΑ της Αίγινας), χωρίς να ξεπερνά το 90 m στο μεγαλύτερο μέρος του. Ο Δυτικός εμφανίζει μεγαλύτερα βάθη, από 130 (Δ της Σαλαμίνας) έως 400 m (Δ των Μεθάνων). Ο Ανατολικός Σαρωνικός Κόλπος χωρίζεται σε Εσωτερικό και Εξωτερικό

κατά τον άξονα που ενώνει τις Ανατολικές ακτές της Αίγινας με τις ακτές της Βουλιαγμένης. Κατά τη χρονική περίοδο 1959-1994 ο Εσωτερικός Σαρωνικός Κόλπος δεχόταν ανεπεξέργαστα αστικά λύματα από την πόλη των Αθηνών με ρυθμό 4-7 m³/s (Friligos 1985, Makra et al. 2001) μέσω κεντρικού αγωγού στην περιοχή του Κερατσινίου, τοποθετημένου σε απόσταση 100 m από την ακτή και σε βάθος 30 m. Η συγκέντρωση των θρεπτικών αλάτων στα ανεπεξέργαστα αστικά λύματα μετρήθηκε ιδιαίτερα υψηλή (PO₄: 96 μg-at/l, NO₃: 108 μg-at/l, NO₂: 18 μg-at/l, NH₃: 1540 μg-at/l) με αποτέλεσμα τη συνεχή υποβάθμιση των περιβαλλοντικών συνθηκών και την εμφάνιση ευτροφικών τάσεων (Friligos 1982).

Γενικά το θαλάσσιο οικοσύστημα του Σαρωνικού Κόλπου έχει μελετηθεί εκτενώς για τέσσερις δεκαετίες (1969-2008), με τις πρώτες επιστημονικές εργασίες να αφορούν περιορισμένο αριθμό σταθμών δειγματοληψίας ή χρονική περίοδο λήψης δειγμάτων (Ignatiades and Becacos-Kontos 1968, Becacos-Kontos and Friligos 1973, Friligos 1974, Dugdale and Mclsaac 1975, Friligos 1976). Η πρώτη ευρεία συλλογή δεδομένων διεξήχθη το διάστημα 1972-1976 στα πλαίσια του προγράμματος "Saronikos System Project (SSP)". Από την επεξεργασία των δεδομένων προέκυψε ότι η συγκέντρωση αζώτου στον Εσωτερικό Σαρωνικό Κόλπο καταγράφηκε 3 φορές υψηλότερη από τις τιμές αναφοράς (background values), γεγονός που αποδίδεται κυρίως στην υψηλή συγκέντρωση αμμωνίας (x4 των τιμών αναφοράς), ενώ αυξημένη παρουσιάζεται και η συγκέντρωση νιτρικών, νιτρωδών και φωσφορικών (x2,5, x1,5 και x2,5 αντίστοιχα) (Friligos 1982). Οι μετρήσεις θερμοκρασίας κατέδειξαν τη δημιουργία θερμοκλινούς από Ιούνιο έως Νοέμβριο, ενώ οι τιμές διαλυμένου οξυγόνου βρέθηκαν χαμηλότερες στον Εσωτερικό Κόλπο σε σχέση με τον Εξωτερικό (Friligos 1984). Τα δεδομένα από το SSP σε συνδυασμό με δεδομένα του 1982 χρησιμοποιήθηκαν και για τον καθορισμό του βέλτιστου μήκους

και βάθους του νέου αγωγού αστικών λυμάτων, καθώς και του βαθμού επεξεργασίας τους στη Μονάδα Βιολογικού Καθαρισμού της Ψυττάλειας (Friligos 1985).

Ο εύτροφος χαρακτήρας της περιοχής κοντά στον αγωγό ανεπεξεργαστων αστικών λυμάτων επισημαίνεται και από τους Karydis et al. (1983), μέσω δείκτη ευτροφισμού που αναπτύσσουν και που βασίζεται στη συγκέντρωση θρεπτικών αλάτων. Σύμφωνα με τον ίδιο δείκτη ο Εξωτερικός Κόλπος χαρακτηρίζεται μεσότροφος. Αντίστοιχα, ο McIsaac (1973) υπολόγισε την πρωτογενή παραγωγή κοντά στον αγωγό 6,5 φορές υψηλότερη των τιμών αναφοράς. Οι Ignatiades et al. (1986) μελέτησαν την επίδραση των διαμορφωμένων ευτροφικών συνθηκών στους πληθυσμούς έξι διατόμων, συλλέγοντας δεδομένα επί μία πενταετία (1977-1981). Τα αποτελέσματα δείχνουν την επικράτηση τριών ειδών, ενώ τα υπόλοιπα οδηγούνται μακροπρόθεσμα σε εξαφάνιση. Σε αυτό συμφωνούν και μεταγενέστερες επιστημονικές εργασίες, επιβεβαιώνοντας την επικράτηση μικρών διατόμων και δινομαστιγωτών πλησίον του αγωγού, τα οποία αποτελούν ομορτοουνιστικά είδη και χαρακτηρίζουν περιοχές υποβαθμισμένων περιβαλλοντικών συνθηκών (Pagou 1994, Pagou et al. 1996).

Η μελέτη της βενθικής κοινωνίας του Εσωτερικού Κόλπου κατέληξε σε ανάλογα συμπεράσματα, επισημαίνοντας αρχικά την ύπαρξη ζώνης ρύπανσης γύρω από τον αγωγό αστικών λυμάτων (Zarkanellas and Bogdanos 1977, Zarkanellas 1979) και ακολούθως την επέκτασή της σε διάστημα οκτώ ετών (Friligos and Zenetos 1988). Το 1987 η αζωική βενθική ζώνη εκτεινόταν σε λιγότερο από 1 km από τον αγωγό και η ζώνη ρύπανσης σε επιπλέον 3 km (Zenetos et al. 1990), ενώ η εφαρμογή μονοδιάστατων και πολυδιάστατων στατιστικών μεθόδων σε δεδομένα των επόμενων δύο ετών ανέδειξε τρεις ζώνες-επίπεδα υποβάθμισης των περιβαλλοντικών συνθηκών (Simboura et al. 1995). Μεταγενέστερες μελέτες

επιβεβαίωσαν τη σημαντική ρύπανση σε απόσταση 1 km από τον αγωγό, η οποία γίνεται αντιληπτή σε επιπλέον 2,5 km, σε χαμηλότερο βαθμό (Makra et al. 2001). Η διαβάθμιση των ευτροφικών τάσεων, όσο αυξάνεται η απόσταση από τον αγωγό, παρουσιάζεται και μέσα από την ανάπτυξη θεματικών χαρτών (Kitsiou and Karydis 1998, Kitsiou and Karydis 2000, Kitsiou and Karydis 2001) που βασίστηκαν στη συγκέντρωση θρεπτικών αλάτων και χλωροφύλλης-α, στον κυτταρικό αριθμό και σε επτά οικολογικούς δείκτες.

Οι τιμές συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων και χλωροφύλλης-α μετά την έναρξη λειτουργίας της μονάδας επεξεργασίας λυμάτων στην Ψυττάλεια το 1994 παρουσιάζονται χαμηλότερες (Siokou-Frangou et al. 2000, Ignatiades 2005). Ο νέος αγωγός βρίσκεται σε βάθος 63 m και απόσταση 1870 m από τις ακτές της Αττικής. Τα αστικά λύματα πλέον υφίστανται πρωτοβάθμια επεξεργασία και ελευθερώνονται στο θαλάσσιο περιβάλλον, όπου την περίοδο Μάιος-Νοέμβριος παγιδεύονται σε βάθος 45-65 m λόγω της ύπαρξης θερμοκλινούς, ενώ την περίοδο Δεκέμβριος-Απρίλιος φτάνουν στην επιφάνεια (Pavlidou et al. 2004). Οι Siokou-Frangou et al. (2000) επισημαίνουν τα πρώτα δείγματα βελτίωσης των οικολογικών συνθηκών στον Εσωτερικό Σαρωνικό Κόλπο με σταδιακή αντικατάσταση των νιτρόφιλων φυκών (χλωροφύκη) από μεγάλα φαιοφύκη, που αντανakλούν συνθήκες οικολογικής ισορροπίας. Σε πιο πρόσφατα δεδομένα ανιχνεύτηκαν στατιστικά σημαντικές διαφορές στη συγκέντρωση φωσφόρου και αζώτου, όσο αυξάνεται η απόσταση από το νέο αγωγό, με παράλληλη αύξηση της αναλογίας Redfield (Si:N:P), υποδηλώνοντας βελτίωση των περιβαλλοντικών συνθηκών (Pavlidou et al. 2004). Ανάλογα αποτελέσματα προκύπτουν από τους Simboura et al. (2005), με διαβάθμιση της ποιότητας των υδάτων από “κακή” στην περιοχή της Ψυττάλειας σε “μέτρια” κατά τη ΝΔ διεύθυνση και “καλή” κατά τη ΝΑ διεύθυνση. Γενικά, παρατηρείται σταδιακή

βελτίωση των περιβαλλοντικών συνθηκών στο Σαρωνικό Κόλπο, αλλά η περιοχή κοντά στο νέο υποθαλάσσιο αγωγό παραμένει εύτροφη.

2.2.2 ΘΕΡΜΑΪΚΟΣ ΚΟΛΠΟΣ

Ο Θερμαϊκός Κόλπος βρίσκεται στο βορειοδυτικό Αιγαίο και έχει συνολική έκταση 5100 km² (Poulos et al. 2000). Μορφολογικά διακρίνεται σε τρία τμήματα: α) τον Όρμο Θεσσαλονίκης στο βόρειο τμήμα του, όπου εκτείνεται και το πολεοδομικό συγκρότημα της πόλης με μέγιστο βάθος 25 m, β) τον Κόλπο Θεσσαλονίκης, ο οποίος δέχεται τις ποτάμιες απορροές των σημαντικότερων ποταμών της περιοχής (Αξιός, Λουδίας, Αλιάκμονας και Γαλλικός) και έχει μέγιστο βάθος 35 m, και γ) τον Εξωτερικό Θερμαϊκό Κόλπο, του οποίου το βάθος δεν ξεπερνά τα 200 m. Η κυκλοφορία των υδάτων στο Θερμαϊκό Κόλπο χαρακτηρίζεται από περιορισμένα παλιρροιακά ρεύματα, ενώ η επικοινωνία με το Αιγαίο Πέλαγος δημιουργεί ένα ρεύμα εισερχόμενο κατά μήκος της ανατολικής ακτής (κυκλωνική κυκλοφορία). Γενικά, τα ρεύματα που δημιουργούνται οφείλονται στους ανέμους που επικρατούν στην περιοχή (UNEP/FAO 1996). Τη χειμερινή περίοδο, οι βόρειοι άνεμοι που επικρατούν στην περιοχή δημιουργούν κυκλωνική κυκλοφορία, ενώ τη θερινή περίοδο οι νότιοι άνεμοι δημιουργούν αντίστοιχα αντι-κυκλωνική.

Οι πρώτες μελέτες ευτροφισμού με δεδομένα της περιόδου 1975-1979 ανέδειξαν τις ευτροφικές τάσεις που είχαν διαμορφωθεί κυρίως στον Όρμο της Θεσσαλονίκης, αλλά και σε περιπτώσεις που οι κλιματολογικές συνθήκες ευνοούσαν σε ολόκληρο το Θερμαϊκό Κόλπο (Friligos and Satsmadjjs 1977, Friligos 1977, Friligos and Koussouris 1984, UNEP/FAO 1986, Balopoulos and Friligos 1986). Το αίτιο που διαμόρφωσε τα ευτροφικά φαινόμενα είναι η περίσσεια θρεπτικών αλάτων που καταλήγει στον κόλπο, μέσω των ποτάμιων απορροών και των ανεπεξέργαστων

αστικών λυμάτων και βιομηχανικών αποβλήτων. Η μέση ετήσια ροή των ποταμών Αξιού, Αλιάκμονα, Λουδία και Γαλλικού είναι $207 \text{ m}^3/\text{s}$ (Karamanos et al. 2000), ενώ το μεγαλύτερο μέρος της ανήκει στον πρώτο, ο οποίος χαρακτηρίζεται ως ο πλέον βεβαρυσμένος όσον αφορά τη συγκέντρωση θρεπτικών αλάτων (Skoulikidis 1993, Karageorgis et al. 2005).

Οι αυξημένες συγκεντρώσεις αζώτου και φωσφόρου στο νερό των ποταμών οφείλεται στην έκπλυση των γεωργικών εκτάσεων που διατρέχουν και στις οποίες γίνεται εκτεταμένη χρήση λιπασμάτων. Τη χειμερινή περίοδο παρατηρείται αύξηση των ποτάμιων απορροών στο Θερμαϊκό Κόλπο, με παράλληλη αύξηση των συγκεντρώσεων θρεπτικών αλάτων, τα οποία προοδευτικά οδηγούνται στο κεντρικό τμήμα του και ακολούθως στο Αιγαίο Πέλαγος (Psyllidou-Giouranovits et al. 1998). Οι Samanidou and Fytianos (1987) αναφέρουν ότι σε δεδομένα της περιόδου 1985 - 1986 καταγράφηκε συγκέντρωση νιτρικών αλάτων στις εκβολές του Αξιού κατά την περίοδο των βροχοπτώσεων $5,31 \text{ } \mu\text{g-at/l}$. Επιπλέον, σε δεδομένα της περιόδου 1984 -1990, ο ποταμός Αξιός θεωρείται ως η σημαντικότερη πηγή νιτρικών αλάτων στο Θερμαϊκό Κόλπο, ενώ επισημαίνεται αύξηση 50% της συγκέντρωσης από το 1981 έως το 1990 (UNEP/IOC 1996). Μεταγενέστερες επιστημονικές μελέτες, οι οποίες βασίζονται στην εφαρμογή μαθηματικών μοντέλων για την προσομοίωση των συνθηκών ευτροφισμού στο Θερμαϊκό, περιορίζουν την επίδραση των ποσοτήτων αζώτου και φωσφόρου από τον Αξιό στο κεντρικό τμήμα του Κόλπου (Nikolaidis et al. 2006b). Παράλληλα υπογραμμίζεται ότι ανεξάρτητα από τα μέτρα που ενδεχομένως ληφθούν για μείωση των ποσοτήτων θρεπτικών αλάτων από τον Αξιό, η περιοχή του Θερμαϊκού στις εκβολές του ποταμού θα παραμείνει εύτροφη ή βαρέως μεσότροφη, καθώς οι γειτονικές πηγές αζώτου και φωσφόρου, κυρίως από τον Όρμο και Κόλπο Θεσσαλονίκης, είναι πολύ σημαντικότερες (Nikolaidis et al. 2009).

Ο Κόλπος Θεσσαλονίκης υπήρξε μέχρι πρόσφατα αποδέκτης $150 \times 10^3 \text{ m}^3$ ανεπεξέργαστων αστικών λυμάτων από την πόλη της Θεσσαλονίκης (1,2 εκατομμύρια κάτοικοι) και $60 \times 10^3 \text{ m}^3$ μερικώς επεξεργασμένων βιομηχανικών αποβλήτων από περίπου 250 μονάδες της περιοχής (Poulos et al. 2000), με συνέπεια να χαρακτηρίζεται πλέον εύτροφος (Gotsis-Skretas and Friligos 1990, Baloroulos and Friligos 1993, Pagou 2000, Pagou 2005). Η πρώτη λειτουργία βιολογικού καθαρισμού των αστικών λυμάτων πραγματοποιήθηκε το 1992 και περιλάμβανε πρωτοβάθμια επεξεργασία. Ο αρχικός σχεδιασμός της προέβλεπε τη διοχέτευση των επεξεργασμένων λυμάτων μέσω αγωγού στον Αξιό. Η συνεχώς όμως μειούμενη ροή των υδάτων του ποταμού και το γεγονός ότι οι εκβολές του αποτελούν προστατευόμενη περιοχή βάσει της συνθήκης του RAMSAR (1971) επέφεραν αλλαγή του αρχικού σχεδίου και διοχέτευση των αστικών λυμάτων στο Γαλλικό ποταμό (Ganoulis 1991). Από τον Ιούνιο του 2000, λειτουργεί πλέον μονάδα βιολογικού καθαρισμού δευτεροβάθμιας επεξεργασίας των αστικών λυμάτων, με την οποία επιτυγχάνεται απομάκρυνση του 90% του αζώτου και 50% του φωσφόρου (UNEP/MAP 2007).

Γενικά ο Θερμαϊκός Κόλπος παρουσιάζει αυξημένες ευτροφικές τάσεις κατά τον άξονα Νότου-Βορρά, γεγονός που επιβεβαιώνεται από επιστημονικές εργασίες που αφορούν τη βενθική βιοκοινωνία (UNEP/FAO 1986), τη δομή του φυτοπλαγκτονικού πληθυσμού (Gotsis-Skretas and Friligos 1990) και τη συγκέντρωση θρεπτικών αλάτων και χλωροφύλλης-α (Ganoulis 1991, Pagou et al. 2003, Nikolaidis et al. 2006a). Ειδικότερα ο Όρμος και ο Κόλπος Θεσσαλονίκης χαρακτηρίζονται εύτροφοι βάσει της κλίμακας που έχει αναπτυχθεί για το Αιγαίο Πέλαγος (Ignatiades et al. 1992, Ignatiades 2005), ενώ οι τιμές συγκέντρωσης χλωροφύλλης-α στην πρώτη περιοχή εμφανίζονται διπλάσιες από αυτές του

Εσωτερικού Σαρωνικού Κόλπου, παραπέμποντας σε δύστροφο σύστημα (Nikolaidis et al. 2006a). Η αναλογία N:P στον Εσωτερικό Θερμαϊκό Κόλπο παρουσιάζεται χαμηλή (από 3 έως 7), δημιουργώντας έτσι κατάλληλες συνθήκες για την ανάπτυξη επιβλαβών / τοξικών φυτοπλαγκτονικών οργανισμών, γεγονός ιδιαίτερης σημασίας για τις μονάδες οστρακοκαλλιέργειας της περιοχής που κατά καιρούς πλήττονται από τοξικές φυτοπλαγκτονικές εξάρσεις (Koukaras and Nikolaidis 2004, Reizoroulou et al. 2004). Αντιθέτως, οι συνθήκες στον Εξωτερικό Θερμαϊκό Κόλπο χαρακτηρίζονται μεσότροφες ή ολιγότροφες, αναλόγως με την εποχή δειγματοληψίας, καθώς επηρεάζονται από τα ολιγότροφα νερά του Αιγαίου Πελάγους (Poulos et al. 2000).

2.2.3 ΠΑΓΑΣΗΤΙΚΟΣ ΚΟΛΠΟΣ

Ο Παγασητικός Κόλπος εκτείνεται στο Βόρειο-Δυτικό Αιγαίο Πέλαγος με συνολική επιφάνεια 520 km². Πρόκειται για έναν ημίκλειστο κόλπο με μέσο βάθος 69 m και μέγιστο 108 m. Η επικοινωνία του με το Αιγαίο Πέλαγος γίνεται μέσω ενός στενού καναλιού (Τρίκερι), πλάτους 5,5 km και βάθους 80 m. Το οικοσύστημα του κόλπου επηρεάζεται σημαντικά από ανθρωπογενείς δραστηριότητες κυρίως γύρω από τη βιομηχανική πόλη του Βόλου. Παρά το γεγονός ότι ο σχεδιασμός της μονάδας βιολογικού καθαρισμού της πόλης πραγματοποιήθηκε το 1964, η έναρξη λειτουργίας του χρονολογείται στο 1987, ενώ ένα χρόνο αργότερα ολοκληρώθηκε η σύνδεση της βιομηχανικής περιοχής στο αποχετευτικό δίκτυο (Petihakis et al. 2004). Τα λύματα υφίστανται πρωτοβάθμια επεξεργασία και οδηγούνται στον Παγασητικό Κόλπο μέσω υποθαλάσσιου αγωγού στην τοποθεσία Αγκίστρι, σε βάθος 55 m. Η ημερήσια ροή επεξεργασμένων αστικών λυμάτων υπολογίζεται σε 7.000 m³ (Theodorou 1995). Επιπλέον ο Παγασητικός Κόλπος είναι αποδέκτης σημαντικών ποσοτήτων θρεπτικών αλάτων που προέρχονται από μη-σημειακές πηγές, κυρίως από την

έκπλυση αγροτικών εκτάσεων της περιοχής στις οποίες διεξάγεται εντατική χρήση λιπασμάτων. Ειδικότερα η αποξήρανση της λίμνης Κάρλας (1966) αύξησε τη λεκάνη απορροής από 1.200 σε 2.250 km², δημιουργώντας περισσότερες καλλιεργήσιμες εκτάσεις. Η εντατικοποίηση της αγροτικής δραστηριότητας συνετέλεσε στην αύξηση της παραγωγής, με παράλληλη αύξηση της χρήσης λιπασμάτων από 2,7 tons/ha το 1971 σε 12,3 tons/ha το 1986 (Friligos et al. 1994). Ετησίως χρησιμοποιούνται 150.000 τόνοι λιπασμάτων, με το 75 % της ποσότητας να αναλογεί στις αγροτικές εκτάσεις που προέκυψαν από της αποξήρανση της λίμνης Κάρλας.

Οι επιστημονικές έρευνες σχετικά με τις συνθήκες ευτροφισμού στον Παγασητικό Κόλπο ξεκίνησαν το 1975 (Friligos 1987, Friligos and Gotsis-Skretas 1989, Gotsis-Skretas 1990). Σε αυτές επισημάνθηκαν οι εύτροφες τάσεις που επικρατούν κυρίως στο εσωτερικό τμήμα του και η σημαντικότητα των μη-σημειακών πηγών θρεπτικών αλάτων, καθώς η συγκέντρωση φωσφορικών και νιτρικών αλάτων παρουσίαζε σημαντική αύξηση σε απόσταση από την πόλη του Βόλου και μέχρι το κεντρικό τμήμα του κόλπου (Friligos et al. 1994). Το 1982 καταγράφηκε φυτοπλαγκτονική άνθηση η οποία προκάλεσε σημαντικά προβλήματα σε αλιεία και τουρισμό, ενώ το φαινόμενο επαναλήφθηκε σε εντονότερο βαθμό το 1987 (Friligos and Gotsis-Skretas 1989). Η πρώτη αξιολόγηση των ευτροφικών συνθηκών μετά τη λειτουργία της μονάδας βιολογικού καθαρισμού κατέδειξε μείωση της συγκέντρωσης φωσφορικών αλάτων σε επίπεδα χαμηλότερα των τιμών αναφοράς, ενώ η συγκέντρωση αζώτου κατεγράφη υψηλή (1,5 x τιμές αναφοράς) αλλά με πτωτική τάση (Theodorou 1995). Σε μεταγενέστερη επιστημονική εργασία οι Assimakoroulou and Gotsis-Skretas (2000) χαρακτηρίζουν τον Εσωτερικό Παγασητικό Κόλπο ως εύτροφο βάσει της κλίμακας για το Αιγαίο Πέλαγος (Ignatiades 2005), ενώ το κεντρικό και εξωτερικό τμήμα του παραπέμπει σε oligότροφο περιβάλλον. Η προσομοίωση

του οικοσυστήματος του Παγασητικού Κόλπου με τη χρήση μαθηματικών μοντέλων οδήγησε στο συμπέρασμα ότι η επίδραση των σημειακών πηγών ρύπανσης είναι τοπικού χαρακτήρα και περιορίζεται στο εσωτερικό τμήμα του κόλπου (Triantafyllou et al. 2001). Η μελέτη μετρήσεων συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων για την περίοδο 1975-1999 καταδεικνύει μείωση της συγκέντρωσης φωσφορικών και νιτρικών αλάτων στον κεντρικό και εξωτερικό Παγασητικό Κόλπο, γεγονός που αποδίδεται στην κίνηση των υδάτινων μαζών (Petihakis et al. 2002). Αντιθέτως στο εσωτερικό τμήμα παρουσιάζεται αύξηση των συγκεντρώσεων θρεπτικών αλάτων, γεγονός που δε συμβαδίζει με τη λειτουργία της μονάδας βιολογικού καθαρισμού από το 1987 και πιθανώς οφείλεται στην εγκατάσταση βιομηχανικών μονάδων στην ευρύτερη περιοχή και διοχέτευση των αποβλήτων τους στο υδάτινο περιβάλλον.

Η προσομοίωση του οικοσυστήματος του Παγασητικού Κόλπου μέσω τρισδιάστατου μαθηματικού μοντέλου οδήγησε στο χαρακτηρισμό του ως ολιγότροφου, αλλά με σαφείς τάσεις ευτροφισμού κυρίως την άνοιξη και το καλοκαίρι, όταν η θερμοκρασία του νερού και η διαθέσιμη ηλιακή ακτινοβολία δεν αποτελούν περιοριστικούς παράγοντες (Petihakis et al. 2004). Τη συγκεκριμένη χρονική περίοδο η εισροή θρεπτικών αλάτων από την απόπλυση των παρακειμένων καλλιεργούμενων εκτάσεων είναι πιθανό να οδηγήσει στην εμφάνιση φυτοπλαγκτονικών εξάρσεων. Το συμπέρασμα αυτό ενισχύεται και από την επισήμανση των Mitsios and Gatsios (2000) ότι οι ποσότητες νιτρικών αλάτων που περιέχονται στους μικρούς ποταμούς και καταλήγουν στον Παγασητικό είναι σε επίπεδα ικανά να προκαλέσουν ευτροφικές τάσεις. Αντίθετα, οι μονάδες ιχθυοκαλλιέργειας που βρίσκονται στον κόλπο δε συμβάλουν δραστικά στην ανάπτυξη του ευτροφισμού, καθώς οι τιμές συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων σε αυτές δε διαφέρουν σημαντικά από τον υπόλοιπο οικοσύστημα (Neofitou and

Klaoudatos 2008). Συνεπώς, ο έλεγχος του επιπέδου ευτροφισμού στο οικοσύστημα του Παγασητικού Κόλπου απαιτεί κυρίως περιορισμό των μη-σημειακών πηγών.

2.2.4 ΚΟΛΠΟΣ ΚΑΛΛΟΝΗΣ

Ο Κόλπος Καλλονής βρίσκεται στο Βόρειο-Ανατολικό Αιγαίο Πέλαγος, στη νήσο Λέσβο. Καλύπτει συνολική επιφάνεια 110 km² και το μέσο βάθος του είναι 11 m (Panayotidis et al. 1999, Millet and Lamy 2002). Συνδέεται με την ανοικτή θάλασσα μέσω ενός στενού (2 km πλάτος), ρηχού (25 m βάθος) και επιμήκους καναλιού (4 km μήκος). Η συνολική λεκάνη απορροής είναι 413 km² και χρησιμοποιείται κυρίως για καλλιέργεια ελαιόδεντρων και φυτοκομία. Στα πλαίσια της αγροτικής δραστηριότητας γίνεται χρήση λιπασμάτων κατά την περίοδο Δεκέμβριος – Φεβρουάριος, όταν και παρατηρούνται έντονες βροχοπτώσεις με αποτέλεσμα σημαντικές ποσότητες θρεπτικών να εισάγονται στο υδάτινο περιβάλλον. Σε αυτό συντελούν οι χείμαρροι και ποταμοί μικρού μεγέθους που καταλήγουν στον κόλπο, με συνολική μέση ροή 1.632 m³/ημέρα (Spatharis et al. 2007a). Οι Panayiotidis and Klaudatos (1997) επισημαίνουν ότι η έκπλυση των αγροτικών εκτάσεων ευθύνεται για το 59% του αζώτου και το 19% του φώσφορου που καταλήγουν στον κόλπο. Οι πρώτες επιστημονικές εργασίες είχαν αναδείξει το φυσικό ευτροφισμό του Κόλπου Καλλονής (Tassos and Hopkins 1972), αλλά σε μεταγενέστερες μελέτες παρατηρείται αύξηση της συχνότητας εμφάνισης ευτροφικών φαινομένων ανθρωπογενούς προέλευσης (NCMR 1997).

Μελέτες του φυτοβένθους στον κόλπο ανέδειξαν τρεις ζώνες οικολογικής ποιότητας, βάσει του αριθμού των ειδών ανά δείγμα και των τιμών οικολογικών δεικτών: α) καλή ποιότητα στην περιοχή εισόδου του κόλπου, β) ενδιάμεση ποιότητα στο δυτικό τμήμα, και γ) κακή ποιότητα στον κεντρικό και ανατολικό κόλπο

(Haritonidis and Thekos 1974, Diaroulis and Haritonidis 1984, Panayotidis et al. 1999). Η βελτίωση των περιβαλλοντικών συνθηκών όσο μεγαλώνει η απόσταση από την κοίτη των ποταμών επαληθεύεται και από τις συγκεντρώσεις θρεπτικών αλάτων, οι οποίες παραπέμπουν σε μεσότροφο σύστημα, με τις αντίστοιχες τιμές στο εσωτερικό των ποταμών να είναι τρεις τάξεις μεγέθους υψηλότερες (Panayotidis et al. 1999). Οι υψηλές ποσότητες θρεπτικών αλάτων στα ποτάμια της περιοχής σε συνδυασμό με τις έντονες βροχοπτώσεις της χειμερινής περιόδου συντελούν στην αύξηση της συγκέντρωσης χλωροφύλλης-α πάνω από το όριο του εύτροφου συστήματος (2,21 $\mu\text{g/l}$), όπως αυτό έχει καθοριστεί για το Αιγαίο Πέλαγος (Assimakoroulou and Gotsis-Skretas 1997).

Τα φαινόμενα ανθρωπογενούς ευτροφισμού που παρατηρήθηκαν την τελευταία εικοσαετία στον Κόλπο Καλλονής απαιτούν τη λήψη μέτρων για τον περιορισμό των ποσοτήτων θρεπτικών αλάτων που καταλήγουν σε αυτόν. Οι Ζανου and Κορκε (2001) υπολόγισαν το κόστος αυτών των μέτρων και κατέληξαν ότι το πλέον αποτελεσματικό και παράλληλα οικονομικό σενάριο μείωσης της εισόδου θρεπτικών αλάτων περιλαμβάνει την κατασκευή μονάδας επεξεργασίας αστικών λυμάτων για την πόλη της Καλλονής και την στήριξη των βιολογικών μορφών καλλιέργειας στην περιοχή. Ο υπολογισμός των οριακών τιμών χερσαίων φορτίων θρεπτικών οδήγησε στο συμπέρασμα ότι ο φώσφορος που προέρχεται από τη χέρσο δεν μπορεί να θεωρηθεί αίτιο ανάπτυξης ευτροφισμού (Tsirtsis et al. 2008). Αντίθετα, η είσοδος νιτρικών αλάτων υπερέβη την οριακή τιμή κατά την περίοδο έντονων βροχοπτώσεων, προκαλώντας ευτροφικό επεισόδιο. Τα συγκεκριμένα αποτελέσματα καταδεικνύουν την άμεση αλληλεπίδραση των δραστηριοτήτων στην λεκάνη απορροής και της απόκρισης του υδάτινου οικοσυστήματος.

Σύμφωνα με τους Spatharis et al. (2009) τα φυτοπλαγκτονικά είδη που μπορούν να προκαλέσουν επιβλαβείς εξάρσεις έχουν εδραιώσει τους πληθυσμούς τους στον Κόλπο Καλλονής, με αποτέλεσμα όταν οι περιβαλλοντικές συνθήκες είναι ευνοϊκές να πολλαπλασιάζονται δραματικά. Η εξάρση των δυνητικά τοξικών ειδών, *Pseudo-nitzschia calliantha* και *Alexandrium insuetum*, κατά τη χειμερινή περίοδο των ετών 2004 και 2005 συνδέθηκε άμεσα με την είσοδο θρεπτικών αλάτων από την λεκάνη απορροής κατά την περίοδο των βροχοπτώσεων (Spatharis et al. 2007a). Εντονότερες βροχοπτώσεις προκάλεσαν εξάρσεις μεγαλύτερης κλίμακας, αποτέλεσμα του συνδυασμού χαμηλής αλατότητας και υψηλής διαθεσιμότητας θρεπτικών αλάτων. Οι εξάρσεις που προκαλούνται από ανθρωπογενή αίτια (έκπλυση γεωργικών εκτάσεων) συνοδεύονται από περιορισμό της βιοποικιλότητας με επικράτηση ανθεκτικών ειδών σε συνθήκες χαμηλής αλατότητας και θερμοκρασίας (Spatharis et al. 2007b). Αντιθέτως, οι εξάρσεις που προκαλούνται από φυσικά αίτια (ιδανικές συνθήκες φωτοπεριόδου) συνδυάζουν υψηλή παραγωγικότητα και βιοποικιλότητα. Η βελτίωση της ποιότητας των υδάτων κρίνεται επιτακτική και λόγω της υψηλής παραγωγής διθύρων στον Κόλπο Καλλονής τα οποία εξάγονται στην υπόλοιπη Ελλάδα και διεθνώς (Paspatis and Maragoudaki 2005). Βάσει κοινοτικής νομοθεσίας η ποιότητα των παραγόμενων διθύρων και του υδάτινου οικοσυστήματος ελέγχεται σε σταθερή βάση από το 2001 (Tsirtsis et al. 2004).

3. ΜΕΘΟΔΟΙ ΠΟΣΟΤΙΚΗΣ ΕΚΤΙΜΗΣΗΣ ΤΟΥ ΕΥΤΡΟΦΙΣΜΟΥ – ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΚΗ ΑΝΑΣΚΟΠΗΣΗ

3.1 Γενικά

Ο πολυδιάστατος χαρακτήρας του ευτροφισμού δημιούργησε εξ αρχής προβληματισμό, όχι μόνο σχετικά με τις παραμέτρους ποσοτικής εκτίμησης, αλλά και όσον αφορά την εφαρμογή κατάλληλων μεθόδων επεξεργασίας των δεδομένων. Η ανάγκη πρόληψης ή αντιμετώπισης του ευτροφισμού και η απαίτηση για ορθολογική διαχείριση των υδάτινων οικοσυστημάτων, προϋποθέτουν τον αξιόπιστο χαρακτηρισμό της ποιότητας των θαλασσίων υδάτων και την οριοθέτηση διακριτών ορίων μεταξύ θαλασσίων μαζών διαφορετικού ποιοτικού χαρακτήρα (UN 1984). Αρχικά, η εφαρμογή μεθοδολογιών, που είχαν κατά το παρελθόν χρησιμοποιηθεί σε άλλα περιβαλλοντικά ζητήματα π.χ. οικολογικοί δείκτες, προσέκρουσε στην πολυδιάστατη φύση του προβλήματος, καθιστώντας έτσι την εξαγωγή συμπερασμάτων είτε αδύνατη, είτε τοπικού χαρακτήρα, χωρίς περαιτέρω δυνατότητα εφαρμογής. Προοδευτικά όμως, υιοθετήθηκαν νέες μέθοδοι που ανταποκρίθηκαν καλύτερα στις απαιτήσεις της επιστημονικής κοινότητας για σαφή αποτελέσματα. Στις παρακάτω ενότητες γίνεται αναφορά στις κυριότερες μεθόδους που έχουν εφαρμοστεί για την ποσοτική εκτίμηση του ευτροφισμού.

3.2 Μονοδιάστατη Στατιστική Ανάλυση

Το βασικό πλεονέκτημα των μονοδιάστατων στατιστικών μεθόδων είναι η δυνατότητα στατιστικής τεκμηρίωσης, γεγονός που συμβάλλει στην αντικειμενική αξιολόγηση των αποτελεσμάτων. Οι μέθοδοι αυτής της κατηγορίας που έχουν

εφαρμοστεί σε μελέτες ευτροφισμού είναι η **Ανάλυση Διακύμανσης** και η **Ανάλυση Κατανομής Πιθανοτήτων**.

3.2.1 Ανάλυση Διακύμανσης

Η Ανάλυση Διακύμανσης (Analysis of Variance, ANOVA) έχει χρησιμοποιηθεί για την ανίχνευση διαφορών στις τιμές χημικών παραμέτρων μεταξύ οικοσυστημάτων ανόμοιων επιπέδων ευτροφισμού (Clarke and Green 1988, Karydis and Coccosis 1990, Karydis and Moriki 1993). Στηρίζεται στη σύγκριση αριθμού δειγμάτων που έχουν ληφθεί από τις υπό εξέταση περιοχές με αριθμό δειγμάτων από σταθμούς ελέγχου (control sites). Η εφαρμογή της ήταν επιτυχής σε περιπτώσεις βεβαρημένων συστημάτων, παρουσίασε όμως μειωμένη ευαισθησία στην ανίχνευση μεσότροφων ή ολιγότροφων τάσεων, πιθανών λόγω της σημαντικής επίδρασης των πειραματικών και αναλυτικών σφαλμάτων σε αυτά τα εύρη τιμών (Legendre 1987). Επιπλέον η συνθήκη για κανονικότητα των υπό μελέτη μεταβλητών σπανίως ικανοποιείται στα οικολογικά δεδομένα (Ignatiades et al. 1986), γεγονός που οδηγεί στη χρήση μετασχηματισμών. Ο λογαριθμικός μετασχηματισμός κατέχει κυρίαρχη θέση στην προσπάθεια κανονικοποίησης των δεδομένων, επιφέρει όμως συμπύεση των ανώτερων τιμών και κατά συνέπεια αλλοίωση της φυσικής πληροφορίας (Digby and Kempton 1987).

3.2.2 Ανάλυση Κατανομής Πιθανοτήτων

Η Ανάλυση Κατανομής Πιθανοτήτων έχει επίσης εφαρμοστεί για την ταυτοποίηση των ευτροφικών τάσεων υδάτινων μαζών. Η δημιουργία κανονικής κατανομής στις συγκεντρώσεις των θρεπτικών αλάτων, με τη χρήση των κατάλληλων

μετασχηματισμών, είναι δυνατόν να αναπτύξει ένα σύστημα προβλέψεων και κριτηρίων ποιότητας νερού (Giovanardi and Tromellini 1992, Ignatiades et al. 1992). Η μέθοδος αυτή έχει εφαρμοστεί επιτυχώς στην επιστήμη της μετεωρολογίας (Eriksson 1979) και στον έλεγχο της ρύπανσης του αέρα (Georgoroulos and Seinfeld 1982). Το μειονέκτημα όμως της συγκεκριμένης μεθόδου είναι η αλληλοεπικάλυψη των κατανομών των τριών τύπων νερού. Για το λόγο αυτό οι Stefanou et al. (2000) ακολούθησαν μία μη παραμετρική προσέγγιση του θέματος η οποία βασίστηκε σε δεδομένα συγκέντρωσης νιτρικών αλάτων. Οι μετασχηματισμοί περιορίστηκαν αισθητά και δημιουργήθηκε μία προσομοιωμένη κανονική κατανομή, από την οποία προήλθε μία κλίμακα ευτροφισμού, καθορίστηκαν οι κρίσιμες τιμές της συγκέντρωσης νιτρικών και κατέστη δυνατή η εκτίμηση του επιπέδου ευτροφισμού για κάθε νέο δείγμα νερού από τη συγκεκριμένη περιοχή.

3.3 Πολυδιάστατη Στατιστική Ανάλυση

Όπως προαναφέρθηκε, το φαινόμενο του ευτροφισμού περιγράφεται από ένα σύνολο μεταβλητών, στις οποίες ανήκουν οι συγκεντρώσεις των θρεπτικών αλάτων, της χλωροφύλλης-α και του διαλελυμένου οξυγόνου. Η χρήση μεθόδων πολυδιάστατης στατιστικής ανάλυσης επιτρέπει τη σύνθεση πληροφορίας από διαφορετικές παραμέτρους και την παρουσίασή της με γραφικές αναπαραστάσεις, όπως είναι το δένδρογραμμα, που δίνει έμφαση στις ασυνέχειες και στο διαχωρισμό διαφορετικών επιπέδων επιβάρυνσης των υδάτινων οικοσυστημάτων (Karydis 1992). Οι πλέον χρησιμοποιούμενες μέθοδοι στην αξιολόγηση της ποιότητας των υδάτων είναι η **Ανάλυση Ομαδοποίησης** (Cluster Analysis) και η **Ανάλυση Κυρίων Συνιστωσών** (Principal Components Analysis).

3.3.1 Ανάλυση Ομαδοποίησης (Cluster Analysis)

Η Ανάλυση Ομαδοποίησης ορίζεται ως μέθοδος περιγραφής των ομάδων (clusters) στις οποίες μπορούν να κατανεμηθούν τα υπό μελέτη δείγματα, βάσει των εξεταζόμενων παραμέτρων (Anderberg 1973). Στόχος της μεθόδου είναι ο διαχωρισμός των παρατηρήσεων σε φυσικές ομάδες, έτσι ώστε τα μέλη κάθε ομάδας να εμφανίζουν τη μέγιστη δυνατή ομοιότητα μεταξύ τους, ενώ τα μέλη διαφορετικών ομάδων να είναι όσο το δυνατό ανόμοια. Γεωμετρικά αυτό σημαίνει ότι δύο όμοιες παρατηρήσεις βρίσκονται σε γειτονικά σημεία, ενώ δύο ανόμοιες σε απομακρυσμένα. Στην περίπτωση περιβαλλοντικών δεδομένων ο αριθμός των ομάδων αποτελεί εξ' αρχής αντικείμενο της έρευνας, συνεπώς χρησιμοποιείται σχεδόν αποκλειστικά η μέθοδος της Ιεραρχικής Ομαδοποίησης. Βασικά χαρακτηριστικά της μεθόδου είναι το μέτρο απόστασης και ο αλγόριθμος ομαδοποίησης

3.3.1.1 Μέτρα Απόστασης

Τα κυριότερα μέτρα απόστασης είναι:

1. Ευκλείδεια απόσταση,

$$ED_{ij} = \sqrt{\sum_{k=1}^p (x_{ik} - x_{jk})^2}$$

όπου $ED_{(i, j)}$: η απόσταση μεταξύ των παρατηρήσεων i και j για p μεταβλητές (Sharma 1996). Εξαρτάται κατά πολύ από την κλίμακα μέτρησης της κάθε μεταβλητής. Επιπλέον, επηρεάζεται σημαντικά από την ύπαρξη ακραίων τιμών καθώς λαμβάνονται υπόψη οι τετραγωνικές αποκλίσεις των παρατηρήσεων. Ένας τρόπος να επιτευχθούν συγκρίσιμες μεταβλητές είναι η διαίρεσή τους με την τυπική τους απόκλιση (standardization) (Pielou 1984).

2. Απόλυτη απόσταση (City Block),

$$D_{ij} = \sum_{k=1}^p |X_{ik} - X_{jk}|$$

όπου D_{ij} : η απόσταση μεταξύ των παρατηρήσεων i και j για p μεταβλητές. Λόγω της χρήσης απόλυτων τιμών απόκλισης ο συγκεκριμένος δείκτης είναι ανθεκτικότερος στην ύπαρξη ακραίων τιμών (Καρλής, 2005).

3. Απόσταση Minkowski,

$$D_{ij} = \left(\sum_{k=1}^p (|X_{ik} - X_{jk}|)^n \right)^{1/n}$$

όπου D_{ij} : η απόσταση *Minkowski* μεταξύ των παρατηρήσεων i και j , και p ο αριθμός των μεταβλητών. Η συγκεκριμένη απόσταση αποτελεί γενίκευση της Ευκλείδειας και από την παραπάνω εξίσωση προκύπτουν διάφορα μέτρα απόστασης, ανάλογα με την τιμή του n ($n=1,2,\dots,\infty$) (Sharma 1996).

3.3.1.2 Αλγόριθμοι Ομαδοποίησης

Ο αλγόριθμος ομαδοποίησης που θα χρησιμοποιηθεί καθορίζει τον τρόπο υπολογισμού της απόστασης μεταξύ των ομάδων (clusters). Οι κυριότεροι αλγόριθμοι που χρησιμοποιούνται στην Ανάλυση Ομαδοποίησης είναι οι εξής:

i. **Μέθοδος του κοντινότερου γείτονα (nearest neighbor)**, η οποία υπολογίζει τη μικρότερη απόσταση μεταξύ δύο παρατηρήσεων, μίας από κάθε ομάδα. Δεν χρησιμοποιείται ευρέως στην ανάλυση περιβαλλοντικών δεδομένων καθώς παρατηρείται το φαινόμενο της δημιουργίας «αλυσίδων» (chaining), κατά το οποίο η αρχική ομάδα που δημιουργείται από δύο μέλη, προσαρτά διαδοχικά μία

μόνο ομάδα (Pielou 1984). Κατ' αυτό τον τρόπο δημιουργούνται ομάδες πολύ διαφορετικού μεγέθους που δεν ευνοούν την εξαγωγή συμπερασμάτων.

ii. **Μέθοδος του πλέον απομακρυσμένου γείτονα (furthest neighbor)**, η οποία ορίζει την απόσταση μεταξύ δύο ομάδων ως τη μέγιστη απόσταση μεταξύ δύο παρατηρήσεων, μίας από κάθε ομάδα. Το πλεονέκτημα της συγκεκριμένης μεθόδου είναι ότι παράγει ομάδες παρόμοιου μεγέθους και το αποτέλεσμα δεν επηρεάζεται σε μεγάλο βαθμό από την ύπαρξη ακραίων τιμών (Sharma 1996, Pielou 1984). Οι ομάδες όμως που δημιουργούνται δεν είναι ιδιαίτερα συμπαγείς (Καρλής, 2005).

iii. **Μέθοδος των κέντρων (centroid clustering)**, βάσει της οποίας η απόσταση μεταξύ δύο ομάδων δεν διαμορφώνεται από τις αποστάσεις των επί μέρους παρατηρήσεων, αλλά από την απόσταση των κέντρων τους (centroids) (Anderberg 1973, Pielou 1984). Η συγκεκριμένη μέθοδος προκειμένου να αποδώσει αποτελέσματα που επιδέχονται ερμηνείας, συνδυάζεται με τη χρήση της τετραγωνικής Ευκλείδειας Απόστασης (Pielou 1984).

iv. **Μέθοδος Ward**, η οποία αντίθετα με τις υπόλοιπες δε δημιουργεί ομάδες με βάση την απόσταση, αλλά αυξάνοντας στο μέγιστο την ομοιογένεια μέσα σε αυτές. Το άθροισμα των τετραγώνων (sum of squares) αποτελεί το μέτρο της ομοιογένειας και η μέθοδος αποσκοπεί στη μείωση του συνολικού αθροίσματος για κάθε ομάδα (Sharma 1996). Για κάθε παρατήρηση υπολογίζεται η απόστασή της από το κέντρο της ομάδας. Προσθέτοντας την τιμή για όλες τις ομάδες, προκύπτει το συνολικό άθροισμα. Σε κάθε στάδιο δημιουργίας ομάδων επιδιώκεται η ελάχιστη αύξηση του συνολικού αθροίσματος.

Η εφαρμογή της Ανάλυσης Ομαδοποίησης με βάση τις συγκεντρώσεις θρεπτικών αλάτων και χλωροφύλλης – α οδήγησε σε ικανοποιητικά αποτελέσματα

(Warwick 1988, Karydis and Coccosis 1990, Karydis 1992, Moriki and Karydis 1994, Karydis 1996). Η διακριτική όμως ικανότητα της μεθόδου επηρεάζεται σημαντικά από τον αλγόριθμο ομαδοποίησης που θα επιλεγεί, το δείκτη ομοιότητας ή απόστασης και τη μορφή της πρωτογενούς πληροφορίας (Boesch 1977, Karydis 1992).

3.3.2 ΑΝΑΛΥΣΗ ΚΥΡΙΩΝ ΣΥΝΙΣΤΩΣΩΝ (PRINCIPAL COMPONENT ANALYSIS)

Η Ανάλυση Κυρίων Συνιστωσών δημιουργεί νέες μεταβλητές, που αποτελούν γραμμικούς συνδυασμούς των αρχικών και περιέχουν όσο το δυνατόν μεγαλύτερο μέρος της αρχικής διακύμανσης (Sharma 1996). Ο αριθμός των νέων μεταβλητών (κύριες συνιστώσες) είναι ίσος με τον αριθμό των αρχικών και οι νέες μεταβλητές είναι ασυσχέτιστες μεταξύ τους. Έστω ότι ο αριθμός των αρχικών μεταβλητών είναι p (X_1, X_2, \dots, X_p), η ανάλυση θα αποδώσει ισάριθμες κύριες συνιστώσες, ως εξής:

$$Y_1 = \alpha_{11}X_1 + \alpha_{12}X_2 + \dots + \alpha_{1p}X_p$$

$$Y_2 = \alpha_{21}X_1 + \alpha_{22}X_2 + \dots + \alpha_{2p}X_p$$

...

$$Y_p = \alpha_{p1}X_1 + \alpha_{p2}X_2 + \dots + \alpha_{pp}X_p$$

Οι τιμές των συντελεστών α_{11} έως α_{pp} προκύπτουν από τις ιδιοτιμές και τα ιδιοδιανύσματα του πίνακα διακύμανσης ή του πίνακα συσχετίσεων. Στην περίπτωση που οι μονάδες μέτρησης των μεταβλητών είναι διαφορετικές και παρουσιάζουν μεγάλες αποκλίσεις στη διακύμανση, προτιμάται ο πίνακας συσχετίσεων. Διαφορετικά, προτείνεται η τυποποίηση των δεδομένων, έτσι ώστε η διακύμανση κάθε μεταβλητής να είναι η ίδια.

Απαραίτητη προϋπόθεση για την εφαρμογή της μεθόδου αποτελεί η ύπαρξη συσχέτισης μεταξύ των αρχικών μεταβλητών. Σε αντίθετη περίπτωση δεν είναι δυνατή η εξήγηση μεγάλου μέρους της συνολικής διακύμανσης από μικρό αριθμό

κυρίων συνιστωσών (Johnson and Wichern 1998). Η πρώτη κύρια συνιστώσα εξηγεί το μεγαλύτερο ποσοστό της συνολικής διακύμανσης, η δεύτερη το αμέσως μικρότερο και οι υπόλοιπες ακολουθούν με φθίνουσα τιμή ποσοστού. Η επιλογή του αριθμού των κυρίων συνιστωσών υπάγεται στην κρίση του αναλυτή, αλλά ακολουθεί και συγκεκριμένους κανόνες που είναι οι εξής:

i. **Κανόνας του Kaiser**, βάσει του οποίου επιλέγονται οι κύριες συνιστώσες με ιδιοτιμή μεγαλύτερη από 1 (Cliff 1988, Karlis et al. 2003). Το συγκεκριμένο κριτήριο χρησιμοποιείται για τυποποιημένα δεδομένα.

ii. **Κανόνας του scree plot**, ο οποίος είναι γραφική μέθοδος και βασίζεται στην παρατήρηση της γραφικής παράστασης ιδιοτιμών – αριθμού κυρίων συνιστωσών. Η επιλογή γίνεται με βάση την ύπαρξη σαφούς αλλαγής στην κλίση του γραφήματος μετά από κάποιο αριθμό κυρίων συνιστωσών (Cattell 1966). Η συγκεκριμένη μέθοδος είναι εμπειρική, δε διαθέτει κάποιο στατιστικό υπόβαθρο και σε πολλές περιπτώσεις δεν είναι εφαρμόσιμη, καθώς δεν παρατηρείται αλλαγή στην κλίση.

iii. **Το κριτήριο του ελάχιστου ποσοστού**, σύμφωνα με το οποίο τίθεται εξ' αρχής ένα ελάχιστο όριο της συνολικής διακύμανσης που εξηγείται (πχ. 70 %) και επιλέγονται τόσες κύριες συνιστώσες, ώστε αθροιστικά να εξηγούν μεγαλύτερο ποσοστό από τον αρχικό στόχο. Η χρήση του κριτηρίου είναι εύκολη αλλά δεν αποδίδει τα καλύτερα αποτελέσματα καθώς δεν είναι σαφές ποιο ποσοστό πρέπει να τίθεται σαν ελάχιστο όριο (Καρλής 2005).

iv. **Τροποποιημένος Κανόνας του Kaiser**, όπως αυτός αναπτύχθηκε από τους Karlis et al. (2003). Σε αυτή την περίπτωση οι ιδιοτιμές που εμφανίζονται μεγαλύτερες από τη μονάδα, ελέγχονται στατιστικά, έτσι ώστε αυτή η διαφορά να

είναι σημαντική και οι κύριες συνιστώσες που επιλέγονται να τηρούν το εξεταζόμενο κριτήριο.

Όπως και στην Ανάλυση Ομαδοποίησης, τα αποτελέσματα αυτής της μεθόδου όσον αφορά το διαχωρισμό επιπέδων ευτροφισμού και τη γενικότερη κατανόηση συγκεκριμένων τάσεων είναι ικανοποιητικά. Ο αριθμός όμως των διαθέσιμων μελετών είναι περιορισμένος. Για την ευρύτερη περιοχή της Μεσογείου οι Vounatsou & Karydis (1991) και οι Giovanardi & Tromellini (1992) εφαρμόζοντας την ανάλυση κυρίων συνιστωσών κατέληξαν σε χρήσιμα συμπεράσματα. Αντίστοιχες μελέτες πραγματοποιήθηκαν από τους Lundberg *et al.* (2005) (B. Βαλτική) και από τους Haag & Westrich (2002) (ποταμός Neckar, Γερμανία) με ανάλογα αποτελέσματα.

3.4 Μέθοδοι Τηλεπισκόπησης

Η χρήση μεθόδων τηλεπισκόπησης κερδίζει συνεχώς έδαφος τα τελευταία χρόνια (Kitsiou *et al.* 1997, Drakopoulos *et al.* 2000, Hatzichristofas *et al.* 2000, Hatzichristofas *et al.* 2001, Michelakaki and Kitsiou 2005). Βασίζεται στη συλλογή πληροφοριών μέσω εικόνων από δορυφορικά συστήματα σχετικά με φυσικές και βιοχημικές παραμέτρους. Ειδικότερα στην εκτίμηση της ποιότητας θαλασσίων οικοσυστημάτων η παράμετρος που ενδιαφέρει είναι η συγκέντρωση χλωροφύλλης – α. Μολονότι η συλλογή δεδομένων προς επεξεργασία περιορίζεται στο επιφανειακό στρώμα νερού, η χρησιμότητά τους είναι μεγάλη και συμβάλουν στη διαμόρφωση μίας άποψης σχετικά με τις συνθήκες που επικρατούν στην υπό μελέτη περιοχή. Η κύρια δυσκολία που εμφανίζει η συγκεκριμένη μέθοδος είναι ο ακριβής υπολογισμός της συγκέντρωσης χλωροφύλλης–α, κυρίως εξαιτίας των παρεμβαλλόμενων αιωρούμενων σωματιδίων.

Στόχος των πρόσφατων μελετών υπήρξε ο προσδιορισμός του βέλτιστου αλγόριθμου για την ποσοτική εκτίμηση των ζητούμενων συγκεντρώσεων (Harrington et al. 1992, Schiebe et al. 1992, Forster et al. 1994, O'Reilly et al. 1998). Η εξέλιξη αυτή ενίσχυσε την αποτελεσματικότητα της μεθόδου, η οποία αναμένεται να διαδραματίσει σημαντικό ρόλο στην ποσοτική εκτίμηση του θαλασσίου ευτροφισμού, μέσω της παραγωγής θεματικών χαρτών απεικόνισης των υπό εξέταση παραμέτρων (Gower and Borstad 1990, Khorram et al. 1991, EEA 2001). Απεικονίσεις τέτοιου είδους αποδεικνύονται πολύ χρήσιμες στην παράκτια διαχείριση, όπου απαιτείται εκτίμηση της ποιότητας του θαλασσίου περιβάλλοντος σε ευρεία χωρική κλίμακα, συμπεριλαμβανομένων και περιοχών στις οποίες δεν είναι εύκολη η συλλογή δεδομένων πεδίου, όπως η περιοχή του Αιγαίου Πελάγους με το σύμπλεγμα των νησιών. Ιδιαίτερο επιστημονικό ενδιαφέρον παρουσιάζει και ο συνδυασμός τηλεπισκόπησης και επεξεργασίας δεδομένων με γεωστατιστικές μεθόδους, όπως η δημιουργία βαριογραμμάτων (Michelakaki and Kitsiou 2005), που οδηγεί σε χρήσιμα συμπεράσματα ως προς τη χωρική δομή του φαινομένου του ευτροφισμού.

3.5 Μέθοδοι Πολυκριτηριακής Ανάλυσης

Η χρήση της πολυκριτηριακής ανάλυσης σε μελέτες εκτίμησης ευτροφισμού είναι περιορισμένη, μολονότι προσφέρει τη δυνατότητα ταυτόχρονης εξέτασης θεμάτων διαφορετικής φύσεως και επιτρέπει την ενσωμάτωση δεδομένων πολλαπλών τύπων (Nijkamp and Voogd 1986). Υπάρχει ένας αριθμός διαθέσιμων μεθοδολογιών που μπορούν να ακολουθηθούν, αλλά όλες υπακούν στην ίδια αρχή: την ανά ζεύγη σύγκριση των τιμών για κάθε παράμετρο και κάθε κριτήριο. Στην περίπτωση του ευτροφισμού η παράμετροι είναι οι δειγματοληπτικοί σταθμοί και τα κριτήρια οι μεταβλητές που χρησιμοποιούνται στην ποσοτική εκτίμηση του

ευτροφισμού. Τα αποτελέσματα εφαρμογής της μεθόδου αποδείχθηκαν διαφωτιστικά και αφήνουν περιθώρια περαιτέρω έρευνας σε μεγαλύτερη κλίμακα (Moriki and Karydis 1994).

Η ολοκληρωμένη προσέγγιση στην εκτίμηση του φαινομένου του ευτροφισμού προϋποθέτει την αξιολόγηση των κοινωνικο-οικονομικών παραμέτρων, προκειμένου να υιοθετηθεί μία πολιτική διαχείρισης του υδάτινου οικοσυστήματος, με θετικό αντίκτυπο στην ευρύτερη περιοχή. Μία τέτοια μελέτη των (Moriki et al. 1996) αφορούσε τη νήσο Ρόδο και κατέληγε σε συγκεκριμένες προτάσεις ανάπτυξης της περιοχής, με τη μικρότερη δυνατή επιβάρυνση των παράκτιων οικοσυστημάτων. Επιπλέον, χρήση μεθόδων πολυκριτηριακής ανάλυσης είναι δυνατόν να οδηγήσει στη σύνθεση των κατανομών δεικτών ευτροφισμού (Kitsiou and Karydis 1997). Το αποτέλεσμα είναι η δημιουργία θεματικού χάρτη που απεικονίζει ευκρινώς τις βεβαρυμμένες περιοχές, βάσει ενός συνόλου παραμέτρων σχετιζόμενων με το υπό εξέταση φαινόμενο. Τέλος, η χρήση μεθόδων πολυκριτηριακής χρησιμοποιήθηκε και σε συνδυασμό με τη χρήση δεδομένων από γεωγραφικά συστήματα πληροφοριών, προκειμένου να αξιολογηθούν περιοχές όχι μόνο με βάση το επίπεδο ευτροφισμού, αλλά και με κριτήρια κοινωνικά και οικονομικά (Kitsiou et al. 2002).

3.6 Δείκτες Ευτροφισμού

Οι δείκτες προσφέρουν τη δυνατότητα ποσοτικής εκτίμησης του ευτροφισμού μέσω ενός καθαρού αριθμού, γεγονός που πέραν της πρακτικής ευκολίας επιτρέπει τη σύγκριση αποτελεσμάτων από διαφορετικά θαλάσσια οικοσυστήματα. Αρχικά χρησιμοποιήθηκαν οι οικολογικοί δείκτες φυτοπλαγκτού με το σκεπτικό της μεθόδου να βασίζεται στην παραδοχή ότι τα αρχικά στάδια του ευτροφισμού έχουν επίπτωση κυρίως στους φυτοπλαγκτονικούς οργανισμούς. Συνεπώς οι μεταβολές που

καταγράφονται στη βιοκοινωνία τους είναι δυνατόν να χρησιμοποιηθούν ως ένα σύστημα προειδοποίησης (Karydis and Tsirtsis 1996). Παρά την ευρεία αποδοχή τους οι δείκτες ποικιλότητας (diversity), ομοιομορφίας (evenness) και κυριαρχίας (dominance) δεν αποδείχτηκαν ικανοί να διαχωρίσουν τα τρία επίπεδα ευτροφισμού και κυρίως να διαφοροποιήσουν το μεσότροφο επίπεδο (Vollenweider 1992, Spellberg 1993, Death and Winterbourn 1995, Karydis and Tsirtsis 1996, Tsirtsis and Karydis 1998). Θετικότερα αποτελέσματα προέκυψαν από τη χρήση δεικτών ομοιότητας (similarity), βάσει των οποίων οι Arhonditsis et al. (2003a) κατέταξαν τους σταθμούς δειγματοληψίας της παράκτιας περιοχής της Ρόδου και του Κόλπου Γέρας σε εύτροφους, μεσότροφους και ολιγότροφους, σε συμφωνία με προγενέστερες επιστημονικές εργασίες. Σε ανάλογα θετικά αποτελέσματα οδήγησε η ανάπτυξη θεματικών χαρτών για το Σαρωνικό Κόλπο, συνδυάζοντας την πληροφορία από επτά οικολογικούς δείκτες (Kitsiou and Karydis 2000).

Παράλληλα με τους δείκτες ευτροφισμού που βασίζονται στο φυτοπλαγκτόν αναπτύχθηκαν δείκτες που συνδέονται με τη βενθική βιοκοινωνία. Οι Borja et al. (2000 & 2003) δημιούργησαν το δείκτη BI (Biotic Index) με τη μεθοδολογία τους να στηρίζεται στην κατάταξη των οργανισμών σε πέντε οικολογικές ομάδες, ανάλογα με την ανθεκτικότητά τους στην υποβάθμιση των περιβαλλοντικών συνθηκών. Για το συγκεκριμένο δείκτη αναπτύχθηκε και κλίμακα ευτροφισμού από 0 (υψηλή ποιότητα) έως 6 (χαμηλή ποιότητα), η οποία αξιολογήθηκε σε θαλάσσια οικοσυστήματα του Ατλαντικών ευρωπαϊκών ακτών και της Μεσογείου με θετικά αποτελέσματα. Επιπλέον δημιουργήθηκε μία βάση δεδομένων με 2.700 είδη βενθικών οργανισμών για να αποφεύγονται σφάλματα στην κατάταξή τους στις πέντε οικολογικές ομάδες, που πιθανώς να επηρεάσουν το τελικό αποτέλεσμα (Borja 2004).

Στο ίδιο σκεπτικό με το δείκτη BI οι Simboura and Zenetos (2002) ανέπτυξαν το δείκτη BENTIX. Η κύρια διαφορά είναι ότι οι οικολογικές ομάδες στις οποίες κατατάσσονται οι βενθικοί οργανισμοί περιορίζονται σε τρεις, καθώς όπως υποστηρίζεται κατ' αυτόν τον τρόπο μειώνεται η πιθανότητα σφάλματος στην ταξινόμηση των οργανισμών. Η κλίμακα του BENTIX είναι όμοια με αυτή του BI και η αξιολόγησή της απέδωσε αποτελέσματα σύμφωνα με την υπάρχουσα βιβλιογραφία, αν και περιορίστηκε σε θαλάσσια οικοσυστήματα του Αιγαίου Πελάγους. Σε ανάλογα οικοσυστήματα αναπτύχθηκε και ο δείκτης EEI (Ecological Evaluation Index), ο οποίος βασίζεται στον πληθυσμό των βενθικών μακροφύτων και την κατάταξή τους σε ανθεκτικά και μη-ανθεκτικά στην υποβάθμιση των περιβαλλοντικών συνθηκών (Orfanidis et al. 2001, Orfanidis et al. 2003).

Ο πλέον δημοφιλής δείκτης ευτροφισμού αναπτύχθηκε από τους Vollenweider et al. (1998) με την ονομασία TRIX. Συνδυάζει την πληροφορία από τέσσερις βιοτικούς και αβιοτικούς παράγοντες, που περιλαμβάνονται σε μετρήσεις ρουτίνας κατά τις επιστημονικές εργασίες: συγκέντρωση χλωροφύλλης-α, απόκλιση % της συγκέντρωσης οξυγόνου από το επίπεδο κορεσμού, συγκέντρωση ανόργανου αζώτου και συγκέντρωση φωσφορικών αλάτων. Για τον TRIX δημιουργήθηκε κλίμακα ευτροφισμού από 0 (υψηλή ποιότητα) έως 10 (χαμηλή ποιότητα) η οποία αξιολογήθηκε επιτυχώς σε θαλάσσια οικοσυστήματα της Αδριατικής και ακολούθως υιοθετήθηκε επισήμως από το ιταλικό κράτος. Επιπλέον, ο TRIX χρησιμοποιήθηκε επιτυχώς σε θαλάσσια οικοσυστήματα της Βαλτικής (Vascetta et al. 2004), της Βόρειας Θάλασσας (EEA 2001) και του Εύξεινου Πόντου (Moncheva et al. 2002, Parkhomenko et al. 2003). Αν και προτείνεται η χρήση του σε ευρωπαϊκό επίπεδο προκειμένου να υπάρξουν συγκρίσιμα αποτελέσματα, επικρατεί σκεπτικισμός ως προς την καταλληλότητα της κλίμακας του σε περιοχές με χαμηλότερες τιμές

συγκέντρωσης χλωροφύλλης-α και θρεπτικών αλάτων, ακόμα και κατά την εμφάνιση ευτροφικών φαινομένων, όπως το Αιγαίο Πέλαγος. Η ανάπτυξη της κλίμακας βάσει οικοσυστημάτων με ιδιαίτερα υψηλές τιμές των παραπάνω μεταβλητών, όπως η Αδριατική, πιθανώς να οδηγήσει σε υποτίμηση των ευτροφικών συνθηκών σε περιοχές με χαμηλότερα μεγέθη.

3.7 Οδηγία της Ευρωπαϊκής Ένωσης για τα Ύδατα

Η Οδηγία της Ευρωπαϊκής Ένωσης (EC 2000) για τα ύδατα είναι αποτέλεσμα πενταετούς διαδικασίας συζητήσεων και διαπραγματεύσεων. Η ανακοίνωση της στις 22/12/2000 σήμανε την έναρξη μιας νέας προσέγγισης σχετικά με τη διαχείριση των υδάτινων οικοσυστημάτων. Για πρώτη φορά κυρίαρχο ρόλο έχουν οι βιολογικές και οικολογικές παράμετροι, ενώ επιβάλλεται η εφαρμογή της Οδηγίας σε κάθε υδάτινο οικοσύστημα (Bořja 2005). Παράλληλα η διαχείριση γίνεται σε επίπεδο λεκάνης απορροής, συμπεριλαμβάνοντας τη γειτνιάζουσα θαλάσσια περιοχή. Η συγκεκριμένη Οδηγία δεν περιλαμβάνει το σύνολο των θαλασσίων οικοσυστημάτων, αλλά μόνο τα παράκτια που ορίζονται ως “οι λωρίδες θάλασσας των οποίων το πλέον απομακρυσμένο σημείο απέχει από την ακτή 1 ναυτικό μίλι”. Είναι δηλαδή συστήματα των οποίων οι φυσικές, χημικές και βιολογικές διεργασίες επηρεάζονται άμεσα από τις χερσαίες δραστηριότητες, ενώ αποτελούν και τις κυριότερες περιοχές εμφάνισης ευτροφικών φαινομένων.

Ελάχιστη επιδίωξη της Οδηγίας είναι η μη-περαιτέρω υποβάθμιση των οικολογικών συνθηκών στα ευρωπαϊκά υδάτινα οικοσυστήματα, ενώ φιλόδοξο στόχο αποτελεί η διασφάλιση “καλής” ποιότητας υδάτων έως το 2015. Η εφαρμογή της Οδηγίας προβλέπει την ίδρυση διαχειριστικών υπηρεσιών για κάθε λεκάνη απορροής και τον προσδιορισμό των επιφανειακών υδάτων που περιλαμβάνονται σε αυτή:

ποτάμια, λίμνες, μεταβατικά και παράκτια. Ακολούθως κάθε κατηγορία διακρίνεται σε επιμέρους τύπους βάσει παραμέτρων κατάταξης, οι οποίες για τα παράκτια ύδατα είναι: αλατότητα, βάθος, τύπος ιζήματος, ταχύτητα ρευμάτων, στρωματοποίηση υδάτων, έκθεση σε κυματισμό, εύρος παλίρροιας, ρυθμός ανανέωσης υδάτων, αναλογία ενδοπαλιρροιακής ζώνης και διάρκεια κάλυψης από πάγους (Vincent *et al* 2002). Απώτερος στόχος καθορισμού του τύπου είναι ο προσδιορισμός τυποχαρακτηριστικών συνθηκών αναφοράς (type-specific reference conditions), βάσει των οποίων προκύπτουν πέντε κλάσεις ποιότητας: υψηλή, καλή, μέτρια, φτωχή και κακή.

Η εφαρμογή της Οδηγίας βασίζεται στον ακριβή προσδιορισμό των συνθηκών αναφοράς και οι μέθοδοι που ακολουθούνται κατά σειρά προτεραιότητας είναι οι εξής: α) εντοπισμός περιοχής με ελάχιστη ή καθόλου ανθρωπογενή επίδραση, β) χρήση ιστορικών δεδομένων, γ) ανάπτυξη μαθηματικών μοντέλων, και δ) γνωμοδότηση ειδικών επιστημόνων. Η περιγραφή των συνθηκών αναφοράς γίνεται αποκλειστικά με βιολογικές παραμέτρους, οι οποίες για τα παράκτια ύδατα αφορούν τρεις κατηγορίες οργανισμών: φυτοπλαγκτόν, μακροφύκη και βενθικά ασπόνδυλα. Από το λόγο μεταξύ των συνθηκών αναφοράς και της τρέχουσας κατάστασης των βιολογικών στοιχείων ποιότητας προκύπτει ο Λόγος Οικολογικής Ποιότητας (Ecological Quality Ratio), η τιμή του οποίου κυμαίνεται από 0 (κακή ποιότητα) έως 1 (υψηλή ποιότητα). Το εύρος τιμών του παραπάνω λόγου ανά κατηγορία ποιότητας έχει καθοριστεί ως εξής: “υψηλή”, >0,82, “καλή”, 0,62 – 0,82, “μέτρια”, 0,41 – 0,61, “φτωχή”, 0,20 - 0,40 και “κακή”, <0,20 (REFCOND 2003). Στα συστήματα που χαρακτηρίζονται “μέτριας”, “φτωχής”, ή “κακής” οικολογικής κατάστασης επιβάλλεται βάσει Οδηγίας η λήψη μέτρων για την αναβάθμιση των περιβαλλοντικών συνθηκών. Τα μέτρα αυτά αφορούν αρχικά τον πλήρη εναρμονισμό με προγενέστερες

Κοινοτικές Οδηγίες, όπως για τα Νιτρικά (1/676/EC), τα Αστικά Απόβλητα (91/271/EC), την Ποιότητα των Υδάτων για Όστρακα (79/923/EC) και τους Επικίνδυνους Ρύπους (74/464/EC), ενώ όπου κριθεί αναγκαίο υιοθετούνται πρόσθετα.

Σε αντίθεση με τις συνθήκες αναφοράς, η αξιολόγηση της οικολογικής κατάστασης των υδάτινων οικοσυστημάτων βασίζεται σε βιολογικές, υδρο-μορφολογικές και φυσικο-χημικές παραμέτρους. Για τα παράκτια συστήματα στις δύο επιπλέον ομάδες παραμέτρων ανήκουν οι εξής: δομή και υπόστρωμα πυθμένα, διακύμανση βάθους, δομή ενδοπαλιρροιακής ζώνης, κατεύθυνση κυρίων ρευμάτων, έκθεση σε κυματισμό, διαύγεια υδάτων, θερμοκρασία, αλατότητα, συγκέντρωση οξυγόνου και θρεπτικών αλάτων. Η Οδηγία προβλέπει την εγκατάσταση δικτύων παρακολούθησης σε κάθε υδάτινο οικοσύστημα για τη συλλογή δεδομένων σχετικά με τις παραπάνω μεταβλητές, ενώ παρέχονται ποιοτικοί ορισμοί που περιγράφουν την “υψηλή”, “καλή” και “μέτρια” οικολογική κατάσταση για κάθε μία από αυτές. Επιπλέον εφαρμόζεται στον χαρακτηρισμό των συστημάτων η αρχή “one out - all out”, σύμφωνα με την οποία σε περίπτωση που η επιθυμητή οικολογική κατάσταση δεν προκύπτει για ένα από τα βιολογικά, υδρο-μορφολογικά και φυσικο-χημικά στοιχεία, τότε η συνολική οικολογική κατάσταση κρίνεται κατώτερη των απαιτήσεων. Για την αποτελεσματικότερη εφαρμογή της Οδηγίας στο σύνολο των κρατών-μελών συμφωνήθηκε το 2001 η Κοινή Στρατηγική Εφαρμογής (Common Implementation Strategy, CIS), οι συστάσεις της οποίας έχουν συμβουλευτικό, αλλά όχι δεσμευτικό χαρακτήρα.

Θεωρητικά η Κοινοτική Οδηγία για τα Ύδατα αποτελεί μια ριζοσπαστική προσέγγιση στην περιβαλλοντική διαχείριση των υδάτινων οικοσυστημάτων. Η πρακτική εφαρμογή της όμως ανέδειξε μια σειρά δυσλειτουργιών, ασαφειών και

παραλείψεων που περιορίζουν σημαντικά τη δυναμική της. Ένα από τα βασικότερα προβλήματα που προέκυψαν είναι η δυσκολία καθορισμού των συνθηκών αναφοράς, στοιχείο πάνω στο οποίο ουσιαστικά βασίζεται η μεθοδολογία της Οδηγίας. Οι Casazza *et al* (2004) και Borja *et al* (2005b) σημειώνουν ότι το μεγαλύτερο εμπόδιο για τον καθορισμό των συνθηκών αναφοράς είναι η απουσία περιοχών χωρίς ανθρωπογενή επίδραση. Παράλληλα παρατηρείται έλλειψη σε βιολογικά δεδομένα από περιοχές “υψηλής” οικολογικής κατάστασης, καθώς η προσοχή ήταν στραμμένη σε περιοχές με προβλήματα μόλυνσης. Τα παραπάνω στοιχεία σε συνδυασμό με την περιορισμένη δυνατότητα προσομοίωσης των παράκτιων συστημάτων μέσω μαθηματικών μοντέλων καθιστούν τη γνωμοδότηση ειδικών επιστημόνων ως το μοναδικό τρόπο καθορισμού των συνθηκών αναφοράς (Vincent *et al* 2002). Οι Bald *et al* (2005) και Muxika *et al* (2007) προτείνουν τη χρήση εικονικών συνθηκών αναφοράς (virtual reference conditions), ενώ ο Henriksen (2009) συνδύασε ιστορικά δεδομένα μετρήσεων δίσκου Secchi, με σύγχρονα δεδομένα συγκέντρωσης χλωροφύλλης-α. Χρησιμοποιώντας ανάλυση παλινδρόμησης προσέγγισε ιστορικές τιμές χλωροφύλλης-α, αντιπροσωπευτικές συνθηκών αναφοράς. Οι δύο μεθοδολογίες πιθανώς να αποτελούν λύση στο πρόβλημα, αλλά η έως τώρα εφαρμογή τους περιορίζεται σε Β. Ισπανία και Δανία.

Εκτός τους καθορισμού των συνθηκών αναφοράς, η επιτυχής εφαρμογή της Οδηγίας εξαρτάται και από τα προγράμματα παρακολούθησης (monitoring systems), όπου η συλλογή δεδομένων απαιτείται να είναι αξιόπιστη και συγκρίσιμης ποιότητας (Dworak 2005). Η αποτελεσματικότητα των προγραμμάτων βασίζεται στη δυνατότητα μέτρησης βιολογικών και χημικών αλλαγών στην ποιότητα των υδάτων. Η συλλογή δεδομένων αποσκοπεί στην παροχή πληροφοριών σχετικά με την αρχική ποιότητα του νερού, στην αξιολόγηση μακροπρόθεσμων αλλαγών λόγω φυσικών ή

ανθρωπογενών δραστηριοτήτων, στην καταγραφή βραχυπρόθεσμων αλλαγών όπου τα υδάτινα συστήματα δέχονται σημαντικές περιβαλλοντικές πιέσεις και εν τέλει στον καθορισμό μέτρων για την αποκατάσταση των περιβαλλοντικών συνθηκών, βάσει των απαιτήσεων της Οδηγίας. Διαπιστώνεται όμως ότι ενώ καθορίζονται οι παράμετροι αξιολόγησης της οικολογικής κατάστασης, δεν ισχύει το ίδιο για τον τρόπο χρησιμοποίησής τους, παρά μόνο για την ελάχιστη συχνότητα δειγματοληψίας, η οποία σε ορισμένες περιπτώσεις είναι ανεπαρκής για να καταγράψει τις αλλαγές που παρατηρούνται στις βιοκοινωνίες π.χ. δύο δειγματοληψίες ανά έτος για το φυτοπλαγκτόν (Moss 2008). Οι de Jonge *et al* (2006) τονίζουν ότι *“η Οδηγία θέτει ξεκάθαρους στόχους, χωρίς όμως να καθορίζει συγκεκριμένες στρατηγικές επίτευξής τους”*, καθώς οι δείκτες που χρησιμοποιούνται για την αξιολόγηση των περιβαλλοντικών συνθηκών στα παράκτια συστήματα κρίνονται ανεπαρκείς, καθιστώντας αναγκαία την ανάπτυξη νέων. Παράλληλα η Οδηγία επικεντρώνει το ενδιαφέρον σε επιλεγμένες ομάδες ειδών (φυτοπλαγκτόν, μακρόφυτα και βενθικά ασπόνδυλα για τα παράκτια συστήματα), χωρίς να διευκρινίζει για ποιο λόγο αποκλείονται άλλες ομάδες όπως ζωοπλαγκτόν ή μικροπανίδα, αποδεχόμενη κατά τρόπο αυθαίρετο ότι το υπάρχον σύστημα επαρκεί για την αξιολόγηση των συνθηκών ενός συστήματος. Συνεπώς, τα κράτη-μέλη καλούνται να επιτύχουν *“καλή οικολογική κατάσταση”* έως το 2015, αλλά τα μέσα για την επίτευξη αυτού του στόχου ακόμα αναπτύσσονται.

Ανασταλτικό παράγοντα για την επίτευξη των στόχων που θέτει η Οδηγία αποτελεί και η ασάφεια ή απουσία ορισμών, γεγονός που επιτρέπει στα κράτη-μέλη την υποκειμενική εφαρμογή της. Χαρακτηριστικό παράδειγμα αποτελεί ο ορισμός της *“υψηλής”* και *“καλής”* οικολογικής κατάστασης, με την ταυτόχρονη απουσία ανάλογου ορισμού για *“φτωχή”* και *“κακή”*. Η υψηλή κατάσταση χαρακτηρίζεται από *“καθόλου ή*

ελάχιστη ανθρωπογενή επίδραση”, χωρίς να διευκρινίζεται ο όρος “ελάχιστη”. Η καλή κατάσταση ορίζεται ως “ελαφρώς διαφορετική από την υψηλή”, χωρίς πάλι να οριοθετείται με σαφήνεια ο όρος “ελαφρώς”. Δεδομένου ότι το σημαντικότερο όριο για τη λήψη μέτρων είναι μεταξύ “καλής” και “μέτριας” οικολογικής κατάστασης, η ασάφεια του ορισμού της πρώτης επιτρέπει την αποφυγή νομικών κυρώσεων στα λιγότερο πρόθυμα για επενδύσεις κράτη-μέλη (Moss 2008). Επιπλέον στην Οδηγία αναφέρεται ότι “τα κράτη-μέλη υποχρεούνται να βελτιώνουν, να προστατεύουν και να αποκαθιστούν κάθε υδάτινο οικοσύστημα, με σκοπό να επιτύχουν καλή οικολογική κατάσταση”. Επομένως, αν και καθορίζονται επακριβώς τα μέτρα που πρέπει να ληφθούν και υπάρχει νομική δέσμευση προς αυτή την κατεύθυνση, δεν υφίσταται ουσιαστική υποχρέωση για την επίτευξη καλής κατάστασης (Kallis & Butler 2001). Ανάλογοι συμβιβασμοί πραγματοποιήθηκαν και σχετικά με το χρονοδιάγραμμα της Οδηγίας, καθώς το αρχικό σχέδιο προέβλεπε διάρκεια δέκα ετών (έως 2010), χωρίς καμία χρονική παράταση (DETR, 1999). Αντίθετα το τελικό κείμενο καθορίζει την προθεσμία στα δεκαπέντε έτη (έως 2015), με δυνατότητα παράτασης δώδεκα ετών (έως 2027) σε περιπτώσεις που συντρέχουν ικανοί λόγοι. Είναι προφανές ότι η προσπάθεια περιορισμού του κόστους εφαρμογής της Οδηγίας υπερίσχυσε του περιβαλλοντικού χαρακτήρα της.

Συμπερασματικά, οι επιστήμονες που οραματίστηκαν την Οδηγία για τα Ύδατα στόχευαν σε μια ριζοσπαστική οικολογική προσέγγιση σχετικά με τη διαχείριση των υδάτινων οικοσυστημάτων. Οι πολιτικοί υπεύθυνοι που ανέλαβαν την υλοποίηση του σχεδίου δεν απέφυγαν του συμβιβασμούς και το τελικό αποτέλεσμα προέκυψε με σημαντικές δυσκολίες εφαρμογής, περιορισμένη νομική ισχύ και αβέβαιο αποτέλεσμα στο τέλος του χρονοδιαγράμματος.

4. ΠΡΟΣΟΜΟΙΩΣΗ ΔΕΔΟΜΕΝΩΝ ΕΥΤΡΟΦΙΣΜΟΥ

4.1 Γενικά

Ο ευτροφισμός αποτελεί το κυριότερο ζήτημα παράκτιας διαχείρισης των τελευταίων τριάντα ετών. Ο εμπλουτισμός των θαλασσίων υδάτων με άλατα φωσφόρου και αζώτου διεγείρει τη φυτική ανάπτυξη και οδηγεί σε αυξημένη συγκέντρωση χλωροφύλλης-α και φυτοπλαγκτονικής βιομάζας (Goldberg 1995). Δεδομένου ότι τα θρεπτικά άλατα και το φυτοπλαγκτόν είναι μεταβλητές ενσωματωμένες στο οικοσύστημα και ο διαχωρισμός μεταξύ φυσικών και ανθρωπογενών φορτίων είναι αδύνατος, προκύπτει το εξής ερώτημα: ποια είναι τα όρια της μεταβλητότητας στη συγκέντρωση θρεπτικών αλάτων και φυτοπλαγκτονικής βιομάζας ώστε να χαρακτηρισθούν εκτός “κανονικών συνθηκών”; Για να απαντηθεί το συγκεκριμένο ερώτημα υπήρξε προσπάθεια καθορισμού οριακών τιμών που χαρακτηρίζουν ολιγότροφες και εύτροφες συνθήκες (Giovanardi and Tromellini 1992, Ignatiades et al. 1992, Stefanou et al. 2000, Ignatiades 2005). Η βασική ιδέα ήταν η δημιουργία κανονικών κατανομών, προκειμένου το παραπάνω ερώτημα να απαντηθεί στο πεδίο των παραμετρικών στατιστικών μεθόδων. Η μέθοδος που εφαρμόστηκε από τους Ignatiades et al. (1992) και Ignatiades (2005) ήταν η Ανάλυση Κατανομής Συχνοτήτων (Frequency Distribution Analysis) (Sokal and Rohlf 1981). Βάσει αυτής προέκυπταν κανονικοποιημένες μεταβλητές από την εφαρμογή αντίστροφου μετασχηματισμού σε λογαριθμημένα δεδομένα, με τη μικρότερη δυνατή αλλοίωση της πρωτογενούς πληροφορίας.

Λαμβάνοντας υπόψη ότι ο ευτροφισμός χαρακτηρίζεται από χωρικές και χρονικές διακυμάνσεις, είναι σημαντική η δυνατότητα αξιολόγησης των ευτροφικών συνθηκών στο χώρο και το χρόνο: συγκρίσεις μεταξύ α) διαφορετικών τοποθεσιών για την αξιολόγηση των χωρικών τάσεων του φαινομένου, και β) διαφορετικών

χρονικών περιόδων για τον εντοπισμό χρονικών τάσεων. Μετασχηματισμένα (κανονικοποιημένα) δεδομένα χρησιμοποιούνται για την εφαρμογή στατιστικών μεθόδων με στόχο την ανίχνευση φυσικών τάσεων. Εντούτοις, παρουσιάζονται δύο προφανή προβλήματα: Το πρώτο αφορά το μέγεθος του δείγματος, το οποίο αν είναι μικρό η ισχύς των μεθόδων εμφανίζεται μειωμένη. Το δεύτερο πρόβλημα σχετίζεται με την ισότητα του αριθμού των παρατηρήσεων. Σύνολα δεδομένων με άνισο αριθμό παρατηρήσεων πιθανώς να παρουσιάζουν δυσκολίες στην εφαρμογή πολύπλοκων στατιστικών μεθοδολογιών (Potvin and Roff 1993). Μια πιθανή λύση είναι η τυχαία επιλογή παρατηρήσεων (από το αρχικό σύνολο δεδομένων), προκειμένου να εφαρμοστεί η στατιστική ανάλυση ανεξάρτητα από τα προαναφερθέντα προβλήματα.

Στην παρούσα ενότητα χρησιμοποιήθηκαν σύνολα δεδομένων από δίκτυο σταθμών δειγματοληψίας του Σαρωνικού Κόλπου (Ignatiades et al. 1981a,b, Ignatiades et al 1983). Πραγματοποιήθηκε σύγκριση των σταθμών δειγματοληψίας βάσει συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων και παραμέτρων φυτοπλαγκτονικής βιομάζας. Οι συγκρίσεις διεξήχθησαν σε αρχικά δεδομένα (μέθοδος Kruskal-Wallis) και μετασχηματισμένα δεδομένα (Ανάλυση Διακύμανσης). Επιπλέον, διενεργήθηκαν οι επιμέρους συγκρίσεις μεταξύ των σταθμών (post-hoc comparisons) για κάθε μεταβλητή. Στόχος ήταν η επιλογή του συνόλου δεδομένων μεταξύ του αρχικού, λογαριθμικού μετασχηματισμού, Box-Cox μετασχηματισμού και προσομοίωσης κανονικής κατανομής, με τη μεγαλύτερη δυνατότητα διαχωρισμού των ευτροφικών επιπέδων και η εξέταση της ενίσχυσης της διακριτικής ικανότητας των στατιστικών μεθόδων, λόγω χρήσης δεδομένων προσομοίωσης.

4.2 Μεθοδολογία

4.3 Προέλευση Δεδομένων

Οι μεταβλητές που συμπεριελήφθησαν στην παρούσα ενότητα είναι η συγκέντρωση θρεπτικών αλάτων (φωσφορικών, νιτρικών, νιτρωδών και αμμωνιακών) και η φυτοπλαγκτονική βιομάζα (χλωροφύλλη-α και κυτταρικός αριθμός φυτοπλαγκτού). Τα σύνολα δεδομένων προέρχονται από το δίκτυο σταθμών δειγματοληψίας S1-S9 του Σαρωνικού Κόλπου (Ignatiades et al. 1981, 1982). Το βάθος δειγματοληψίας ήταν 1 μέτρο. Βάσει προγενέστερων επιστημονικών εργασιών, οι παραπάνω σταθμοί έχουν ήδη χαρακτηριστεί ως προς το ευτροφικό τους επίπεδο: οι S1 και S2 κατατάσσονται στο εύτροφο περιβάλλον, ενώ οι S3-S9 στο μεσότροφο (Karydis et al. 1983a, Ignatiades et al. 1992, Karydis 1992, Moriki and Karydis 1994, Karydis 1996, Kitsiou and Karydis 2001).

4.4 Επεξεργασία Δεδομένων

4.4.1 Μετασχηματισμοί

Πραγματοποιήθηκε έλεγχος κανονικότητας των έξι μεταβλητών. Στην πλειοψηφία των περιπτώσεων τα περιβαλλοντικά δεδομένα δεν ακολουθούν την κανονική κατανομή (Heyman et al. 1984) και γι' αυτό εφαρμόστηκε ο μετασχηματισμός τους. Η κανονικοποίηση των μεταβλητών πραγματοποιήθηκε με δύο τρόπους: α) λογαριθμικός μετασχηματισμός, καθώς οι περιβαλλοντικές μεταβλητές συνήθως εμφανίζουν δεξιά ασυμμετρία (right skewed) και ακολουθούν τη λογαριθμο-κανονική κατανομή (log-normal distribution). Συνεπώς η λογαρίθμηση των παρατηρήσεων σε αυτή την περίπτωση οδηγεί σε κανονική κατανομή (Jongman et al. 1987), και β) Box-Cox μετασχηματισμός ως μια πιο ευέλικτη συνάρτηση

κανονικοποίησης. Για κάθε αρχική τιμή Z η μετασχηματισμένη τιμή ZT προκύπτει από τις παρακάτω εξισώσεις:

$$ZT = \frac{(Z + \lambda_2)^{\lambda_1} - 1}{\lambda_1 g^{(\lambda_1 - 1)}} \quad \text{αν } \lambda_1 > 0$$

$$ZT = g \ln(Z + \lambda_2) \quad \text{αν } \lambda_1 = 0$$

Όπου, g : ο γεωμετρικός μέσος του $Z + \lambda_2$.

λ_1 : παράμετρος που καθορίζει την ισχύ του μετασχηματισμού

λ_2 : σταθερά που προστίθεται στις αρχικές τιμές πριν την εφαρμογή του μετασχηματισμού (Box and Cox 1964).

Η καλή εφαρμογή της κανονικής ελέγχθηκε με τη δοκιμή Kolmogorov-Smirnov (Zar 1999).

4.4.2 Αντίστροφος Μετασχηματισμός

Για τον μελετητή η χρήση της φυσικής κλίμακας των μεταβλητών είναι ιδιαίτερα χρήσιμη, καθώς καθιστά ευκολότερη την κατανόηση και ερμηνεία των χαρακτηριστικών του οικοσυστήματος. Για το λόγο αυτό πραγματοποιήθηκε αντίστροφος μετασχηματισμός στα λογαριθμημένα δεδομένα. Ο αντί-λογάριθμος του μέσου των $\text{Log}(Z)$ τιμών είναι ο γεωμετρικός μέσος των αρχικών δεδομένων. Στην περίπτωση κανονικοποίησης της αρχικής μεταβλητής με λογαρίθμηση, η τιμή του γεωμετρικού μέσου είναι πολύ κοντά στη διάμεσο των αρχικών τιμών. Επομένως, υπολογίζοντας τον αντι-λογάριθμο της μέσης τιμής των μετασχηματισμένων δεδομένων, η απόκλιση που παρατηρείται από τη διαφορά μεταξύ του γεωμετρικού μέσου και της διαμέσου των αρχικών δεδομένων είναι αμελητέα. Αντίθετα, για την τυπική απόκλιση δεν μπορεί να υπάρξει αντίστροφος μετασχηματισμός, καθώς δεν

έχει στατιστική ερμηνεία (Krebs 1999). Αντ' αυτού προτείνεται μια διαφορετική προσέγγιση (Schwarz 2005, Tisdell 2006) για τον υπολογισμό της τυπικής απόκλισης:

$$S_{back-transformed} = S_{log-transformed} * 10^{\bar{X}_{log-transformed}}$$

όπου $S_{back-transformed}$: η τιμή της τυπικής απόκλισης μετά τον αντίστροφο μετασχηματισμό, $S_{log-transformed}$: η τιμή της τυπικής απόκλισης των λογαριθμημένων τιμών, και $\bar{X}_{log-transformed}$: η μέση τιμή των λογαριθμημένων δεδομένων.

4.4.3 Προσομοίωση Κανονικής Κατανομής

Χρησιμοποιώντας τη μέση τιμή και την τυπική απόκλιση από τον αντίστροφο μετασχηματισμό, διενεργήθηκε προσομοίωση κανονικής κατανομής για κάθε σταθμό και μεταβλητή. Ο αριθμός των παρατηρήσεων ανά σταθμό ορίστηκε ίσος με αυτόν των αρχικών δεδομένων.

4.4.4 Σύγκριση Σταθμών Δειγματοληψίας

Ανάλυση Διακύμανσης: εφαρμόστηκε προκειμένου να διερευνηθεί η ύπαρξη σημαντικών διαφορών μεταξύ των εννέα σταθμών για κάθε μεταβλητή. Χρησιμοποιήθηκαν τρία σύνολα δεδομένων: α) τιμές λογαριθμικού μετασχηματισμού, β) τιμές Box-Cox μετασχηματισμού, και γ) τιμές προσομοίωσης. Όπου διαπιστώθηκαν στατιστικά σημαντικές διαφορές διενεργήθηκαν επιμέρους συγκρίσεις ανά ζεύγος σταθμών με τη δοκιμή T2 (Tamhane 1979, Zar 1999). Η συγκεκριμένη δοκιμή παρουσιάζει ανθεκτικότητα σε περιπτώσεις ανισότητας των διακυμάνσεων

μεταξύ των πληθυσμών. Επιπρόσθετα, συχνά οδηγεί σε πιθανότητα σφάλματος Τύπου I χαμηλότερη από την τιμή α που έχει οριστεί (Zar 1999).

Kruskal-Wallis: αποτελεί τη μη παραμετρική εκδοχή της Ανάλυσης Διακύμανσης, βάσει διάταξης των παρατηρήσεων (ranks) και δεν προϋποθέτει κανονικότητα των μεταβλητών. Εφαρμόστηκε στα αρχικά δεδομένα για την ανίχνευση σημαντικών διαφορών μεταξύ των εννέα σταθμών για κάθε μεταβλητή. Σε περίπτωση σημαντικού αποτελέσματος διεξήχθησαν επιμέρους συγκρίσεις, όπως αυτές περιγράφονται από τους Siegel and Castellan (1988), προκειμένου να εξακριβωθούν τα ζεύγη σταθμών που διαφέρουν σημαντικά.

4.5 Αποτελέσματα

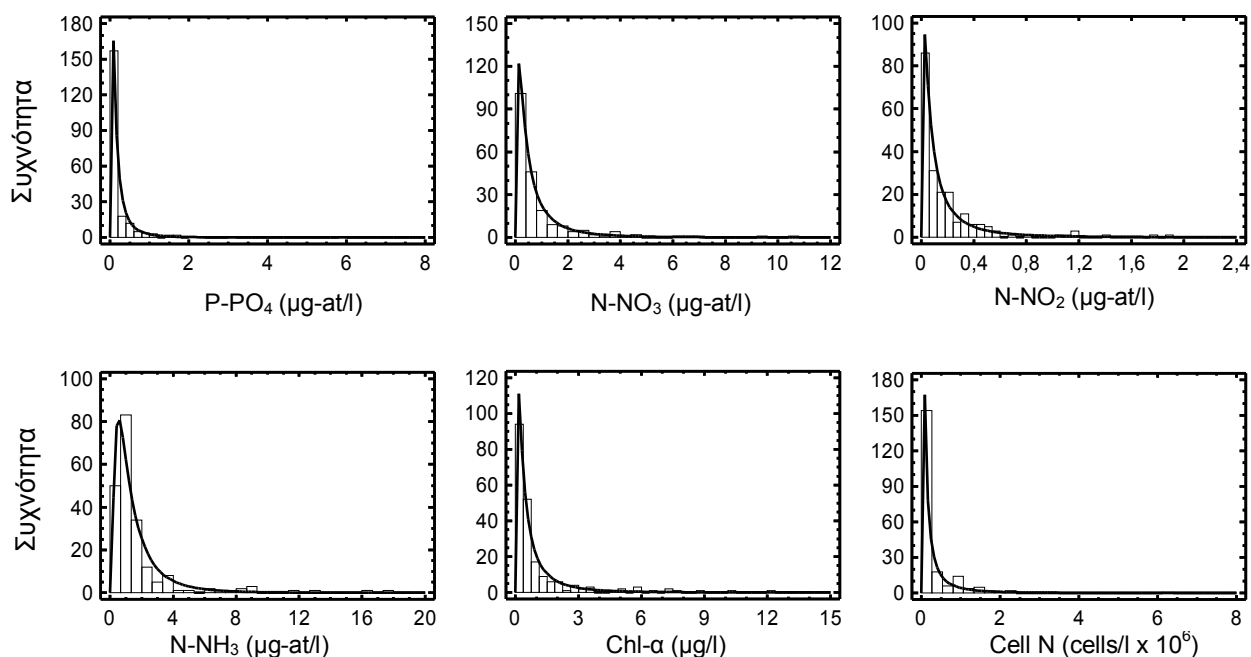
Στοιχεία περιγραφικής στατιστικής για τα αρχικά και μετασχηματισμένα σύνολα τιμών παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.1. Παράλληλα αναφέρονται τα αποτελέσματα της δοκιμής Kolmogorov-Smirnov σχετικά με την καλή εφαρμογή της κανονικής κατανομής στα μετασχηματισμένα δεδομένα. Στα λογαριθμημένα σύνολα δεδομένων παρατηρείται κανονικότητα των μεταβλητών στις πέντε από τις έξι περιπτώσεις. Εξαίρεση αποτελεί η συγκέντρωση αμμωνίας, για την οποία καταγράφεται σημαντική απόκλιση από την κανονική κατανομή. Ο Box-Cox μετασχηματισμός εμφανίζεται δραστικότερος κανονικοποιώντας το σύνολο των μεταβλητών. Γενικά, οι δύο μετασχηματισμοί οδηγούν σε παρόμοια αποτελέσματα, παραπέμποντας σε λογαριθμο-κανονική κατανομή των αρχικών δεδομένων, τα οποία εμφανίζουν έντονη ασυμμετρία προς τα δεξιά. Η προς τα δεξιά ασυμμετρία των έξι μεταβλητών παρουσιάζεται στο Γράφημα 4.1.

Η σχετικά μικρή συχνότητα των χαμηλότερων τιμών συγκέντρωσης αμμωνίας παραπέμπει σε απόκλιση από την λογαριθμο-κανονική κατανομή, γεγονός που

Πίνακας 4.1. Στοιχεία περιγραφικής στατιστικής για τα θρεπτικά άλατα και τη φυτοπλαγκτονική βιομάζα (α) αρχικά δεδομένα: διάμεσος και 1^ο-3^ο τεταρτημόριο (Q₂₅, Q₇₅) (β) δεδομένα λογαριθμικού μετασχηματισμού: μέσος ± τυπική απόκλιση (γ) δεδομένα Box-Cox μετασχηματισμού: μέσος ± τυπική απόκλιση; οι τιμές λ₁ του μετασχηματισμού επίσης παραθέτονται.

Μεταβλητή	Αρχικά Δεδομένα	Λογαριθμικός Μετασχηματισμός	Box&Cox Μετασχηματισμός	τιμές λ ₁
P-PO₄ (μg-at/l)	0,11 (0,06 , 0,20)	-0,92 ± 0,51*	0,76 ± 0,14*	-0,09
N-NO₃ (μg-at/l)	0,41 (0,21 , 0,91)	-0,34 ± 0,51*	0,64 ± 0,54*	-0,03
N-NO₂ (μg-at/l)	0,09 (0,03 , 0,24)	-1,05 ± 0,56*	0,79 ± 0,12*	-0,01
N-NH₃ (μg-at/l)	1,09 (0,67 , 1,69)	0,05 ± 0,38	1,07 ± 0,97*	-0,18
Chl-α (μg/l)	0,45 (0,19 , 0,81)	-0,34 ± 0,53*	0,62 ± 0,56*	-0,13
Cell N (cells/l)	0,73x10 ⁹ (0,20x10 ⁹ , 2,73x10 ⁹)	4,92 ± 0,72*	1,4x10 ⁶ ±1,4x10 ⁵ *	-0,067

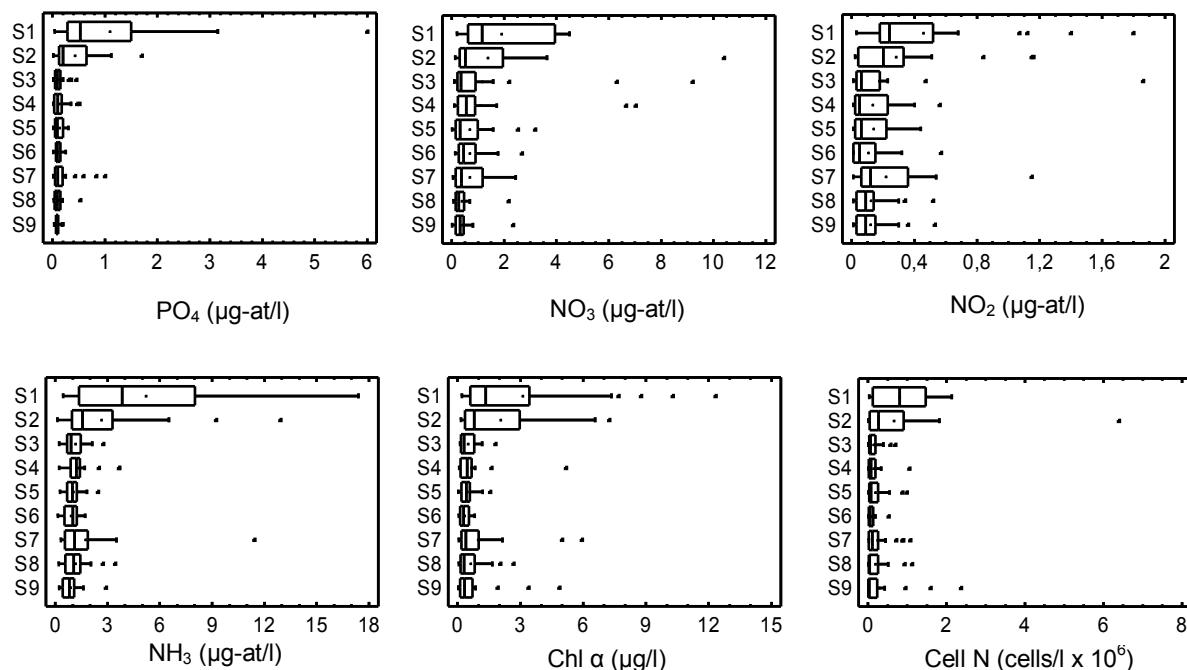
* καλή εφαρμογή κανονικής κατανομής σε επίπεδο σημαντικότητας α = 0,05.



Γράφημα 4.1. Κατανομή συχνοτήτων θρεπτικών αλάτων και φυτοπλαγκτονικής βιομάζας.

πιθανώς δικαιολογεί την αδυναμία κανονικοποίησής τους με λογαριθμικό μετασχηματισμό. Οι τιμές συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων, χλωροφύλλης-α και φυτοπλαγκτονικών κυττάρων για τους εννέα σταθμούς δειγματοληψίας παρουσιάζονται στο Γράφημα 4.2. Η συγκέντρωση φωσφορικών αλάτων στους σταθμούς S1 και S2 είναι υψηλή συγκριτικά με τους υπόλοιπους (S3-S9). Ανάλογη εικόνα παρουσιάζει και η συγκέντρωση νιτρικών αλάτων, με τη διαφορά τιμών μεταξύ εύτροφης (S1-S2) και μεσότροφης ομάδας (S3-S9) να είναι λιγότερο έντονη. Επιπλέον, ο σταθμός S7 εμφανίζει αυξημένες τιμές σε σχέση με τους υπόλοιπους της ίδιας ομάδας. Η διαφορά τιμών μεταξύ εύτροφης και μεσότροφης ομάδας είναι ακόμα χαμηλότερη στην περίπτωση των νιτροδών αλάτων. Οι τιμές συγκέντρωσης αμμωνίας και χλωροφύλλης-α είναι της ίδιας μορφής: υψηλές στους σταθμούς S1 και S2 και χαμηλότερες στη μεσότροφη ομάδα, με εξαίρεση το σταθμό S7. Ο κυτταρικός αριθμός φυτοπλαγκτού παρουσιάζει αισθητά αυξημένες τιμές στους σταθμούς S1 και S2 και ομοιόμορφα χαμηλές στους υπόλοιπους. Γενικά παρατηρείται ένας ξεκάθαρος διαχωρισμός των εύτροφων σταθμών S1 και S2 από τη μεσότροφη ομάδα (S3-S9), με τον σταθμό S7 να εμφανίζει υψηλότερες τιμές στις τέσσερις από τις έξι μεταβλητές από τους υπόλοιπους της ομάδας του.

Τα αποτελέσματα σύγκρισης των τιμών συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων, χλωροφύλλης-α και φυτοπλαγκτονικών κυττάρων με τη μέθοδο Kruskal-Wallis για τα αρχικά σύνολα δεδομένων και την Ανάλυση Διακύμανσης για τις μετασχηματισμένες τιμές και τα δεδομένα προσομοίωσης παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.2. Σε κάθε περίπτωση διαπιστώθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ των εννέα σταθμών σε επίπεδα $\alpha=0,01$. Συγκρίνοντας τις δύο μεθόδους μετασχηματισμού (λογαριθμικός και Box-Cox) οι τιμές F εμφανίζονται σχεδόν ίσες. Οι υψηλότερες τιμές F παρατηρούνται για τα σύνολα προσομοίωσης κανονικής κατανομής.



Γράφημα 4.2. Διάγραμμα Box-and-Whisker της συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων, χλωροφύλλης-α και φυτοπλακτονικών κυττάρων στους εννιά σταθμούς δειγματοληψίας.

Πίνακας 4.2. Αποτελέσματα μεθόδου Kruskal – Wallis για τα αρχικά δεδομένα και Ανάλυσης Διακύμανσης για τιμές μετασχηματισμού και προσομοίωσης κανονικής κατανομής.

Σύνολα Τιμών	Στατιστικό Κριτήριο	P-PO ₄	N-NO ₃	N-NO ₂	N-NH ₃	Chl-α	Cell N
Αρχικά	H	55,78**	29,54**	30,85**	39,95**	37,02**	31,51**
Λογαριθμικός Μετασχηματισμός	F	11,72**	4,64**	4,68**	8,52**	7,00**	5,06**
Box-Cox Μετασχηματισμός	F	10,38**	4,62**	4,67**	7,22**	6,28**	4,88**
Προσομοίωσης	F	97,97**	43,94**	56,63**	62,21**	68,89**	76,04**

* στατιστικά σημαντικό αποτέλεσμα για $\alpha = 0,05$ (H = 15,5 & F = 1,98)

** στατιστικά σημαντικό αποτέλεσμα για $\alpha = 0,01$ (H = 20,09 & F = 2,60)

Οι επί μέρους συγκρίσεις των σταθμών δειγματοληψίας, που ακολουθούν τη μέθοδος Kruskal-Wallis, παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.3. Βάσει αποτελεσμάτων για

τη συγκέντρωση φωσφορικών αλάτων, σταθμός S1 διαφέρει σημαντικά από τη μεσότροφη ομάδα (S3-S9), με την οποία εμφανίζει ορισμένες διαφορές και ο σταθμός S2. Τα αντίστοιχα αποτελέσματα για τη συγκέντρωση νιτρικών αλάτων δεν παραπέμπουν σε ανάλογη διακριτική ικανότητα: οι μοναδικές σημαντικές διαφορές καταγράφονται μεταξύ του σταθμού S1 και τεσσάρων μεσότροφων σταθμών. Η συγκέντρωση νιτρικών αλάτων δε διαφέρει σημαντικά μεταξύ εννέα σταθμών, ενώ για τη συγκέντρωση αμμωνίας ο σταθμός S1 διαφέρει από τη μεσότροφη ομάδα (με εξαίρεση το σταθμό S7) και ο σταθμός S2 από τον μεσότροφο S9. Οι μη παραμετρικές επί μέρους συγκρίσεις για τη συγκέντρωση χλωροφύλλης-α επίσης ανέδειξαν στατιστικά σημαντικές διαφορές μεταξύ του S1 και της μεσότροφης ομάδας, ενώ ο σταθμός S2 διαφέρει από τον μεσότροφο S6. Για τον κυτταρικό αριθμό φυτοπλαγκτού οι διαφορές περιορίζονται μεταξύ του σταθμού S1 και ορισμένων από τη μεσότροφη ομάδα.

Τα αποτελέσματα των επί μέρους συγκρίσεων βάσει της δοκιμής T2 του Tamhane για της λογαριθμημένες τιμές παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.4. Η συγκέντρωση φωσφορικών αλάτων εμφανίζει στατιστικά σημαντικές διαφορές μεταξύ του S1 και της μεσότροφης ομάδας (S3-S9), σε επίπεδο σημαντικότητας $\alpha=0,01$. Παράλληλα, ο εύτροφος σταθμός S2 διαφέρει σημαντικά από τους μεσότροφους S4, S6, S8 και S9 ($\alpha=0,05$). Αντίθετα, στην περίπτωση της συγκέντρωσης νιτρικών αλάτων, οι σημαντικές διαφορές εντοπίζονται μεταξύ του σταθμού S1 και ορισμένων μεσότροφων. Ανάλογη εικόνα παρατηρείται για τη συγκέντρωση νιτρικών αλάτων, ενώ για τη συγκέντρωση αμμωνίας ο σταθμός S1 διαφέρει από τη μεσότροφη ομάδα. Οι λογαριθμημένες τιμές συγκέντρωσης χλωροφύλλης-α παρουσιάζουν σημαντικές διαφορές μεταξύ του σταθμού S1 και της μεσότροφης ομάδας, καθώς και σε δύο περιπτώσεις σύγκρισης του σταθμού S2 (S2-S5 και S2-S6). Ο εύτροφος σταθμός S1

διαφέρει από τη μεσότροφη ομάδα και στην περίπτωση του κυτταρικού αριθμού ($\alpha=0,01$), χωρίς όμως να παρατηρούνται άλλες διαφορές.

Πίνακας 4.3. Επί μέρους συγκρίσεις ανά ζεύγη για τα αρχικά δεδομένα, μεταξύ των σταθμών δειγματοληψίας και για τις έξι μεταβλητές.

(α)

Φωσφορικά (P-PO₄)

Σταθμός	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
S1		0,66	0,97**	0,96**	0,96**	0,99**	0,89**	0,98**	1,00**
S2	0,52		0,31*	0,30*	0,30	0,33*	0,23	0,32*	0,34*
S3	0,74	0,22		-0,01	-0,01	0,02	-0,08	0,01	0,03
S4	0,80	0,28	0,06		0,00	0,03	-0,07	0,02	0,04
S5	1,21*	0,69	0,47	0,41		0,03	-0,07	0,02	0,04
S6	1,22	0,70	0,48	0,42	0,01		-0,10	-0,01	0,01
S7	1,22*	0,70	0,48	0,42	0,01	0,00		0,09	0,11
S8	1,52**	1,00	0,78	0,72	0,31	0,30	0,30		0,02
S9	1,50**	0,98	0,76	0,70	0,29	0,28	0,28	-0,02	

Νιτρικά (N-NO₃)

(β)

Νιτρώδη (N-NO₂)

Σταθμός	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
S1		0,18	0,28	0,33	0,32	0,35	0,24	0,34	0,34
S2	2,54		0,10	0,15	0,14	0,17	0,06	0,16	-0,06
S3	4,05**	1,51		0,05	0,04	0,07	-0,04	0,06	0,06
S4	3,87	1,33	-0,18		-0,01	0,02	-0,09	0,01	0,01
S5	4,18**	1,64	0,13	0,31		0,03	-0,08	0,02	0,02
S6	4,30**	1,76	0,25	0,43	0,12		-0,11	-0,01	-0,01
S7	3,47	0,93	-0,58	-0,40	-0,71	-0,83		0,10	0,10
S8	4,05**	1,51	0,00	0,18	-0,13	-0,25	0,58		0,00
S9	4,34**	1,80*	0,29	0,47	0,16	0,04	0,87	0,29	

Αμμωνία (N-NH₃)

(γ)

Χλωροφύλλη – α

Σταθμός	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
S1		1,07	2,62**	2,45*	2,66**	2,79**	2,14*	2,50**	2,38**
S2	1,41		1,55	1,38	1,59	1,72**	1,07	1,43	1,31
S3	6,57**	5,16		-0,17	0,04	0,17	-0,48	-0,12	-0,24
S4	6,57*	5,16	0,00		0,21	0,34	-0,31	0,05	-0,07
S5	6,18	4,77	-0,39	-0,39		0,13	-0,52	-0,16	-0,28
S6	7,13**	5,72	0,56	0,56	0,95		-0,65	-0,29	-0,41
S7	5,62	4,21	-0,95	-0,95	-0,56	-1,51		0,36	0,24
S8	6,15**	4,74	-0,42	-0,42	-0,03	-0,98	0,53		-0,12
S9	5,18**	3,77	-1,39	-1,39	-1,00	-1,95	-0,44	-0,97	

Κυτταρικός Αριθμός Φυτοπλαγκτού (x10⁵)

Πίνακας 4.4. Επί μέρους συγκρίσεις ανά ζεύγη για τα δεδομένα λογαριθμικού μετασχηματισμού, μεταξύ των σταθμών δειγματοληψίας και για τις έξι μεταβλητές.

(α) **Φωσφορικά (P-PO₄)**

Σταθμός	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
S1		0,38	0,84**	0,92**	0,80**	0,87**	0,80**	0,84**	0,85**
S2	0,27		0,46	0,53*	0,42	0,49*	0,41	0,46*	0,47*
S3	0,41	0,14		0,08	-0,03	0,03	-0,04	0,00	0,01
S4	0,38	0,11	-0,03		-0,11	-0,04	-0,12	-0,07	-0,07
S5	0,57*	0,30	0,16	0,20		0,07	0,00	0,04	0,04
S6	0,41*	0,13	0,00	0,03	-0,17		-0,08	-0,03	-0,02
S7	0,49*	0,22	0,08	0,11	-0,08	0,09		0,05	0,05
S8	0,67**	0,40	0,26	0,30	0,10	0,27	0,18		0,01
S9	0,69**	0,41	0,28	0,31	0,11	0,28	0,19	0,01	

Νιτρικά (N-NO₃)

(β) **Νιτρώδη (N-NO₂)**

Σταθμός	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
S1		0,35	0,64**	0,63**	0,64**	0,78**	0,40	0,61**	0,64**
S2	0,32		0,29	0,28	0,29	0,43	0,04	0,26	0,28
S3	0,53**	0,22		-0,01	0,00	0,14	-0,25	-0,03	0,00
S4	0,48**	0,17	-0,05		0,01	0,15	-0,24	-0,02	0,00
S5	0,57**	0,25	0,03	0,08		0,14	-0,24	-0,03	0,00
S6	0,63**	0,32	0,10	0,15	0,06		-0,39	-0,17	-0,14
S7	0,45*	0,13	-0,09	-0,03	-0,12	-0,18		0,22	0,24
S8	0,55**	0,24	0,02	0,07	-0,01	-0,08	0,11		0,02
S9	0,67**	0,36	0,14	0,19	0,10	0,04	0,22	0,12	

Αμμωνία (N-NH₃)

(γ) **Χλωροφύλλη - α**

Σταθμός	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
S1		0,19	0,65**	0,62**	0,70**	0,82**	0,56*	0,65**	0,67**
S2	0,38		0,46	0,43	0,51*	0,62**	0,37	0,46	0,47
S3	0,81**	0,44		-0,03	0,04	0,16	-0,09	0,00	0,01
S4	0,78**	0,40	-0,04		0,08	0,19	-0,06	0,03	0,04
S5	0,71**	0,33	-0,11	-0,07		0,12	-0,14	-0,05	-0,03
S6	0,98**	0,60	0,16	0,20	0,27		-0,26	-0,16	-0,15
S7	0,66**	0,28	-0,16	-0,12	-0,05	-0,32		0,09	0,11
S8	0,88**	0,50	0,07	0,10	0,17	-0,10	0,22		0,01
S9	0,94**	0,56	0,12	0,16	0,23	-0,04	0,28	0,06	

Κυτταρικός Αριθμός Φυτοπλαγκτού

Στον Πίνακα 4.5 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα των επί μέρους συγκρίσεων για τα δεδομένα Box-Cox μετασχηματισμού. Η γενική εικόνα είναι ανάλογη με αυτή που περιγράφεται για τις λογαριθμημένες τιμές. Αντίθετα, τα αποτελέσματα των συγκρίσεων για τα δεδομένα προσομοίωσης (Πιν. 4.6) παρουσιάζουν μεγαλύτερο αριθμό στατιστικά σημαντικών διαφορών, οι περισσότερες εκ των οποίων παρατηρούνται σε επίπεδο σημαντικότητας $\alpha=0,01$. Επιπλέον, καταγράφονται σημαντικές διαφορές μεταξύ των σταθμών της μεσότροφης ομάδας, γεγονός που δεν παρατηρείται στα προηγούμενα σύνολα τιμών. Γενικά, όταν χρησιμοποιούνται πραγματικά δεδομένα, σε φυσική κλίμακα ή μετασχηματισμένα, η υψηλότερη διακριτική ικανότητα παρουσιάζεται στα δεδομένα λογαριθμικού μετασχηματισμού. Εντούτοις, η υψηλότερη διακριτική ικανότητα καταγράφεται στην περίπτωση των δεδομένων προσομοίωσης κανονικής κατανομής.

4.6 Συζήτηση

Η εφαρμογή της Ανάλυσης Διακύμανσης είναι μία συνήθης πρακτική στη μελέτη περιβαλλοντικών ζητημάτων, σε συνδυασμό με τις επί μέρους συγκρίσεις που την ακολουθούν όταν προκύπτουν στατιστικά σημαντικά αποτελέσματα. Τα αρχικά δεδομένα κανονικοποιούνται εύκολα με τη χρήση ισχυρών μετασχηματισμών, εκ των οποίων ο λογαριθμικός είναι ο πλέον αποτελεσματικός στη βελτίωση της συμμετρίας, ομοσκεδαστικότητας και γραμμικότητας. Σε βιβλιογραφική έρευνα για τη χρονική περίοδο 1982-4 στα επιστημονικά περιοδικά *Ecology*, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *Marine Biology and Oceanologia* (Berlin) σε σύνολο 3.350 εργασιών οι 529 περιλάμβαναν ανάλυση διακύμανσης κι επί μέρους συγκρίσεις (Day and Quinn 1989). Η ίδια μεθοδολογία έχει εφαρμοστεί και για τον εντοπισμό τάσεων ρύπανσης και το διαχωρισμό μεταξύ διαφορετικών επιπέδων αν-

Πίνακας 4.5. Επί μέρους συγκρίσεις ανά ζεύγη για τα δεδομένα Box-Cox μετασχηματισμού, μεταξύ των σταθμών δειγματοληψίας και για τις έξι μεταβλητές.

(α)

Φωσφορικά (P-PO₄)

Σταθμός	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
S1		0,10	0,22**	0,21**	0,24**	0,23**	0,21**	0,22**	0,22**
S2	0,28		0,12	0,15*	0,11	0,13	0,12	0,12	0,12
S3	0,43	0,14		0,03	-0,01	0,01	-0,01	0,00	0,00
S4	0,39	0,11	-0,04		-0,04	-0,02	-0,03	-0,03	-0,03
S5	0,60*	0,32	0,18	0,21		0,02	0,00	0,01	0,01
S6	0,42*	0,14	-0,01	0,03	-0,19		-0,02	-0,01	-0,01
S7	0,51*	0,23	0,09	0,12	-0,09	0,09		-0,01	0,01
S8	0,70**	0,42	0,28	0,31	0,10	0,28	0,19		0,00
S9	0,72**	0,44	0,29	0,33	0,12	0,30	0,21	0,02	

Νιτρικά (N-NO₃)

(β)

Νιτρώδη (N-NO₂)

Σταθμός	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
S1		0,07	0,13**	0,13**	0,13**	0,16**	0,08	0,13**	0,13**
S2	0,75		0,06	0,06	0,06	0,08	0,01	0,05	0,06
S3	1,25**	0,50		0,00	0,00	0,03	-0,05	-0,01	0,00
S4	1,12**	0,37	-0,13		0,00	0,03	-0,05	-0,01	0,00
S5	1,33**	0,59	0,08	0,21		0,03	-0,05	-0,01	0,00
S6	1,52**	0,77	0,27	0,40	0,19		-0,08	-0,04	-0,03
S7	1,05*	0,30	-0,20	-0,07	-0,29	-0,47		0,04	0,05
S8	1,32**	0,57	0,06	0,19	-0,02	-0,20	0,27		0,00
S9	1,63**	0,88	0,38	0,51	0,29	0,11	0,58	0,31	

Αμμωνία (N-NH₃)

(γ)

Χλωροφύλλη – α

Σταθμός	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
S1		0,19	0,63**	0,61**	0,69**	0,82**	0,56*	0,65**	0,67**
S2	0,71		0,44	0,42	0,50	0,63**	0,37	0,46	0,49
S3	1,53**	0,82		-0,02	0,06	0,18	-0,08	0,01	0,04
S4	1,46**	0,75	-0,07		0,08	0,21	-0,05	0,04	0,06
S5	1,31**	0,60	-0,22	-0,15		0,12	-0,14	-0,04	-0,02
S6	1,86**	1,15	0,33	0,40	0,55		-0,26	-0,17	-0,14
S7	1,23*	0,52	-0,30	-0,23	-0,08	-0,63		0,09	0,12
S8	1,70**	0,98	0,16	0,24	0,38	-0,16	0,46		0,02
S9	1,83**	1,11	0,29	0,36	0,51	-0,03	0,60	0,13	

Κυτταρικός Αριθμός Φυτοπλαγκτού (x10⁵)

Πίνακας 4.6. Επί μέρους συγκρίσεις ανά ζεύγη για τα δεδομένα προσομοίωσης κανονικής κατανομής, μεταξύ των σταθμών δειγματοληψίας και για τις έξι μεταβλητές.

(α)

Φωσφορικά (P-PO₄)

Station	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
S1		0,47**	0,71**	0,72**	0,70**	0,73**	0,67**	0,71**	0,73**
S2	0,65**		0,24**	0,24**	0,22**	0,25**	0,20**	0,24**	0,25**
S3	0,90**	0,25		0,00	-0,02	0,02	-0,04	0,00	0,01
S4	0,85**	0,20	-0,05		-0,02	0,01	-0,04	0,00	0,01
S5	1,03**	0,38**	0,13	0,18		0,03	-0,02	0,02	0,03
S6	0,97**	0,32**	0,07	0,13	-0,06		-0,05**	-0,01	0,00
S7	1,02**	0,37**	0,12	0,17	0,00	0,05		0,04	0,05**
S8	1,22**	0,58**	0,33**	0,38**	0,20*	0,25**	0,21**		0,01
S9	1,22**	0,57**	0,32**	0,37**	0,19*	0,25**	0,20**	0,00	

Νιτρικά (N-NO₃)

(β)

Νιτρώδη (N-NO₂)

Station	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
S1		0,15**	0,26**	0,26**	0,26**	0,29**	0,20**	0,27**	0,26**
S2	2,09**		0,11**	0,11**	0,11**	0,13**	0,05	0,12**	0,11**
S3	3,07**	0,99**		0,00	0,00	0,03	-0,06**	0,01	0,00
S4	2,99**	0,90**	-0,08		0,00	0,02	-0,06**	0,01	0,00
S5	3,20**	1,11**	0,12	0,21		0,02	-0,06**	0,01	0,00
S6	3,32**	1,24**	0,25*	0,34**	0,13		-0,09**	-0,02	-0,02
S7	2,79**	0,70*	-0,29	-0,20	-0,41**	-0,54**		0,07**	0,06**
S8	3,13**	1,05**	0,06	0,14	-0,07	-0,19	0,34		0,00
S9	3,36**	1,28**	0,29**	0,37**	0,17	0,04	0,57**	0,23	

Αμμωνία (N-NH₃)

(γ)

Χλωροφύλλη – α

Station	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
S1		0,77	1,86**	1,79**	1,88**	1,97**	1,64**	1,79**	1,80**
S2	2,92**		1,09**	1,01**	1,10**	1,20**	0,87**	1,02**	1,02**
S3	5,33**	2,41**		-0,08	0,02	0,11	-0,22*	-0,07	-0,06
S4	5,33**	2,41**	0,00		0,09	0,19**	-0,14	0,01	0,01
S5	5,11**	2,19**	-0,22	-0,22		0,09	-0,24*	-0,09	-0,08
S6	5,67**	2,75**	0,34*	0,34*	0,56**		-0,33**	-0,18**	-0,17*
S7	4,84**	1,92**	-0,49	-0,49	-0,27	-0,83**		0,15	0,16
S8	5,26**	2,34**	-0,07	-0,07	0,15	-0,41**	0,42		0,01
S9	5,22**	2,30**	-0,11	-0,12	0,10	-0,45**	0,38	-0,04	

Κυτταρικός Αριθμός Φυτοπλαγκτού (x10⁵)

θρωπογενούς επιβάρυνσης. Εντούτοις, η συγκεκριμένη προσέγγιση παρουσιάζει δυσκολίες: η φυσική πληροφορία συμπιέζεται λόγω του μετασχηματισμού των αρχικών δεδομένων, κυρίως όταν αφορά τις υψηλές τιμές συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων και φυτοπλαγκτονικής βιομάζας που χαρακτηρίζουν εύτροφα οικοσυστήματα. Το γεγονός αυτό, ενδεχομένως να προκαλεί μείωση της διακριτικής ικανότητας της μεθόδου κατά τη σύγκριση συνόλων τιμών διαφορετικού ευτροφικού επιπέδου. Η αντίστοιχη μη-παραμετρική μεθοδολογία έχει σχολιαστεί αρνητικά (Stewart-Oaten 1995), καθώς η διάταξη των παρατηρήσεων (ranking) που καθιστά εφικτούς τους υπολογισμούς αποτελεί δομικό μετασχηματισμό των αρχικών συνόλων τιμών και συνεπώς προκαλεί αλλοίωση της φυσικής πληροφορίας και μείωση της ισχύος των στατιστικών δοκιμών.

Στην παρούσα ενότητα αξιολογήθηκε η διακριτική ικανότητα των παραπάνω μεθόδων στην ανίχνευση ευτροφικών συνθηκών: (α) χρησιμοποιήθηκαν ιστορικά δεδομένα θρεπτικών αλάτων και φυτοπλαγκτού, τα οποία έχουν αξιολογηθεί ως προς το ευτροφικό τους επίπεδο σε προηγούμενες επιστημονικές εργασίες, (β) μελετήθηκαν τα στατιστικά χαρακτηριστικά των μεταβλητών, οι οποίες κανονικοποιήθηκαν, (γ) εφαρμόστηκε λογαριθμικός μετασχηματισμός, (δ) εφαρμόστηκε Box-Cox μετασχηματισμός, ως μία πιο ευέλικτη μέθοδος κανονικοποίησης των μεταβλητών, (ε) διενεργήθηκε αντίστροφος μετασχηματισμός των λογαριθμημένων τιμών μέσου και τυπικής απόκλισης στην αρχική κλίμακα, και (στ) χρησιμοποιώντας τις τιμές από το προηγούμενο βήμα, προσομοιώθηκε η κανονική κατανομή με τη μέθοδο Monte Carlo, διατηρώντας το ίδιο μέγεθος και αριθμό δειγμάτων με τα αρχικά δεδομένα (23 παρατηρήσεις x 9 σταθμοί δειγματοληψίας). Βάσει των παραπάνω συνόλων τιμών εφαρμόστηκε Ανάλυση

Ομαδοποίησης και επί μέρους συγκρίσεις προκειμένου να αξιολογηθεί η διακριτική ικανότητα της μεθόδου, συγκριτικά με τη μη-παραμετρική μεθοδολογία.

Η μη-παραμετρική μέθοδος Kruskal-Wallis χρησιμοποιήθηκε για την ανίχνευση στατιστικά σημαντικών διαφορών στα αρχικά δεδομένα, καθώς οι μεταβλητές εμφάνιζαν έντονη ασυμμετρία προς τα δεξιά. Η συγκεκριμένη μέθοδος προϋποθέτει ότι όλα τα σύνολα τιμών ακολουθούν την ίδια κατανομή (Day and Quinn 1989), γεγονός που παρατηρείται σε μεγάλο βαθμό στην παρούσα ενότητα, καθώς στην πλειοψηφία των περιπτώσεων ακολουθείται η λογαριθμο-κανονική κατανομή. Οι επί μέρους μη-παραμετρικές συγκρίσεις ανίχνευσαν στατιστικά σημαντικές διαφορές μεταξύ του σταθμού S1 και της μεσότροφης ομάδας (S3-S9) μόνο για τη συγκέντρωση φωσφορικών αλάτων και χλωροφύλλης-α. Για τις υπόλοιπες μεταβλητές η συγκεκριμένη μέθοδος απέτυχε να αναδείξει ανάλογες διαφορές. Αυτό πιθανώς οφείλεται στην επιλογή της συγκεκριμένης στατιστικής δοκιμής επί μέρους συγκρίσεων ή στο γεγονός ότι δεν πληρούνται απόλυτα οι προϋποθέσεις της μεθόδου. Ανεξαρτήτως αιτίου, η μη-παραμετρική μεθοδολογία δεν προτείνεται ως διαδικασία ρουτίνας σε μελέτες ευτροφισμού, καθώς δε διαχωρίζονται επαρκώς οι διαφορετικές περιβαλλοντικές συνθήκες μεταξύ των σταθμών δειγματοληψίας.

Στα δεδομένα λογαριθμικού μετασχηματισμού εφαρμόστηκε Ανάλυση Διακύμανσης. Για τη διεξαγωγή των επί μέρους συγκρίσεων επιλέχθηκε η μέθοδος T2 του Tamhane (1979), η οποία δεν προϋποθέτει ισότητα των διακυμάνσεων μεταξύ συνόλων τιμών. Τα αποτελέσματα εμφάνισαν αρκετά υψηλή διακριτική ικανότητα μεταξύ του εύτροφου S1 και της μεσότροφης ομάδας. Έχει επισημανθεί ότι η παρουσία ακραίων τιμών ενδεχομένως να επηρεάζει αρνητικά και τις πλέον ανθεκτικές μεθόδους (Barnett and Lewis 1987) και για το λόγο αυτό προτείνεται η αφαίρεσή τους. Στην παρούσα ενότητα οι ακραίες τιμές δεν αποκλείστηκαν καθώς

έγινε αποδεκτό ότι σε μελέτες ρύπανσης συνήθως περιγράφουν ακραίες περιβαλλοντικές συνθήκες (Georgopoulos and Seinfeld 1982). Επιπλέον, ο Underwood (1981) τάσσεται ενάντια στην αφαίρεση τους σε μόνιμη βάση λόγω της βιολογικής ή περιβαλλοντικής έννοιας αυτών των παρατηρήσεων.

Η λογαριθμο-κανονική κατανομή συναντάται συχνά σε περιβαλλοντικά δεδομένα ως αποτέλεσμα πολλαπλασιαστικών οικολογικών διεργασιών. Σε αυτή την περίπτωση ο λογαριθμικός μετασχηματισμός αποτελεί την καταλληλότερη στρατηγική (Day and Quinn 1989). Απαιτείται όμως ιδιαίτερη προσοχή στην ερμηνεία των αποτελεσμάτων της στατιστικής ανάλυσης, καθώς τα αρχικά δεδομένα συμπιέζονται μέσω του συγκεκριμένου μετασχηματισμού. Γενικά, τα λογαριθμημένα δεδομένα μπορούν να αποτελέσουν χρήσιμο εργαλείο στην ανίχνευση εύτροφων τάσεων, όμως οι στατιστικές μέθοδοι λειτουργούν αρκετά συντηρητικά.

Ο Box-Cox μετασχηματισμός οδήγησε σε διακριτική ικανότητα της μεθόδου ανάλογη του λογαριθμικού. Η ερμηνεία είναι μάλλον απλή, καθώς οι τιμές της παραμέτρου μετασχηματισμού λ_1 σχεδόν παραπέμπουν σε λογαριθμικό μετασχηματισμό, επιβεβαιώνοντας τη λογαριθμο-κανονική των αρχικών μεταβλητών.

Τα δεδομένα προσομοίωσης κανονικής κατανομής που προέκυψαν από τον αντίστροφο μετασχηματισμό λογαριθμημένων μεταβλητών, οδήγησαν σε υψηλή διακριτική ικανότητα της μεθόδου. Στο σύνολο των μεταβλητών ο εύτροφος σταθμός S1 εμφανίζει στατιστικά σημαντικές διαφορές με τη μεσότροφη ομάδα (S3-S9), ενώ στην περίπτωση της συγκέντρωσης φωσφορικών αλάτων και χλωροφύλλης-α παρατηρούνται ανάλογα αποτελέσματα για τον εύτροφο S2. Η χρήση δεδομένων προσομοίωσης παρουσιάζει τα εξής πλεονεκτήματα: (α) η μελέτη δεδομένων στη φυσική τους κλίμακα επιτρέπει την εξαγωγή ερμηνεύσιμων αποτελεσμάτων και χρήσιμων συμπερασμάτων (Day and Quinn 1989, Ignatiades et al. 1992), (β)

αποφεύγεται το πρόβλημα της ανισότητας των παρατηρήσεων μεταξύ των συνόλων τιμών, που προκαλεί ανισότητα των διακυμάνσεων και περιορίζει την ισχύ των στατιστικών μεθόδων, και (γ) είναι σύνηθες φαινόμενο στο πεδίο της θαλάσσιας οικολογίας η ύπαρξη δειγμάτων μικρού μεγέθους, λόγω του υψηλού κόστους, γεγονός που περιορίζει την ισχύ και τη διακριτική ικανότητα των στατιστικών μεθόδων (Zar 1999). Μέσω της προσομοίωσης είναι δυνατή η δημιουργία συνόλων τιμών αποδεκτού μεγέθους και η διασφάλιση υψηλής ισχύος των στατιστικών μεθόδων. Ο συνδυασμός της στατιστικής και της γνώσης γύρω από το αντικείμενο της οικολογίας μπορεί να οδηγήσει σε ορθή χρήση των δεδομένων προσομοίωσης για την αξιολόγηση του ευτροφικού επιπέδου στα παράκτια θαλάσσια οικοσυστήματα.

5. ΣΥΓΚΡΙΣΗ ΑΛΓΟΡΙΘΜΩΝ ΑΝΑΛΥΣΗΣ ΟΜΑΔΟΠΟΙΗΣΗΣ ΓΙΑ ΤΟ ΔΙΑΧΩΡΙΣΜΟ ΤΩΝ ΕΠΙΠΕΔΩΝ ΕΥΤΡΟΦΙΣΜΟΥ ΣΤΑ ΠΑΡΑΚΤΙΑ ΥΔΑΤΑ

5.1 Εισαγωγή

Η κατάσταση των παράκτιων θαλασσιών οικοσυστημάτων σε εύτροφα, μεσότροφα και ολιγότροφα έχει επιχειρηθεί με χρήση οικολογικών δεικτών (Wilm and Dorris 1968, Mihnea 1985, Karydis and Tsirtsis 1996, Tsirtsis and Karydis 1998), μονοδιάστατων στατιστικών μεθόδων (Giovanardi and Tromellini 1992, Ignatiades et al. 1992), εφαρμογή μεθόδων χωρικής (Kitsiou and Karydis 1998, Kitsiou and Karydis 2000) και πολυκριτηριακής ανάλυσης (Moriki and Karydis 1994, Kitsiou et al. 2002). Οι πολυδιάστατες μέθοδοι εμφανίζουν μεγαλύτερη αποτελεσματικότητα στην ποσοτική ανάλυση του φαινομένου, καθώς συνεκτιμούν πολλές μεταβλητές που σχετίζονται με τον ευτροφισμό. Στόχος των πολυδιάστατων μεθόδων είναι η διάκριση ευτροφικών επιπέδων και ο διαχωρισμός των υπό μελέτη περιοχών που χαρακτηρίζονται από διαφορετικές συνθήκες. Η συγκέντρωση οξυγόνου, χλωροφύλλης-α, θρεπτικών αλάτων και ο αριθμός των φυτοπλαγκτονικών κυττάρων, αποτελούν βασικές μεταβλητές αξιολόγησης των ευτροφικών τάσεων (Vollenweider 1992, Karydis 1996) και περιλαμβάνονται στην πλειοψηφία των επιστημονικών εργασιών για το συγκεκριμένο περιβαλλοντικό ζήτημα.

Η Ανάλυση Ομαδοποίησης (Cluster Analysis) έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως για τον καθορισμό διαφορετικών επιπέδων ευτροφισμού (Karydis and Coccosis 1990, Karydis 1992, Karydis 1994a, Karydis 1996, Arhonditsis et al. 2003b). Η διακριτική ικανότητα της μεθόδου εξαρτάται από την επιλογή τριών παραγόντων: α) των μεταβλητών, β) του μέτρου απόστασης (ή ομοιότητας), και γ) του αλγορίθμου ομαδοποίησης. Αν και υπάρχει δημοσιευμένο έργο για την επιλογή των μεταβλητών

(Vollenweider 1992, Karydis and Moriki 1993) και των μέτρων απόστασης (Sneath and Sokal 1973, Everitt 1981), δεν υπάρχουν αντίστοιχες μελέτες για την επιλογή του κατάλληλου αλγορίθμου, με στόχο τη μεγιστοποίηση της διακριτικής ικανότητας της μεθόδου. Σε αυτή την ενότητα επιχειρείται η αξιολόγηση επτά αλγορίθμων ομαδοποίησης ως προς την καταλληλότητά τους να διαμορφώνουν διακριτές ομάδες σταθμών που αντιστοιχούν σε διαφορετικά επίπεδα ευτροφισμού.

5.2 Μεθοδολογία

Για την αξιολόγηση των αλγορίθμων ομαδοποίησης χρησιμοποιήθηκαν δεδομένα από τους σταθμούς δειγματοληψίας S1 έως S9 του Σαρωνικού Κόλπου (Ignatiades et al. 1981a,b, Ignatiades et al 1983) και R1 έως R5 της πελαγικής περιοχής της Ρόδου (Siokou-Frangou and Pancucci-Papadopoulou 1988). Οι σταθμοί S1 και S2 (n=143) βρίσκονται πλησίον του αγωγού αστικών λυμάτων που καταλήγει στο Σαρωνικό Κόλπο και αποτελούν χαρακτηριστικές περιπτώσεις εύτροφου περιβάλλοντος, ενώ οι σταθμοί S3 έως S9 (n=393), βρίσκονται στον ευρύτερο εσωτερικό Σαρωνικό Κόλπο και αντιπροσωπεύουν μεσότροφες συνθήκες (Karydis and Moschopoulou 1982, Karydis et al. 1983a, Karydis et al. 1987, Pagou and Ignatiades 1988). Οι σταθμοί R1 έως R5 (n=112) είναι χαρακτηριστικοί ολιγότροφων συνθηκών (Vounatsou and Karydis 1991).

Οι μεταβλητές που συμπεριλήφθηκαν στην ανάλυση ομαδοποίησης ήταν η συγκέντρωση φωσφορικών, νιτρικών, νιτρωδών και αμμωνιακών αλάτων καθώς και η συγκέντρωση χλωροφύλλης-α. Πραγματοποιήθηκε αφαίρεση των ακραίων τιμών για κάθε σύνολο δεδομένων με τη μέθοδο Box-and-Whisker Plot, η οποία είναι ανεξάρτητη κατανομής που ακολουθεί η κάθε μεταβλητή (Ott 1988), ώστε να προκύψουν περισσότερο αντιπροσωπευτικά σύνολα δεδομένων. Υπολογίστηκαν οι

τιμές των Q_1 (1^ο τεταρτημόριο) και Q_3 (3^ο τεταρτημόριο) για κάθε μεταβλητή και οι παρατηρήσεις έξω από διάστημα $Q_3 \pm 1,5 \cdot IQR$, χαρακτηρίστηκαν ως ακραίες τιμές και αφαιρέθηκαν από το σύνολο δεδομένων. Ο όρος IQR αναφέρεται στην ενδοτεταρτημοριακή απόσταση ($Q_3 - Q_1$). Η διαδικασία επαναλήφθηκε έως ότου να μην παρατηρούνται τιμές εκτός του παραπάνω διαστήματος.

Ακολούθως, οι μεταβλητές ελέχθησαν ως προς την κανονικότητά τους με τη δοκιμή Kolmogorov-Smirnov (Zar 1999). Στις περιπτώσεις που διαπιστώθηκε απόκλιση από την κανονική κατανομή εφαρμόστηκε λογαριθμικός μετασχηματισμός. Υπολογίστηκε η μέση τιμή της νέας μεταβλητής και με αντίστροφο μετασχηματισμό η μέση τιμή στην αρχική κλίμακα. Διενεργήθηκε τυποποίηση των δεδομένων (standardization, Pielou 1984), βάσει του τύπου:

$$Z_{ij} = \frac{x_{ij} - \bar{x}_i}{S_i} \quad (5.1)$$

Όπου, Z_{ij} : η τυποποιημένη τιμή της αρχικής μεταβλητής

x_{ij} : η αρχική τιμή της μεταβλητής

\bar{x}_i : η μέση τιμή της i γραμμής

S_i : η τυπική απόκλιση της i γραμμής

Οι τυποποιημένες μεταβλητές έχουν μέση τιμή **0** και τυπική απόκλιση **1**, και κατά συνέπεια είναι ανεξάρτητες μονάδων μέτρησης.

Ως μέτρο απόστασης επιλέχθηκε η Απόλυτη Απόσταση (Absolute Distance ή City Block) (Ludwig and Reynolds 1988):

$$D_{ij} = \sum_{k=1}^p |X_{ik} - X_{jk}| \quad (5.2)$$

Η συγκεκριμένη απόσταση δίνει μεγαλύτερη έμφαση σε μικρές διαφορές και επομένως προσφέρει υψηλότερη διακριτική ικανότητα στις μεσότροφες συνθήκες, που είναι οι σημαντικότερες από άποψη περιβαλλοντική διαχείρισης (Karydis 1996).

Επελέγησαν επτά αλγόριθμοι ομαδοποίησης και αξιολογήθηκαν ως προς τη διακριτική τους ικανότητα:

- 1. Απλή Σύνδεση ή Κοντινότερος Γείτονας (Simple Linkage):** ορίζει την απόσταση μεταξύ δύο ομάδων ως τη μέγιστη απόσταση μεταξύ δύο παρατηρήσεών τους. Αρχικά, υπολογίζεται η ελάχιστη απόσταση στον πίνακα αποστάσεων $d=\{d_{jk}\}$, όπου j και k οι παρατηρήσεις, βάσει της οποίας η ομάδα A και η ομάδα B ενώνονται, σχηματίζοντας την ομάδα (AB) . Η διαδικασία επαναλαμβάνεται $n-1$ φορές, όπου n : ο συνολικός αριθμός των ομάδων και λαμβάνονται υπόψη οι αποστάσεις:

$$d_{(AB)\Gamma} = \max \{d_{A\Gamma}, d_{B\Gamma}\} \quad (5.3)$$

όπου $d_{A\Gamma}$: η μέγιστη απόσταση μεταξύ των παρατηρήσεων των ομάδων A και Γ

$d_{B\Gamma}$: η μέγιστη απόσταση μεταξύ των παρατηρήσεων των ομάδων B και Γ

Το πλεονέκτημα της συγκεκριμένης μεθόδου είναι ότι παράγει ομάδες παρόμοιου μεγέθους, αλλά αποτυγχάνει να δημιουργήσει μικρές και πολύ συμπαγείς ομάδες (Pielou 1984, Sharma 1996).

- 2. Πλήρης Σύνδεση ή Απώτατος Γείτονας (Complete Linkage):** ορίζει την απόσταση μεταξύ δύο ομάδων ως την ελάχιστη απόσταση μεταξύ δύο παρατηρήσεών τους. Αρχικά, υπολογίζεται η ελάχιστη απόσταση $d=\{d_{jk}\}$, όπου j και k οι παρατηρήσεις, βάσει της οποίας η ομάδα A και η ομάδα B ενώνονται, σχηματίζοντας την ομάδα (AB) . Η διαδικασία επαναλαμβάνεται $n-1$ φορές,

όπου n : ο συνολικός αριθμός των ομάδων και λαμβάνονται υπόψη οι αποστάσεις:

$$d_{(AB)\Gamma} = \min \{d_{A\Gamma}, d_{B\Gamma}\} \quad (5.4)$$

όπου $d_{A\Gamma}$: η ελάχιστη απόσταση μεταξύ των παρατηρήσεων των ομάδων A και Γ

$d_{B\Gamma}$: η ελάχιστη απόσταση μεταξύ των παρατηρήσεων των ομάδων B και Γ

Ο συγκεκριμένος αλγόριθμος δεν χρησιμοποιείται ευρέως στην ανάλυση περιβαλλοντικών δεδομένων, καθώς παρατηρείται το φαινόμενο της δημιουργίας «αλυσίδων» (chaining), κατά το οποίο η αρχική ομάδα που δημιουργείται από δύο μέλη, προσαρτά μία ακόμη ομάδα (Pielou 1984). Έτσι διαδοχικά προσαρτώνται όλες οι ομάδες στην αρχική συστάδα και δεν σχηματίζονται διακριτές ομάδες.

3. Σύνδεση Μέσου Όρου Μεταξύ των Ομάδων (Average Linkage Between

Groups): η απόσταση μεταξύ δύο ομάδων διαμορφώνεται από τη μέση τιμή της απόστασης κάθε ζεύγους παρατηρήσεων (Sharma 1996). Η πρώτη ομάδα δημιουργείται βάσει της χαμηλότερης τιμής του πίνακα αποστάσεων $d=\{d_{ik}\}$, από δύο ομάδες πχ. A και B. Η νέα ομάδα (AB) ενώνεται με την επόμενη ομάδα πχ. Γ ανάλογα με τις αποστάσεις που προκύπτουν από τον τύπο:

$$d_{(AB)\Gamma} = \frac{\sum_i \sum_k d_{ik}}{N_{(AB)} N_{\Gamma}} \quad (5.5)$$

όπου d_{jk} : η απόσταση μεταξύ της παρατήρησης j της ομάδας (AB) και της παρατήρησης k της ομάδας Γ,

$N_{(AB)}$: ο αριθμός των παρατηρήσεων της ομάδας (AB)

N_{Γ} : ο αριθμός των παρατηρήσεων της ομάδας Γ

4. **Σύνδεση Μέσου Όρου Εντός των Ομάδων (Average Linkage Within Groups):** η απόσταση ορίζεται ως η μέση τιμή όλων των αποστάσεων που προκύπτουν όταν ενώσουμε δύο ομάδες. Πρόκειται για παραλλαγή του προηγούμενου αλγόριθμου ομαδοποίησης, με το χαρακτηριστικό ότι δημιουργεί μικρές και συμπαγείς ομάδες .
5. **Μέθοδος Διαμέσου (Median):** η απόσταση μεταξύ δύο ομάδων διαμορφώνεται βάσει της διαμέσου της απόστασης κάθε ζεύγους παρατηρήσεων (D' Andrade 1978). Η συγκεκριμένη μέθοδος είναι ανάλογη της Average between groups, με τη διαφορά ότι η μέση τιμή της απόστασης κάθε ζεύγους αντικαθίσταται από τη διάμεσο, κυρίως για να μειωθεί η επίδραση των ακραίων τιμών στη δημιουργία ομάδων.
6. **Μέθοδος Κεντροειδούς (Centroid):** σύμφωνα με αυτή τη μέθοδο η απόσταση μεταξύ δύο ομάδων διαμορφώνεται από την απόσταση των κέντρων τους (centroids) και όχι από τις αποστάσεις των επί μέρους παρατηρήσεων, (Anderberg 1973, Pielou 1984, Καρλής 2005). Το κέντρο κάθε ομάδας ταυτίζεται με τη μέση τιμή όλων των παρατηρήσεων που ανήκουν σε αυτή.
7. **Μέθοδος Ward:** δημιουργεί ομάδες αυξάνοντας στο μέγιστο την ομοιογένεια μέσα σε αυτές και όχι με βάση την απόσταση. Το άθροισμα των τετραγώνων (sum of squares) αποτελεί το μέτρο της ομοιογένειας και η μέθοδος αποσκοπεί στη μείωση του συνολικού αθροίσματος για κάθε ομάδα (Sharma 1996). Για κάθε παρατήρηση υπολογίζεται η απόστασή της από το κέντρο της ομάδας. Προσθέτοντας την τιμή για όλες τις ομάδες, προκύπτει το συνολικό άθροισμα. Σε κάθε στάδιο δημιουργίας ομάδων επιδιώκεται η ελάχιστη αύξηση του συνολικού αθροίσματος.

5.3 Αποτελέσματα

Οι μέσες τιμές συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων και χλωροφύλλης-α για τα αρχικά δεδομένα των σταθμών S1-S2 εμφανίζονται υψηλές, επιβεβαιώνοντας τον εύτροφο χαρακτήρα τους (Πιν. 5.1α). Αναλόγου επιπέδου είναι οι αντίστοιχες τιμές για τους μεσότροφους σταθμούς S3-S9, με εξαίρεση τις συγκεντρώσεις φωσφορικών αλάτων (Πιν. 5.2α) Οι τιμές των ολιγότροφων σταθμών κυμαίνονται σε σαφώς χαμηλότερα επίπεδα και για τις πέντε μεταβλητές (Πιν. 5.3α). Η τυποποίηση των δεδομένων φαίνεται να τονίζει τις διαφορές ανάμεσα στα τρία επίπεδα ευτροφισμού, δίνοντας την ίδια βαρύτητα σε κάθε μεταβλητή, ανεξάρτητα από το εύρος τιμών και την κλίμακα μέτρησης. Τα τυποποιημένα σύνολα δεδομένων των εύτροφων σταθμών εμφανίζουν στην πλειονότητά τους μέση τιμή μεγαλύτερη της μονάδας (Πιν. 5.1β), ενώ οι αντίστοιχες τιμές για τους μεσότροφους σταθμούς κυμαίνονται σε χαμηλότερα επίπεδα (Πιν. 5.2β). Οι μέσες τιμές για των ολιγότροφων σταθμών για τα προτυποποιημένα σύνολα δεδομένων εμφανίζουν στο σύνολό τους αρνητικό πρόσημο (Πιν. 5.3β).

Πίνακας 5.1. Μέσες τιμές συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων ($\mu\text{g-at/l}$) και χλωροφύλλης-α ($\mu\text{g/l}$) μετά την αφαίρεση ακραίων τιμών, για (α) αρχικά, και (β) τυποποιημένα δεδομένα στους εύτροφους σταθμούς δειγματοληψίας (S1-S2).

α) Αρχικά Δεδομένα

	S1	S2
PO ₄	0,19	0,17
NO ₃	0,33	0,33
NO ₂	0,12	0,13
NH ₃	1,49	1,12
Chl-α	0,32	0,38

β) Τυποποιημένα Δεδομένα

	S1	S2
PO ₄	2,13	1,75
NO ₃	1,18	1,18
NO ₂	1,34	1,61
NH ₃	1,93	0,84
Chl-α	0,71	1,20

Πίνακας 5.2. Μέσες τιμές συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων ($\mu\text{g-at/l}$) και χλωροφύλλης-α ($\mu\text{g/l}$) μετά την αφαίρεση ακραίων τιμών, για (α) αρχικά και (β) τυποποιημένα δεδομένα στους μεσότροφους σταθμούς δειγματοληψίας.

α) Αρχικά Δεδομένα

	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
P-PO₄	0,10	0,09	0,07	0,10	0,07	0,09	0,09
N-NO₃	0,31	0,30	0,34	0,28	0,26	0,28	0,30
N-NO₂	0,09	0,08	0,11	0,05	0,10	0,08	0,07
N-NH₃	1,04	0,96	0,93	0,87	1,16	1,06	0,80
Chl-α	0,27	0,42	0,24	0,26	0,36	0,30	0,28

β) Τυποποιημένα Δεδομένα

	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
P-PO₄	0,40	0,21	-0,18	0,40	-0,18	0,21	0,21
N-NO₃	0,73	0,51	1,40	0,06	-0,38	0,06	0,51
N-NO₂	0,55	0,28	1,08	-0,51	0,81	0,28	0,02
N-NH₃	0,61	0,37	0,29	0,11	0,96	0,67	-0,09
Chl-α	0,29	1,53	0,05	0,21	1,04	0,54	0,38

Πίνακας 5.3. Μέσες τιμές συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων ($\mu\text{g-at/l}$) και χλωροφύλλης-α ($\mu\text{g/l}$) μετά την αφαίρεση ακραίων τιμών, για (α) αρχικά και (β) τυποποιημένα δεδομένα στους ολιγότροφους σταθμούς δειγματοληψίας.

α) Αρχικά Δεδομένα

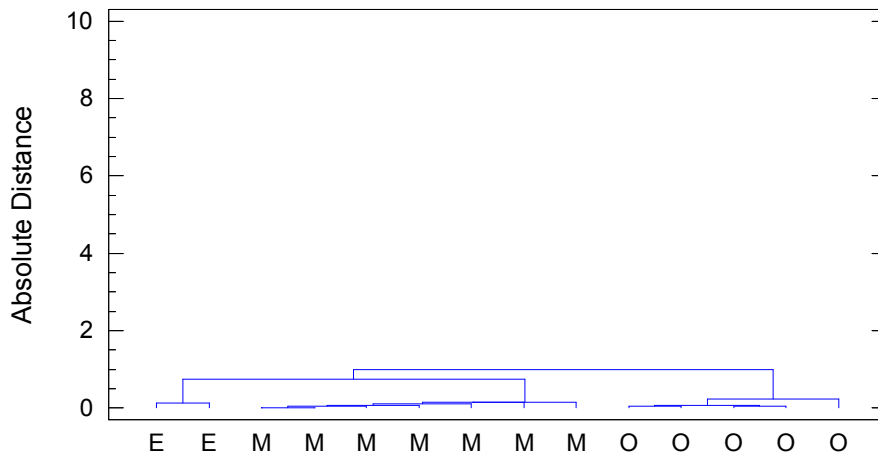
	R1	R2	R3	R4	R5
P-PO₄	0,03	0,02	0,03	0,03	0,03
N-NO₃	0,26	0,19	0,22	0,25	0,23
N-NO₂	0,03	0,03	0,03	0,02	0,03
N-NH₃	0,42	0,35	0,45	0,53	0,47
Chl-α	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09

β) Τυποποιημένα Δεδομένα

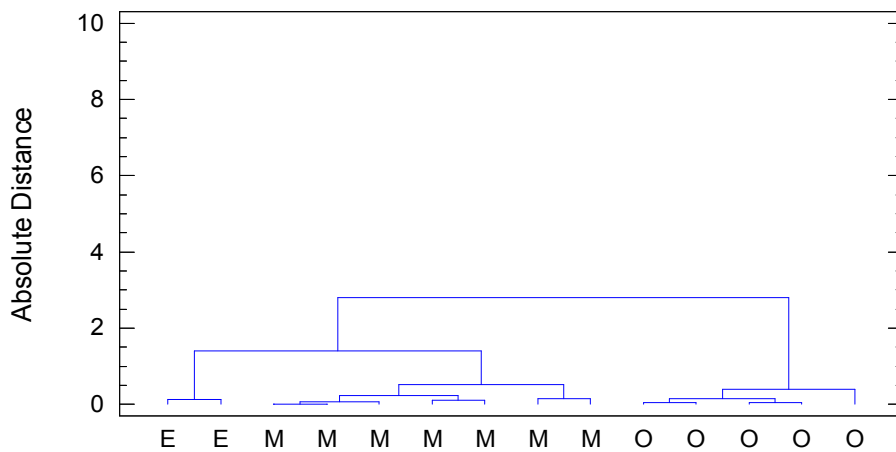
	R1	R2	R3	R4	R5
P-PO₄	-0,95	-1,14	-0,95	-0,95	-0,95
N-NO₃	-0,38	-1,95	-1,28	-0,61	-1,05
N-NO₂	-1,04	-1,04	-1,04	-1,31	-1,04
N-NH₃	-1,21	-1,41	-1,12	-0,88	-1,06
Chl-α	-1,19	-1,19	-1,19	-1,19	-1,19

Στην ανάλυση ομαδοποίησης χρησιμοποιήθηκαν οι μέσες τιμές των μεταβλητών, για κάθε σταθμό δειγματοληψίας, όπως αυτές προέκυψαν από την τυποποίηση των δεδομένων. Με αυτό τον τρόπο ενσωματώθηκε ισομερώς η πληροφορία από κάθε μεταβλητή στη στατιστική ανάλυση. Στο Σχήμα 5.1 παρουσιάζονται τα δένδρογράμματα των σταθμών, δειγματοληψίας, όπως αυτά προκύπτουν με τη χρήση των αλγορίθμων Απλής Σύνδεσης, Πλήρους Σύνδεσης και Σύνδεσης Διαμέσου. Και στις τρεις περιπτώσεις διαμορφώνονται τρεις ξεχωριστές ομάδες για τους oligότροφους, μεσότροφους και εύτροφους δειγματοληπτικούς σταθμούς, αλλά η ένωση τους πραγματοποιείται σε χαμηλή απόσταση, γεγονός που υποδηλώνει τη μειωμένη διακριτική ικανότητα των συγκεκριμένων αλγορίθμων. Το ίδιο παρατηρείται και στην περίπτωση των αλγορίθμων group average, within group average και centroid (Σχήμα 5.2). Η χρήση της ανάλυσης ομαδοποίησης στις παραπάνω περιπτώσεις οδήγησε σε ομαδοποίηση των σταθμών δειγματοληψίας ανάλογη με την υπάρχουσα βιβλιογραφία, αλλά ο βαθμός διαφοροποίησης των τριών επιπέδων ευτροφισμού είναι χαμηλός, όπως αυτός εκφράζεται από το μέτρο της απόστασης. Ειδικότερα ο διαχωρισμός των μεσότροφων σταθμών, που από διαχειριστικής άποψης είναι οι πλέον σημαντικοί, από τους εύτροφους είναι περιορισμένης αξιοπιστίας. Η απόσταση μεταξύ των δύο επιπέδων ευτροφισμού είναι ιδιαίτερος χαμηλή, γεγονός που σε πρακτικό επίπεδο σημαίνει κατάταξη μεσότροφων σταθμών δειγματοληψίας στο εύτροφο σύνολο και αντίστροφα. Αντίθετα, στο δένδρογράμμα που προκύπτει από τη χρήση του αλγορίθμου Ward (Σχήμα 5.3) η ένωση των διαφορετικών ομάδων παρατηρείται σε μεγαλύτερη απόσταση, υποδηλώνοντας υψηλή διακριτική ικανότητα. Συγκεκριμένα, η ένωση της μεσότροφης ομάδας με την εύτροφη πραγματοποιείται σχεδόν στο 40% της απόστα-

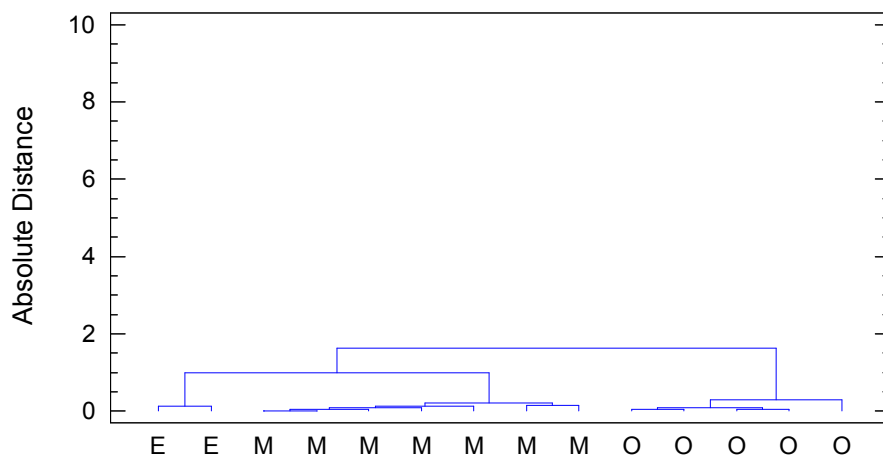
Απλή Σύνδεση (Simple Linkage)



Πλήρης Σύνδεση (Complete Linkage)

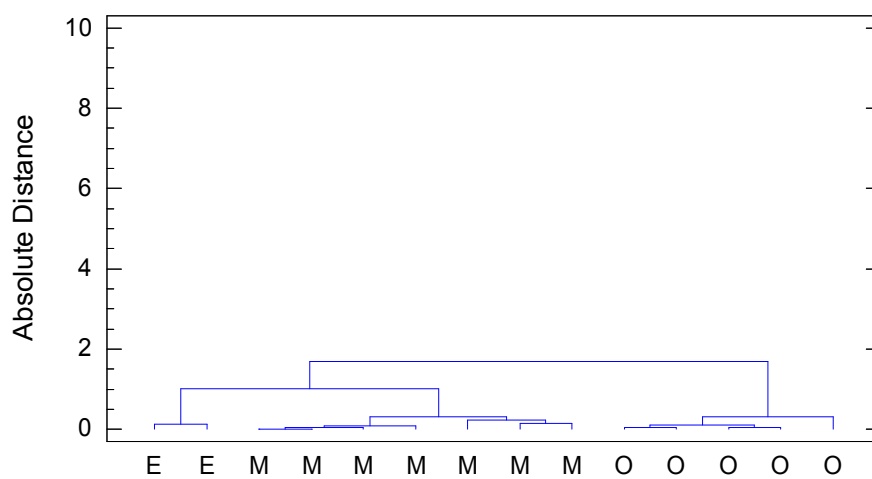


Σύνδεση Διαμέσου (Median Method)

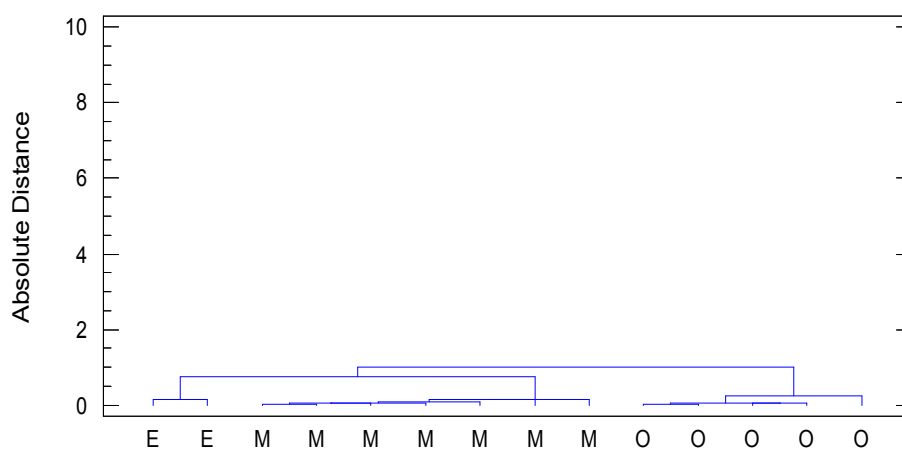


Σχήμα 5.1. Ομαδοποίηση των Εύτροφων (E), Μεσότροφων (M) και Ολιγότροφων (O) δειγματοληπτικών σταθμών βασισμένη στους αλγορίθμους Απλής Σύνδεσης, Πλήρους Σύνδεσης και Σύνδεσης Διαμέσου.

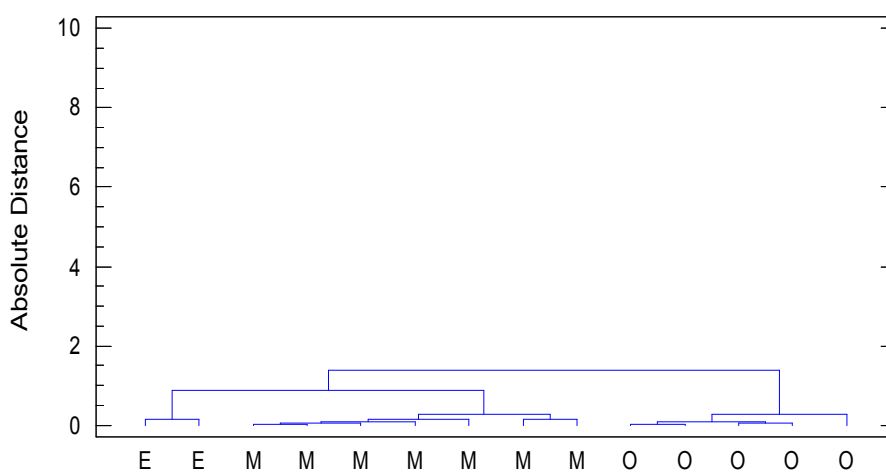
Σύνδεση Μέσου Μεταξύ Ομάδων (Average Between Groups)



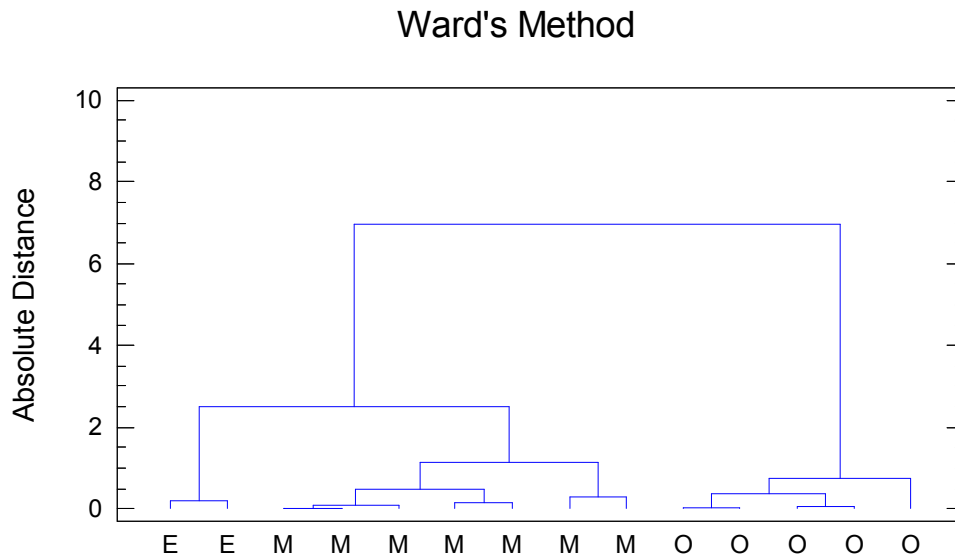
Σύνδεση Μέσου Εντός Ομάδων (Average Within Groups)



Μέθοδος Κεντροειδούς (Centroid)



Σχήμα 5.2. Ομαδοποίηση των Εύτροφων (E), Μεσότροφων (M) και Ολιγότροφων (O) δειγματοληπτικών σταθμών βασισμένη στους αλγορίθμους της Σύνδεση Μέσης Τιμής Μεταξύ και Εντός των ομάδων και της Μεθόδου του Κεντροειδούς.



Σχήμα 5.3. Ομαδοποίηση των Εύτροφων (E), Μεσότροφων (M) και Ολιγότροφων (O) δειγματοληπτικών σταθμών βασισμένη στον αλγόριθμο ομαδοποίησης Ward.

σης όπου δημιουργείται μία ομάδα, ενώ η ένωση της εύτροφης/μεσότροφης ομάδας με την ολιγότροφη παρατηρείται σε υψηλή τιμή απόλυτης απόστασης.

Οι τιμές της απόλυτης απόστασης στις οποίες πραγματοποιείται η ένωση των διαφορετικών ομάδων (Πίνακας 5.4) επαληθεύουν ότι ο αλγόριθμος Ward παρουσιάζει την υψηλότερη διακριτική ικανότητα, με τις αποστάσεις που αντιστοιχούν σε αυτόν να είναι τουλάχιστον κατά 50% μεγαλύτερες από τις υπόλοιπες. Οι χαμηλότερες αποστάσεις στις οποίες ενώνονται οι διαφορετικές ομάδες παρατηρούνται στους αλγορίθμους του κοντινότερου γείτονα και της μέσης τιμής μέσα στις ομάδες.

Πίνακας 5.4. Τιμές απόλυτης απόστασης στις οποίες παρατηρείται ένωση των διαφορετικών ομάδων για κάθε αλγόριθμο ομαδοποίησης.

Αλγόριθμος Ομαδοποίησης	Εύτροφη-Μεσότροφη Ομάδα (E-M)	(E-M) - Ολιγότροφη Ομάδα
Ward	2,49	6,95
Πλήρης Σύνδεση	1,41	2,81
M.O. Μεταξύ Ομάδων	1,00	1,70
Διάμεσος	0,98	1,62
Κεντροειδής	0,87	1,39
Απόλυτη Σύνδεση	0,74	1,00
M.O. Εντός Ομάδων	0,53	1,07

5.4 Συζήτηση

Η ανάλυση ομαδοποίησης χρησιμοποιείται ευρέως σε μελέτες ρύπανσης του περιβάλλοντος και αξιολόγησης επιπέδων ευτροφισμού (Karydis and Coccosis 1990, Karydis 1992, Karydis 1994b, Karydis 1996, Arhonditsis et al. 2003b). Συμβάλει στην κατάταξη των σταθμών δειγματοληψίας σε ομάδες, βασιζόμενη σε ομοιότητες που παρατηρούνται (Sharma 1996). Όσο μεγαλύτερη είναι η ομοιογένεια που παρουσιάζει κάθε ομάδα, τόσο πιο διακριτή είναι η διαφορά που εμφανίζει από τις υπόλοιπες. Παράλληλα, το δενδρόγραμμα που προκύπτει από την εφαρμογή της μεθόδου αποτελεί γραφική απεικόνιση που καθιστά εύκολα αντιληπτή την κατάταξη των σταθμών. Πέρα από τους επτά αλγορίθμους που εξετάστηκαν στην παρούσα εργασία υπάρχουν και άλλοι, λιγότερο γνωστοί (Sneath and Sokal 1973, Everitt 1981) που έχουν χρησιμοποιηθεί σε εξειδικευμένες επιστημονικές μελέτες. Εντούτοις, οι συγκεκριμένοι επτά έχουν χρησιμοποιηθεί ευρέως, ειδικά σε περιπτώσεις

θαλασσίων οικοσυστημάτων (Collins and Williams 1982, Heip et al. 1988, Clarke 1993).

Η αποτελεσματικότητα των μεθόδων ομαδοποίησης κρίνεται βάσει ήδη χαρακτηρισμένων περιοχών (Ignatiades et al. 1992, Stefanou et al. 2000), καθώς και βάσει της ανθεκτικότητας και της καταλληλότητας που εμφανίζουν. Η ανθεκτικότητα της μεθόδου εξασφαλίζει τη διατήρηση της μορφής του δενδρογράμματος σε περίπτωση ασημαντων αλλαγών στα δεδομένα. Η καταλληλότητα επαληθεύεται όταν αναδεικνύει τα επιθυμητά χαρακτηριστικά του προβλήματος, όπως αυτά έχουν τεθεί εξ' αρχής από τον μελετητή: στη συγκεκριμένη περίπτωση επιδιώκονται διακριτές ομάδες σταθμών με βάση τη συγκέντρωση θρεπτικών αλάτων και χλωροφύλλης-α.

Μεταξύ των αλγορίθμων που εξετάστηκαν, αυτοί του πλέον απομακρυσμένου και του κοντινότερου γείτονα χρησιμοποιούνται λιγότερο τα τελευταία χρόνια (Pielou 1984). Καθώς το κριτήριο για την ένωση δύο ομάδων είναι η απόσταση μεταξύ μεμονωμένων παρατηρήσεων, η κάθε ομάδα αντιπροσωπεύεται από μία μόνο παρατήρηση. Η συγκεκριμένη τιμή είναι μάλλον ακραία και όχι ενδεικτική της ομάδας από την οποία προέρχεται. Επιπλέον η χρήση του αλγορίθμου του κοντινότερου γείτονα προκαλεί το φαινόμενο της δημιουργίας «αλυσίδων» (chaining), κατά το οποίο η αρχική ομάδα που δημιουργείται από δύο μέλη, προσαρτά διαδοχικά μία μόνο ομάδα. Κατ' αυτό τον τρόπο δημιουργούνται ομάδες που δεν ευνοούν το διαχωρισμό των σταθμών δειγματοληψίας.

Τα παραπάνω μειονεκτήματα δεν παρατηρούνται στη χρήση του κεντροειδούς αλγορίθμου, καθώς λαμβάνονται υπόψη όλες οι παρατηρήσεις ενός συνόλου πριν αυτό ενωθεί με κάποιο άλλο. Τα αποτελέσματα όμως στη δημιουργία σαφών ομάδων διαφορετικού επιπέδου ευτροφισμού ήταν από τα πλέον ανεπιτυχή μεταξύ των επτά αλγορίθμων. Πιθανή αιτία είναι η χρησιμοποίηση της Απόλυτης απόστασης, καθώς ο

συγκεκριμένος αλγόριθμος αποδίδει καλύτερα αποτελέσματα συνδυαζόμενος με το τετράγωνο της Ευκλείδειας απόστασης (Pielou 1984). Το ίδιο πιθανόν ισχύει και για τους αλγορίθμους της διαμέσου, της μέσης τιμής μεταξύ των ομάδων και της μέσης τιμής μέσα στις ομάδες. Η αφαίρεση των ακραίων τιμών από τα αρχικά σύνολα και η επιλογή της Απόλυτης απόστασης δε φαίνεται να συμβάλει στην αύξηση της διακριτικής ικανότητας της ανάλυσης στις παραπάνω περιπτώσεις.

Ο αλγόριθμος του Ward εμφανίζει την υψηλότερη διακριτική ικανότητα, διαμορφώνοντας διακριτές ομάδες βάσει των μεταβλητών που επιλέχθηκαν. Επιπλέον, υπάρχει η δυνατότητα ελέγχου της ομοιογένειας κάθε ομάδας που δημιουργείται μέσω στατιστικής δοκιμής (Vassiliou et al. 1989). Η απόδοση του συγκεκριμένου αλγορίθμου προφανώς οφείλεται στην αποσύνδεση της διεργασίας ομαδοποίησης από την απόσταση των παρατηρήσεων κάθε δειγματοληπτικού σταθμού. Συμπερασματικά, ο αλγόριθμος του Ward χαρακτηρίζεται ως ο καταλληλότερος σε μελέτες θαλάσσιας ρύπανσης και αξιολόγησης επιπέδων ευτροφισμού θαλάσσιων οικοσυστημάτων, όπου απαιτείται η κατάταξή τους σε εύτροφα, μεσότροφα και ολιγότροφα.

6. ΑΝΑΛΥΣΗ ΚΥΡΙΩΝ ΣΥΝΙΣΤΩΣΩΝ: ΑΝΑΠΤΥΞΗ ΕΝΟΣ ΠΟΛΥΜΕΤΑΒΛΗΤΟΥ

ΔΕΙΚΤΗ ΓΙΑ ΤΗΝ ΠΟΣΟΤΙΚΗ ΕΚΤΙΜΗΣΗ ΤΟΥ ΕΥΤΡΟΦΙΣΜΟΥ

6.1 Εισαγωγή

Το φαινόμενο του ευτροφισμού είναι πολυ-παραμετρικό και η ποσοτική του εκτίμηση απασχολεί επιστήμονες και διεθνείς οργανισμούς περισσότερο από τρεις δεκαετίες. Η συνεισφορά της στατιστικής επιστήμης στην ποσοτικοποίηση του ευτροφισμού είναι σημαντική, αλλά η εφαρμογή μονοδιάστατων στατιστικών μεθόδων παρουσιάζει δυσκολίες στη διάκριση των ευτροφικών επιπέδων (Karydis 2001). Τα περιβαλλοντικά δεδομένα αποκλίνουν στην πλειοψηφία των περιπτώσεων από την κανονική κατανομή (Jongman et al. 1987, Ignatiades et al. 1992) και οι μετασχηματισμοί που εφαρμόζονται οδηγούν σε αλλοίωση της πρωτογενούς πληροφορίας (Digby and Kempton 1987, Karydis 1992). Επιπλέον, η μελέτη του φαινομένου προϋποθέτει σύνδεση αιτιών (συγκεντρώσεις θρεπτικών αλάτων) και αποτελέσματος (φυτοπλαγκτονική βιομάζα), γεγονός που καθιστά αναγκαία την πολυδιάστατη προσέγγιση του ζητήματος (OECD 1993, EEA 2003). Μεταβλητές όπως η συγκέντρωση θρεπτικών αλάτων, οξυγόνου, χλωροφύλλης-α και φυτοπλαγκτονικών κυτάρων επιβάλλεται να χρησιμοποιούνται κατά τέτοιο τρόπο, ώστε να συνθέτουν το τελικό αποτέλεσμα.

Η Ανάλυση Κυρίων Συνιστωσών (Principal Component Analysis, PCA) είναι στατιστική μέθοδος που μειώνει τον αριθμό των αρχικών μεταβλητών, μέσω της δημιουργίας νέων οι οποίες αποτελούν γραμμικό τους συνδυασμό (Sharma 1996). Παρά τη μερική απώλεια πρωτογενούς πληροφορίας, οι νέες μεταβλητές απλοποιούν το σύστημα και συμβάλουν στην κατανόηση του προβλήματος. Η PCA έχει χρησιμοποιηθεί στην αξιολόγηση περιβαλλοντικών δεδομένων (Clarke 1993, Zitko,

1994) και στην αξιολόγηση επιπέδων ευτροφισμού σε παράκτιες περιοχές της Αδριατικής και της Φινλανδίας με ικανοποιητικά αποτελέσματα (Giovanardi and Tromellini 1992, Lundberg et al. 2005).

Σε αυτήν την ενότητα επιχειρείται η δημιουργία Δείκτη Ευτροφισμού μέσω της PCA και η ανάπτυξη κλίμακας τιμών για τον καθορισμό του ευτροφικού επιπέδου σε υδάτινα οικοσυστήματα του Αιγαίου Πελάγους. Απώτερος στόχος είναι η αξιολόγηση των ευτροφικών συνθηκών σε θαλάσσιες περιοχές κατά τρόπο αντικειμενικό και πρακτικό.

6.2 Μεθοδολογία

6.2.1 Σύνολα Δεδομένων

Στην παρούσα μελέτη χρησιμοποιήθηκαν τα πρότυπα σύνολα δεδομένων για το Αιγαίο Πέλαγος, όπως αυτά περιγράφονται αναλυτικά από τους Ignatiades *et al* (1992). Η εύτροφη ομάδα αποτελείται από τα σύνολα δεδομένων των σταθμών δειγματοληψίας S1 και S2 του εσωτερικού Σαρωνικού Κόλπου (n=143), ενώ η μεσότροφη από τους σταθμούς S3 έως S9 του ευρύτερου Σαρωνικού Κόλπου (n=393) (Ignatiades *et al.* 1981a,b, Ignatiades *et al* 1983). Η oligότροφη ομάδα αποτελείται από τα σύνολα δεδομένων των σταθμών δειγματοληψίας R1 έως R5, της πελαγικής περιοχής Ρόδου (n=112) (Siokou-Frangou and Pancucci-Papadopoulou 1988). Λόγω της μεγάλης διαφοράς στον αριθμό παρατηρήσεων μεταξύ εύτροφου, μεσότροφου και oligότροφου συστήματος και προκειμένου να μην επηρεαστεί το αποτέλεσμα της στατιστικής μεθόδου, επιλέχθηκαν τυχαία 100 παρατηρήσεις από κάθε σύνολο. Παράλληλα διατηρήθηκε η αντιστοιχία των παρατηρήσεων μεταξύ των μεταβλητών, ώστε να είναι δυνατός ο έλεγχος των συσχετίσεών τους.

6.2.2 Επιλογή Μεταβλητών

Οι μεταβλητές που επιλέχθηκαν είναι η συγκέντρωση φωσφορικών, νιτρικών, νιπρωδών και αμμωνιακών αλάτων ($\mu\text{g-at/l}$) και η συγκέντρωση χλωροφύλλης-α ($\mu\text{g/l}$), ως οι πλέον αντιπροσωπευτικές του φαινομένου του ευτροφισμού (Vollenweider 1992, EEA 2003). Εξετάστηκε ο βαθμός συσχέτισής τους βάσει του συντελεστή Pearson, καθώς η P.C.A εφαρμόζεται με μεγαλύτερη επιτυχία σε μεταβλητές που παρουσιάζουν στατιστικά σημαντική συσχέτιση (Sharma 1996, Henderson and Seaby, 2008).

6.2.3 Στατιστική Ανάλυση

Από τα τρία νέα πρότυπα σύνολα δεδομένων ($n=100$), δημιουργήθηκε ένα ενιαίο σύνολο ($n=300$), αντιπροσωπευτικό των θαλάσσιων οικοσυστημάτων του Αιγαίου Πελάγους. Κατασκευάστηκε ο πίνακας συσχετίσεων μεταξύ των πέντε μεταβλητών, από τον οποίο προέκυψαν οι συντελεστές κάθε κύριας συνιστώσας. Ο πίνακας συσχετίσεων προτιμήθηκε από τον πίνακα διακυμάνσεων, καθώς οι μεταβλητές εμφανίζουν μεγάλες αποκλίσεις στις διακυμάνσεις τους και έχουν διαφορετικές μονάδες μέτρησης.

Στο διευρυμένο σύνολο δεδομένων εφαρμόστηκε η Ανάλυση Κυρίων Συνιστωσών (αναλυτική περιγραφή: ενότητα 3.3.2). Η πρώτη κύρια συνιστώσα χρησιμοποιήθηκε ως Δείκτης Ευτροφισμού ($\Delta.E.$) για το Αιγαίο Πέλαγος, καθώς ενσωματώνει σημαντικό ποσοστό πληροφορίας και από τις πέντε μεταβλητές. Οι συντελεστές των μεταβλητών από την πρώτη κύρια συνιστώσα συνθέτουν την εξίσωση του $\Delta.E.$ ως εξής:

$$\Delta.E. = \alpha[P-PO_4] + \beta[N-NO_3] + \gamma[N-NO_2] + \delta[N-NH_3] + \epsilon[Chl-\alpha] \quad (6.1)$$

όπου **α-ε**: οι συντελεστές των μεταβλητών για τον υπολογισμό των τιμών της πρώτης κύριας συνιστώσας.

Αντικαθιστώντας τις τιμές των μεταβλητών στην εξίσωση 6.1 προκύπτει ένα νέο σύνολο δεδομένων ($n=300$) με τιμές Δείκτη Ευτροφισμού. Ο διαχωρισμός του νέου συνόλου με βάση τις αρχικές παρατηρήσεις, έχει ως αποτέλεσμα τη δημιουργία τριών υποσυνόλων ($n=100$) που αντιστοιχούν στο εύτροφο, μεσότροφο και ολιγότροφο περιβάλλον ($\Delta E_{\text{Εύτροφο}}$, $\Delta E_{\text{Μεσότροφο}}$ και $\Delta E_{\text{Ολιγότροφο}}$).

6.2.4 Ανάπτυξη κλίμακας Δείκτη Ευτροφισμού

Στα σύνολα δεδομένων $\Delta E_{\text{Εύτροφο}}$, $\Delta E_{\text{Μεσότροφο}}$ και $\Delta E_{\text{Ολιγότροφο}}$ εφαρμόστηκε ο λογαριθμικός μετασχηματισμός προκειμένου οι νέες μεταβλητές να ακολουθούν την κανονική κατανομή. Ακολούθως υπολογίστηκε η μέση τιμή μ και η τυπική απόκλιση σ και εφαρμόστηκε αντίστροφος μετασχηματισμός (back-transformation) προκειμένου οι τιμές να εκφράζονται σε φυσική κλίμακα Δείκτη Ευτροφισμού. Οι οριακές τιμές κάθε ευτροφικού επιπέδου καθορίστηκαν από τα μεγέθη $(\mu-\sigma)$ και $(\mu+\sigma)$ (Sokal and Rohlf 1981). Σε περίπτωση αλληλοεπικάλυψης διαφορετικών επιπέδων, το μεταξύ τους όριο διαμορφώθηκε από τη μέση τιμή της διαφοράς των αντίστοιχων οριακών τιμών. Οι τιμές που προκύπτουν διαμορφώνουν την κλίμακα του Δείκτη Ευτροφισμού για το Αιγαίο Πέλαγος.

6.2.5 Μελέτη Περιπτώσεως

Χρησιμοποιήθηκαν σύνολα δεδομένων από τους σταθμούς δειγματοληψίας RH1 έως RH10 της παράκτιας περιοχής Ρόδου (Karydis and Coccosis 1990). Το ευτροφικό επίπεδο των συγκεκριμένων σταθμών έχει καθοριστεί σε προηγούμενες επιστημονικές εργασίες (Karydis 1992, Karydis 1994a,b, Karydis 1996), παρέχοντας

τη δυνατότητα αξιολόγησης της κλίμακας του Δείκτη Ευτροφισμού. Οι σταθμοί RH3, RH4 και RH5 χαρακτηρίζονται ως εύτροφοι, ενώ οι RH7 και RH9 ως oligότροφοι. Οι υπόλοιποι σταθμοί (RH1, RH2, RH6, RH8 και RH10) κατατάσσονται στους μεσότροφους, ενώ ανάλογα με την μέθοδο επεξεργασίας δεδομένων παρατηρούνται μικρές ανακατατάξεις στην σύνθεση της συγκεκριμένης ομάδας.

Οι τιμές δεδομένων των δέκα σταθμών δειγματοληψίας χρησιμοποιήθηκαν για τον υπολογισμό του Δείκτη Ευτροφισμού. Εφαρμόστηκε Ανάλυση Ομαδοποίησης για τους σταθμούς δειγματοληψίας της Ρόδου και τους πρότυπους σταθμούς του Αιγαίου Πελάγους. Ως μέτρο απόστασης χρησιμοποιήθηκε η Απόλυτη Απόσταση και ως αλγόριθμος ομαδοποίησης η μέθοδος Ward. Το δένδρογραμμα που σχηματίστηκε αποτελεί αριθμητική ταξινόμηση των σταθμών στα τρία επίπεδα ευτροφισμού.

6.3 Αποτελέσματα

6.3.1 Στατιστική Ανάλυση

Η Ανάλυση Κυρίων Συνιστωσών εφαρμόστηκε στο αντιπροσωπευτικό σύνολο δεδομένων για το Αιγαίο Πέλαγος (n=300), όπως αυτό προέκυψε από την τυχαία επιλογή παρατηρήσεων για κάθε ευτροφικό επίπεδο (n=100). Η τιμή της τυπικής απόκλισης των μεταβλητών παρουσιάζεται υψηλή σε σχέση με τη μέση τιμή, χαρακτηριστικό γνώρισμα των περιβαλλοντικών δεδομένων λόγω της απόκλισής τους από την κανονική κατανομή (Πιν. 6.1). Αποτέλεσμα αυτού είναι να παρατηρείται σημαντική αλληλεπικάλυψη τιμών μεταξύ των διαφορετικών επιπέδων ευτροφισμού, γεγονός που καθιστά πρακτικά δύσκολο τον καθορισμό οριακών τιμών για το oligότροφο, μεσότροφο και εύτροφο σύστημα.

Πίνακας 6.1. Στοιχεία περιγραφικής στατιστικής (μέση τιμή μ και τυπική απόκλιση σ) της συγκέντρωσης φωσφορικών, νιτρικών, νιτρωδών, αμμωνιακών αλάτων ($\mu\text{g-at/l}$) και χλωροφύλλης- α ($\mu\text{g/l}$), για τα πρότυπα σύνολα δεδομένων του Αιγαίου Πελάγους ($n=100$).

Μεταβλητές	Ολιγότροφο Σύστημα		Μεσότροφο Σύστημα		Εύτροφο Σύστημα	
	μ	σ	μ	σ	μ	σ
P-PO ₄	0,08	0,41	0,13	0,11	0,51	0,80
N-NO ₃	0,21	0,13	0,85	1,50	1,13	1,24
N-NO ₂	0,03	0,06	0,16	0,23	0,27	0,32
N-NH ₃	0,47	0,30	1,16	0,74	2,99	3,21
Chl- α	0,09	0,04	0,65	0,83	1,43	2,27

Για το ενιαίο σύνολο τιμών του Αιγαίου Πελάγους οι τιμές συσχέτισης του συντελεστή Spearman μεταξύ των μεταβλητών παρουσιάζονται όλες θετικές και σημαντικές, σε επίπεδο σημαντικότητας $\alpha=0,01$ (Πίν. 6.2). Συνεπώς, η πρώτη κύρια συνιστώσα δύναται να εκληφθεί σαν ένας σταθμικός μέσος όρος των μεταβλητών, με σταθμίσεις τους αντίστοιχους συντελεστές (Karlis et al. 2003).

Πίνακας 6.2 Τιμές συσχέτισης του συντελεστή Spearman για τις μεταβλητές συγκέντρωσης φωσφορικών, νιτρικών, νιτρωδών, αμμωνιακών αλάτων και χλωροφύλλης- α , του προτύπου συνόλου δεδομένων του Αιγαίου Πελάγους ($n=300$).

	P-PO ₄	N-NO ₃	N-NO ₂	N-NH ₃	Chl- α
P-PO ₄	1				
N-NO ₃	0,428**	1			
N-NO ₂	0,533**	0,668**	1		
N-NH ₃	0,594**	0,371**	0,500**	1	
Chl- α	0,349**	0,257**	0,365**	0,422**	1

** Στατιστικά σημαντική συσχέτιση για $\alpha = 0,01$

Η εφαρμογή της Ανάλυσης Κυρίων Συνιστωσών είχε σαν αποτέλεσμα τη δημιουργία πέντε νέων μεταβλητών, οι οποίες είναι γραμμικοί συνδυασμοί των

αρχικών (Sharma 1996). Από αυτές, μόνο η πρώτη κύρια συνιστώσα παρουσιάζει ιδιοτιμή μεγαλύτερη της μονάδας (2,819) και εξηγεί ποσοστό διακύμανσης επί των αρχικών μεταβλητών ύψους 56,4% (Πίν. 6.3). Η συγκεκριμένη τιμή κρίνεται ικανοποιητική για περιβαλλοντικά δεδομένα, καθώς η απώλεια του 44,6% της πρωτογενούς πληροφορίας αντισταθμίζεται από την αντικατάσταση των πέντε αρχικών μεταβλητών από μία μόνο νέα μεταβλητή.

Πίνακας 6.3. Αποτελέσματα Ανάλυσης Κυρίων Συνιστωσών για το πρότυπο σύνολο δεδομένων του Αιγαίου Πελάγους (n=300).

Κύρια Συνιστώσα	Ιδιοτιμή	Ποσοστό Διακύμανσης (%)	Αθροιστικό Ποσοστό Διακύμανσης (%)
1	2,819	56,4	56,4
2	0,833	16,6	73,0
3	0,645	12,9	85,9
4	0,395	7,9	93,8
5	0,309	6,2	100

Οι συντελεστές κάθε αρχικής μεταβλητής που προκύπτουν από την πρώτη κύρια συνιστώσα κυμαίνονται από 0,214 για τη συγκέντρωση χλωροφύλλης-α, έως 0,296 για τη συγκέντρωση νιτρωδών αλάτων (Πιν. 6.4). Η χαμηλή διακύμανση των παραπάνω τιμών καταδεικνύει την ισότιμη συμμετοχή των αρχικών μεταβλητών στη διαμόρφωση της πρώτης κύριας συνιστώσας, χωρίς να δίνεται ιδιαίτερη βαρύτητα σε κάποια από αυτές.

Πίνακας 6.4. Τιμές συντελεστών της πρώτης κύριας συνιστώσας για τις αρχικές μεταβλητές του προτύπου συνόλου για το Αιγαίο Πέλαγος (n=300).

Μεταβλητές	Συντελεστές Πρώτης Κύριας Συνιστώσας
P-PO ₄	0,279
N-NO ₃	0,261
N-NO ₂	0,296
N-NH ₃	0,275
Chl-α	0,214

Η εξίσωση του Δείκτη Ευτροφισμού (Δ.Ε.) για το υδάτινο οικοσύστημα του Αιγαίου Πελάγους διαμορφώνεται από τους παραπάνω συντελεστές ως εξής:

$$\begin{aligned} \Delta.E. = & 0,279 \times [P-PO_4] + 0,261 \times [N-NO_3] + 0,296 \times [N-NO_2] + \\ & 0,275 \times [N-NH_3] + 0,214 \times [Chl-\alpha] \end{aligned} \quad (6.1)$$

6.3.2 Ανάπτυξη κλίμακας

Αντικαθιστώντας στην παραπάνω εξίσωση τις αρχικές τιμές των πέντε μεταβλητών για το εύτροφο, μεσότροφο και ολιγότροφο σύνολο προκύπτουν τρεις νέες μεταβλητές (n=100): $\Delta E_{\text{Εύτροφο}}$, $\Delta E_{\text{Μεσότροφο}}$ και $\Delta E_{\text{Ολιγότροφο}}$. Από τη δοκιμή Kolmogorov-Smirnov προέκυψε ότι οι συγκεκριμένες μεταβλητές δεν ακολουθούν την κανονική κατανομή ($P_{\text{Εύτροφο}}=0,001$, $P_{\text{Μεσότροφο}}<0,001$ και $P_{\text{Ολιγότροφο}}<0,001$), με αποτέλεσμα να εφαρμοστεί ο λογαριθμικός μετασχηματισμός για τον καθορισμό των οριακών τιμών κάθε ευτροφικού επιπέδου βάσει των μεγεθών ($\mu-\sigma$) και ($\mu+\sigma$). Οι λογαριθμημένες μεταβλητές ακολουθούν την κανονική κατανομή, με τα αποτελέσματα της δοκιμής Kolmogorov-Smirnov να είναι στατιστικώς σημαντικά για επίπεδο σημαντικότητας $\alpha=0,05$. Για κάθε πρότυπο σύνολο υπολογίστηκε η μέση τιμή και η τυπική απόκλιση και εφαρμόστηκε αντίστροφος μετασχηματισμός (Πιν. 6.5). Η συγκεκριμένη επεξεργασία των δεδομένων είχε σαν αποτέλεσμα τη μείωση της τυπικής απόκλισης για τα τρία επίπεδα ευτροφισμού, γεγονός που περιορίζει την αλληλοεπικάλυψη των τιμών τους και διευκολύνει τον καθορισμό οριακών τιμών με πρακτική σημασία.

Πίνακας 6.5. Μέση τιμή και τυπική απόκλιση του Δείκτη Ευτροφισμού (Δ.Ε.) στα τρία ευτροφικά επίπεδα (Ολιγότροφο, Μεσότροφο και Εύτροφο), για τα αρχικά, λογαριθμημένα και αντίστροφως μετασχηματισμένα σύνολα τιμών.

Δεδομένα	Δ.Ε.Ολιγότροφο		Δ.Ε.Μεσότροφο		Δ.Ε.Εύτροφο	
	μ	σ	μ	σ	μ	σ
Αρχικά	0,23	0,14	0,75	0,54	1,61	1,50
Λογάριθμος	-0,68	0,16	-0,21	0,25	0,07	0,34
Αντίστροφος Μετασχηματισμός	0,21	0,16	0,62	0,25	1,17	0,34

Τα διαστήματα ($\mu-\sigma$) και ($\mu+\sigma$) που προέκυψαν από τον αντίστροφο μετασχηματισμό των δεδομένων εμφανίζουν περιορισμένη αλληλοεπικάλυψη μεταξύ ολιγότροφου-μεσότροφου συστήματος και μεταξύ μεσότροφου-εύτροφου συστήματος (Πιν. 6.6). Οι οριακές τιμές του Δείκτη Ευτροφισμού για την ανάπτυξη κλίμακας που θα καλύπτει το υδάτινο οικοσύστημα του Αιγαίου Πελάγους καθορίστηκαν από τη μέση τιμή της διαφοράς μεταξύ των αλληλεπικαλυπτόμενων ορίων και στην πρώτη περίπτωση είναι $\Delta.Ε.=0,38$, ενώ στη δεύτερη είναι $\Delta.Ε.=0,85$.

Πίνακας 6.6. Οριακές τιμές του Δείκτη Ευτροφισμού βάσει των διαστημάτων ($\mu-\sigma$) και ($\mu+\sigma$), που προκύπτουν από τον αντίστροφο μετασχηματισμό των λογαριθμοποιημένων τιμών για κάθε ευτροφικό επίπεδο.

Επίπεδο Ευτροφισμού	$\mu - \sigma$	$\mu + \sigma$
Ολιγότροφο	0,04	0,38
Μεσότροφο	0,37	0,87
Εύτροφο	0,83	1,51

Η κλίμακα του Δείκτη Ευτροφισμού, όπως διαμορφώνεται από την επεξεργασία των μεταβλητών $\Delta.Ε.$ -Εύτροφο, $\Delta.Ε.$ -Μεσότροφο και $\Delta.Ε.$ -Ολιγότροφο παρουσιάζεται

στον Πίνακα 6.7. Για τιμές μικρότερες από Δ.Ε.=0,38 τα υδάτινα οικοσυστήματα χαρακτηρίζονται ως oligότροφα, ενώ για τιμές μεγαλύτερες από Δ.Ε.=0,85 ως εύτροφα. Ενδιάμεσες τιμές παραπέμπουν στο μεσότροφο επίπεδο.

Πίνακας 6.7. Κλίμακα Ευτροφισμού για το Αιγαίο Πέλαγος με βάση τις τιμές του Δείκτη Ευτροφισμού (Δ.Ε.).

Κλίμακα Ευτροφισμού για το Αιγαίο Πέλαγος						
Δείκτης Ευτροφισμού	0	Ολιγότροφο Σύστημα	0,38	Μεσότροφο Σύστημα	0,85	Εύτροφο Σύστημα

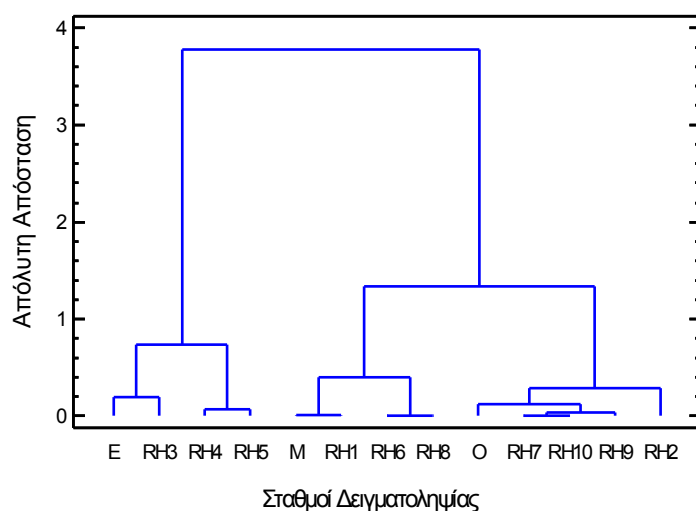
6.3.3 Μελέτη Περιπτώσεως

Οι τιμές συγκέντρωσης των φωσφορικών, νιτρικών, νιτρωδών, αμμωνιακών αλάτων και χλωροφύλλης-α για τους σταθμούς δειγματοληψίας RH1-RH10 της παράκτιας περιοχής Ρόδου αντικαταστάθηκαν στην εξίσωση 6.1. Για κάθε σταθμό προέκυψε μία μέση τιμή Δείκτη Ευτροφισμού (Πιν. 6.8). Η κατάταξη τους στα τρία επίπεδα ευτροφισμού πραγματοποιήθηκε βάσει της κλίμακας του Δ.Ε. που αναπτύχθηκε για την ευρύτερη περιοχή του Αιγαίου Πελάγους. Οι σταθμοί RH3, RH4 και RH5 χαρακτηρίζονται εύτροφοι, ενώ οι υπόλοιποι oligότροφοι. Κανένας σταθμός δεν κατατάσσεται στους μεσότροφους, σε αντίθεση με τα αποτελέσματα προγενέστερων επιστημονικών εργασιών, σχετικά με την παράκτια περιοχή της Ρόδου. Πιθανώς, η αλλαγή της χωρικής κλίμακας και η κατάταξη των σταθμών δειγματοληψίας με βάση την κλίμακα Δ.Ε. για το Αιγαίο Πέλαγος είχε ως αποτέλεσμα τον υποβιβασμό των χαρακτηρισμένων μεσότροφων RH1, RH2, RH6 και RH8 στο oligότροφο επίπεδο.

Πίνακας 6.8. Μέση τιμή Δείκτη Ευτροφισμού για τους σταθμούς δειγματοληψίας της παράκτιας περιοχής Ρόδου (RH1-RH10) και κατάταξή τους στο αντίστοιχο ευτροφικό επίπεδο.

	RH1	RH2	RH3	RH4	RH5	RH6	RH7	RH8	RH9	RH10
O	0,37	0,30	-	-	-	0,33	0,25	0,32	0,25	0,26
M	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E	-	-	0,96	1,36	1,07	-	-	-	-	-

Εφαρμόστηκε Ανάλυση Ομαδοποίησης βάσει των μέσων τιμών Δ.Ε. για τους σταθμούς δειγματοληψίας της παράκτιας περιοχής Ρόδου και τα πρότυπα σύνολα δεδομένων για το Αιγαίο Πέλαγος. Το δενδρόγραμμα που προέκυψε αποδίδει σχηματικά τις ομάδες που διαμορφώνονται, ανάλογα με το επίπεδο ευτροφισμού (Σχήμα 6.1). Οι σταθμοί RH3, RH4 και RH5 αποτελούν μαζί με τον πρότυπο εύτροφο σταθμό (E) την εύτροφη ομάδα. Αντίστοιχα οι σταθμοί RH7, RH9 και RH10 σχηματίζουν μαζί με τον πρότυπο oligότροφο σταθμό (O) την oligότροφη ομάδα. Οι υπόλοιποι σταθμοί (RH1, RH2, RH6 και RH8) αποτελούν μια ξεχωριστή ομάδα με τον πρότυπο mesότροφο σταθμό (M), η οποία στη συνέχεια ενώνεται με την oligότροφη ομάδα.



Σχήμα 6.1. Δενδρόγραμμα τιμών βάσει της μέσης τιμής του Δείκτη Ευτροφισμού για τους πρότυπους σταθμούς του Αιγαίου Πελάγους (E: Εύτροφος, M: Μεσότροφος και O: Oligότροφος) και τους σταθμούς δειγματοληψίας της παράκτιας περιοχής Ρόδου (RH1-RH10).

6.4 Συζήτηση

Η ποσοτική εκτίμηση του φαινομένου του ευτροφισμού περιλαμβάνει τη μελέτη μιας σειράς παραμέτρων, όπως η συγκέντρωση θρεπτικών αλάτων και χλωροφύλλης-α, η συγκέντρωση οξυγόνου κοντά στην επιφάνεια του πυθμένα και η συγκέντρωση φυτοπλαγκτονικών κυττάρων (EEA 2003a). Η χρήση όμως μονοδιάστατων στατιστικών μεθόδων έχει αποδειχθεί ανεπαρκής στη διάκριση διαφορετικών ευτροφικών επιπέδων (Ignatiades et al. 1992, Clarke and Green 1988, Karydis et al. 1983). Ο πολυδιάστατος χαρακτήρας του φαινομένου επιβάλλει ανάλογη στατιστική προσέγγιση και ανάλυση των δεδομένων (EEA 2001, EEA 2003b). Η ανάπτυξη ενός δείκτη ευτροφισμού που ενσωματώνει την πληροφορία όλων των βασικών παραμέτρων και τη μετουσιώνει σε υψηλή διακριτική ικανότητα μεταξύ των τριών επιπέδων ευτροφισμού φαντάζει ως ιδανική λύση του προβλήματος. Επομένως, η δυνατότητα που παρέχει η Ανάλυση Κυρίων Συνιστωσών για την ανάπτυξη δεικτών με βάση τις αρχικές μεταβλητές, είναι ιδιαίτερα χρήσιμη για την μελέτη του φαινομένου.

Στην παρούσα ενότητα αναπτύχθηκε Δείκτης Ευτροφισμού (Δ.Ε.) για την ευρύτερη περιοχή του Αιγαίου Πελάγους. Συνθέτει πληροφορία από πέντε βασικές παραμέτρους του φαινομένου (συγκέντρωση θρεπτικών αλάτων και χλωροφύλλης-α) και αποτελεί γραμμικό συνδυασμό τους. Η χρήση του καθιστά δυνατή την περιγραφή του ευτροφικού επιπέδου ενός θαλάσσιου οικοσυστήματος από έναν καθαρό αριθμό (χωρίς μονάδες μέτρησης), γεγονός που διευκολύνει την κατανόηση των περιβαλλοντικών συνθηκών σε πρακτικό επίπεδο. Το περιορισμένο εύρος τιμών των πέντε συντελεστών που προέκυψαν συνεπάγεται ότι δίδεται η ίδια βαρύτητα σε κάθε μία από τις μεταβλητές που χρησιμοποιήθηκαν.

Ο Δ.Ε. βασίστηκε στην πρώτη κύρια συνιστώσα της PCA η οποία ενσωματώνει το 56% της συνολικής διακύμανσης (πληροφορίας) των αρχικών μεταβλητών. Το υπόλοιπο 44% αποκλείστηκε από την περαιτέρω στατιστική ανάλυση. Το γεγονός αυτό, σε συνδυασμό με την αλληλεπικάλυψη των τιμών Δ.Ε. για τα τρία διαφορετικά επίπεδα ευτροφισμού (εύτροφο, μεσότροφο, ολιγότροφο) αποδεικνύει ότι η ανάπτυξη του προϋποθέτει συμβιβασμούς από την πλευρά του μελετητή. Στη συγκεκριμένη περίπτωση αυτοί οι συμβιβασμοί φαίνεται ότι οδηγούν σε ικανοποιητικό αποτέλεσμα: ο Δ.Ε. και η κλίμακά του για το Αιγαίο Πέλαγος παρουσιάζονται κατάλληλοι για την ποσοτική εκτίμηση του φαινομένου και την κατάταξη των θαλασσιών οικοσυστημάτων στο ανάλογο ευτροφικό επίπεδο.

Η ανάπτυξη της κλίμακας Δ.Ε. για το Αιγαίο Πέλαγος, βάσει των προτύπων συνόλων δεδομένων, παρέχει τη δυνατότητα συγκρίσιμων αποτελεσμάτων σε επίπεδο περιφερειακής θάλασσας (regional sea) (EEA 2001). Η χρήση της κλίμακας για την παράκτια περιοχή της Ρόδου οδήγησε σε αποτελέσματα που είναι σύμφωνα με προγενέστερες επιστημονικές εργασίες (Karydis 1996, Tsirtsis and Karydis 1998, Arhonditsis et al. 2003b). Οι σταθμοί δειγματοληψίας RH3, RH4 και RH5 εμφανίζουν τιμή Δ.Ε.>0,90, γεγονός που σύμφωνα με την κλίμακα που αναπτύχθηκε τους κατατάσσει στο εύτροφο επίπεδο. Ανάλογα είναι τα αποτελέσματα και για τους χαρακτηρισμένους ολιγότροφους RH7, RH9 και RH10 (Δ.Ε.<0,41). Η απουσία του μεσότροφου επιπέδου πιθανώς οφείλεται στην κατάταξη των σταθμών δειγματοληψίας βάσει των ευτροφικών συνθηκών για την ευρύτερη περιοχή του Αιγαίου Πελάγους. Στη συγκεκριμένη χωρική κλίμακα, η οποία εκφράζεται από το Δ.Ε. οι σταθμοί RH1, RH2, RH6 και RH8 χαρακτηρίζονται ως ολιγότροφοι, παρά το γεγονός ότι στο δενδρόγραμμα τιμών που προέκυψε από την Ανάλυση Ομαδοποίησης διαμορφώνουν μία ξεχωριστή ομάδα.

Συμπερασματικά, η PCA οδήγησε στη δημιουργία ενός δείκτη βασισμένου σε στατιστική μεθοδολογία. Ο Δείκτης Ευτροφισμού για το Αιγαίο Πέλαγος συνθέτει ισοβαρώς την πληροφορία από πέντε αβιοτικούς και βιοτικούς παραμέτρους του φαινομένου και παρά την απώλεια μέρους της πρωτογενούς πληροφορίας κατέστη δυνατός ο διαχωρισμός των διαφορετικών επιπέδων ευτροφισμού. Τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας καταδεικνύουν ότι η κλίμακα του Δ.Ε. για το Αιγαίο Πέλαγος δύναται να αποτελέσει χρήσιμο εργαλείο για την κατάταξη των θαλασσίων οικοσυστημάτων στα τρία ευτροφικά επίπεδα: oligότροφο, μεσότροφο και εύτροφο. Είναι όμως απαραίτητη η δοκιμή της και σε άλλες περιοχές του Αιγαίου Πελάγους.

7. ΔΕΙΚΤΗΣ TRIX: ΑΝΑΠΤΥΞΗ ΚΛΙΜΑΚΑΣ ΕΥΤΡΟΦΙΣΜΟΥ ΣΤΟ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑ ΤΟΥ ΑΙΓΑΙΟΥ

7.1 Εισαγωγή

Η χρήση οικολογικών δεικτών για την αξιολόγηση των ευτροφικών επιπέδων παρουσιάζει δυσκολία λόγω των διαφορετικών συνθηκών αναφοράς, δηλαδή των τιμών συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων και φυτοπλαγκτονικών κυττάρων που αναφέρονται σε θαλάσσια οικοσυστήματα με ελάχιστη ή καθόλου επιβάρυνση. Οι αβιοτικοί παράγοντες επηρεάζουν τόσο τη βιομάζα όσο και τη δομή της φυτοπλαγκτονικής κοινότητας, με αποτέλεσμα η αύξηση ποσοτήτων θρεπτικών αλάτων να επιδρά διαφορετικά ανάλογα με τις συνθήκες αναφοράς και τις υδρολογικές συνθήκες κάθε περιοχής (Painting *et al.* 2005). Συνεπώς κάθε μέθοδος αξιολόγησης των ευτροφικών συνθηκών που αναπτύσσεται σε συγκεκριμένο τύπο θαλασσίου οικοσυστήματος επιβάλλεται να εφαρμόζεται σε περιοχές διαφορετικών συνθηκών αναφοράς με ιδιαίτερη προσοχή. Οι περιβαλλοντικοί δείκτες παρά το γεγονός ότι ενσωματώνουν την πληροφορία από πολύπλοκα σύνολα δεδομένων και είναι ευκολότερα κατανοητοί στο ευρύ κοινό και στα κέντρα λήψεως αποφάσεων (Borja and Dauer 2008), τείνουν να οδηγούν σε λάθος συμπεράσματα αν η κλίμακα ευτροφισμού που αναπτύχθηκε για μία συγκεκριμένη περιοχή εφαρμοστεί σε άλλο οικοσύστημα. Γενικά, διαφορετικές συνθήκες αναφοράς παραπέμπουν σε διαφορετική κλίμακα για τους δείκτες που χρησιμοποιούνται.

Την τελευταία δεκαετία ο δείκτης ευτροφισμού TRIX (Vollenweider *et al.* 1998) έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως για την αξιολόγηση των ευτροφικών συνθηκών σε θαλάσσια οικοσυστήματα. Εμπεριέχει τις πλέον κοινές φυσικο-χημικές παραμέτρους για τη μελέτη του φαινομένου και αποτελεί γραμμικό συνδυασμό των λογαρίθμων τεσσάρων μεταβλητών: της χλωροφύλλης-α, του ανοργάνου αζώτου και φωσφόρου

και του ποσοστού απόκλισης της συγκέντρωσης οξυγόνου από τα επίπεδα κορεσμού. Ο συγκεκριμένος δείκτης αναπτύχθηκε στα παράκτια οικοσυστήματα της Ιταλίας προκειμένου να παρέχει επαρκείς πληροφορίες για την αξιολόγηση των ευτροφικών συνθηκών, σε συνδυασμό με μία κλίμακα τιμών. Ο TRIX έχει ενσωματωθεί στην ιταλική νομοθεσία περί προστασίας της ποιότητας των υδάτων (D.Lgs 152/99, Parlamento Italiano 1999) και προσφέρει ένα ενιαίο τρόπο αξιολόγησης των παράκτιων οικοσυστημάτων (Pettine *et al.* 2007, Vascetta *et al.* 2008). Πέραν της εφαρμογής του σε ιταλικά παράκτια οικοσυστήματα (Giovanardi and Vollenweider 2004, Artioli *et al.* 2005, Bendoricchio and de Boni 2005, Lusic *et al.* 2008, Mozetic *et al.* 2008), ο δείκτης TRIX έχει χρησιμοποιηθεί σε οικοσυστήματα της Μαύρης Θάλασσας (Moncheva *et al.* 2001), της Κασπίας Θάλασσας (Nasrollahzadeh *et al.* 2008, Shahrban and Etemad-Shahibi, 2010), των παράκτιων περιοχών της Σλοβενίας (Pettine *et al.* 2007, Grubar and Kovacic 2010), του Περσικού Κόλπου (Taebi *et al.* 2005), της Ισπανίας και της Πορτογαλίας (Salas *et al.* 2008), του Μεξικού (Herrera-Silveira and Morales-Ojeda 2009), της Φιλανδίας (Vascetta *et al.* 2008) και του Ιονίου Πελάγους (Nikolaidis *et al.* 2008). Επιπλέον η χρήση του TRIX υιοθετήθηκε από το πρόγραμμα παρακολούθησης της ρύπανσης στη Μεσόγειο (MED POL) και η συλλογή δεδομένων σχετικά με τις μεταβλητές του δείκτη κρίθηκε υποχρεωτική για τις Μεσογειακές χώρες (UNEP 2003). Η ανάγκη χρήσης του TRIX επιβεβαιώθηκε και αργότερα (UNEP 2007a, b).

Οι περιοχές στις οποίες αναπτύχθηκε ο δείκτης TRIX και η κλίμακα του χαρακτηρίζονται από εύτροφες συνθήκες. Η έως τώρα περιορισμένη εφαρμογή του σε συστήματα της Ανατολικής Μεσογείου, όπου οι συνθήκες αναφοράς παραπέμπουν σε χαμηλότερες τιμές συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων και φυτοπλαγκτονικής βιομάζας, δημιουργεί ερωτηματικά για την καταλληλότητα του

συγκεκριμένου δείκτη στην ευρύτερη περιοχή. Στην παρούσα ενότητα εξετάζεται η δυνατότητα χρήσης του TRIX σε παράκτιες περιοχές του Αιγαίου Πελάγους και επιχειρείται βαθμονόμηση της κλίμακάς του, βάσει προτύπων συνόλων τιμών που αντιστοιχούν στο ολιγότροφο, μεσότροφο και εύτροφο επίπεδο.

7.2 Περιγραφή του Δείκτη TRIX

Ο δείκτης TRIX περιγράφεται από την παρακάτω εξίσωση (Vollenweider et al. 1998):

$$\text{TRIX} = [\text{Log}_{10}(\text{PO}_4 \cdot \text{TN} \cdot \text{Chl-}\alpha \cdot \text{D\%O}_2) - a] / b$$

Όπου **PO₄**: συγκέντρωση φωσφορικών αλάτων (mg/m³)

TN: συνολική συγκέντρωση ανόργανου αζώτου (mg/m³)

Chl-α: συγκέντρωση χλωροφύλλης-α (mg/m³)

D%O₂: η απόλυτη τιμή της % απόκλισης της συγκέντρωσης O₂ από τα επίπεδα κορεσμού.

Οι συντελεστές **a** και **b** (a= -1,5 και b=1,2) λαμβάνουν τιμές που προέκυψαν από την επεξεργασία μεγάλων συνόλων δεδομένων από την περιοχή της Αδριατικής Θάλασσας και διαμορφώνουν το εύρος τιμών του δείκτη TRIX από 0 έως 10. Η κλίμακα που χρησιμοποιείται για την κατάταξη των υδάτινων οικοσυστημάτων ανάλογα με το επίπεδο ευτροφισμού βάσει του δείκτη TRIX είναι η εξής:

- Από 2 έως 4, υπέρ-ολιγότροφα
- Από 4 έως 5, ολιγότροφα
- Από 5 έως 6, μεσότροφα
- Από 6 έως 8, εύτροφα
- Από 8 έως 10, δύστροφα

7.3 Μεθοδολογία

7.3.1 Πηγή Δεδομένων

Η αξιολόγηση της κλίμακας TRIX και η ανάπτυξη μιας νέας, κατάλληλης για το Αιγαίο Πέλαγος βασίστηκε στα αντίστοιχα πρότυπα σύνολα δεδομένων (Ignatiades et al 1992). Προκειμένου να ληφθεί υπόψη η κεντρική τάση των μεταβλητών του δείκτη TRIX χρησιμοποιήθηκε το εύρος τιμών μεταξύ πρώτου και τρίτου τεταρτημορίου ($Q_{25} - Q_{75}$). Για κάθε πρότυπο σύνολο υπολογίστηκαν οι τιμές Q_{25} και Q_{75} για το συνολικό ανόργανο άζωτο (TN), μεταβλητή που εμφανίζει την υψηλότερη διακύμανση. Οι παραπάνω τιμές αποτέλεσαν το κατώτερο και ανώτερο όριο αντίστοιχα, βάσει του οποίου έγινε η επιλογή των παρατηρήσεων σε κάθε πρότυπο σύνολο. Η επιλογή των τιμών των υπολοίπων τριών μεταβλητών έγινε κατ' αντιστοιχία των παρατηρήσεων.

7.3.2 Βαθμονόμηση κλίμακας TRIX για το Αιγαίο Πέλαγος

Από τα νέα σύνολα δεδομένων που προέκυψαν υπολογίστηκε η μέση τιμή μ και η τυπική απόκλιση σ του δείκτη TRIX για τα τρία πρότυπα σύνολα στο Αιγαίο Πέλαγος. Ελέγχθηκε η κανονικότητα των νέων μεταβλητών ($TRIX_{Εύτροφο}$, $TRIX_{Μεσότροφο}$, $TRIX_{Ολιγότροφο}$) βάσει της δοκιμής Kolmogorov-Smirnov (Zar 1999), προκειμένου οι οριακές τιμές να καθοριστούν από τα μεγέθη $(\mu - \sigma)$ και $(\mu + \sigma)$ (Sokal and Rohlf 1981). Σε περίπτωση αλληλεπικάλυψης τιμών μεταξύ δύο επιπέδων ευτροφισμού, η οριακή τιμή καθορίστηκε από την τιμή του δείκτη στον σημείο τομής των κατανομών συχνοτήτων τους. Οι συγκεκριμένες οριακές τιμές αναπροσαρμόζουν την κλίμακα TRIX για την περιοχή του Αιγαίου Πελάγους.

7.3.3 Μελέτη Περιπτώσεως

Η αναπροσαρμοσμένη κλίμακα TRIx για το Αιγαίο Πέλαγος αξιολογήθηκε στα σύνολα δεδομένων των σταθμών δειγματοληψίας της παράκτιας περιοχής της Ρόδου (RH1-RH10). Το συγκεκριμένο δίκτυο σταθμών έχει συμπεριληφθεί σε προηγούμενες επιστημονικές εργασίες σχετικά με το φαινόμενο του ευτροφισμού και το ευτροφικό τους επίπεδο έχει προσδιοριστεί με ποικίλες στατιστικές μεθόδους: α) με χρήση αριθμητικής, δυαδικής και διατεταγμένης κλίμακας (Karydis 1992), β) με εφαρμογή πολύ-κριτηριακών μεθόδων (Moriki and Karydis 1994), και γ) βάσει ενός μη-παραμετρικού συστήματος αξιολόγησης (Karydis 1996). Οι διαφορετικές μέθοδοι που έχουν εφαρμοστεί παρέχουν αξιόπιστη αξιολόγηση των σταθμών σχετικά με το ευτροφικό τους επίπεδο. Οι σταθμοί RH3, RH4 και RH5 χαρακτηρίζονται εύτροφοι, ενώ οι σταθμοί RH7 και RH9 ολιγότροφοι. Οι υπόλοιποι σταθμοί χαρακτηρίζονται μεσότροφοι, και ανάλογα με τη μέθοδο που χρησιμοποιείται παρατηρούνται μικρές αλλαγές στη σύνθεση της μεσότροφης ομάδας. Η συγκεκριμένη κατάταξη των σταθμών επιβεβαιώνεται κι από πρόσφατες εργασίες (Stefanou *et al.* 2000, Arhonditsis *et al.* 2003).

Για κάθε σταθμό υπολογίστηκε η μέση τιμή του δείκτη TRIx και ακολούθως εφαρμόστηκε Ανάλυση Ομαδοποίησης, με την προσθήκη των μέσων τιμών των πρότυπων συνόλων για το Αιγαίο Πέλαγος. Ως μέτρο απόστασης χρησιμοποιήθηκε η Απόλυτη Απόσταση και ως αλγόριθμος ομαδοποίησης αυτός του Ward. Στο δένδρογραμμα που προέκυψε εξετάστηκε η ομαδοποίηση των σταθμών, όπως αυτή αποδίδεται σχηματικά με την κατάταξή τους στο αντίστοιχο επίπεδο ευτροφισμού.

7.4 Αποτελέσματα

7.4.1 Αναπροσαρμογή κλίμακας TRIx

Στους παρακάτω πίνακες παρουσιάζονται τα στοιχεία περιγραφικής στατιστικής των μεταβλητών του δείκτη TRIx, για τα τρία πρότυπα σύνολα δεδομένων. Στα αρχικά δεδομένα εύτροφου και μεσότροφου συνόλου (Πιν. 7.1.A1 και 7.1.A2) η τυπική απόκλιση της συγκέντρωσης συνολικού ανοργάνου αζώτου (TN) εμφανίζεται πολλαπλάσια των υπολοίπων μεταβλητών. Αντιθέτως, οι τυπικές αποκλίσεις στο ολιγότροφο πρότυπο σύνολο (Πιν. 7.1.A3) είναι συγκρίσιμες, με εξαίρεση τη συγκέντρωση χλωροφύλλης-α, όπου οι τιμές είναι γενικά χαμηλές.

Πίνακας 7.1. Στοιχεία περιγραφικής στατιστικής για τις μεταβλητές που εμπεριέχονται στο δείκτη TRIx, πριν (A) και μετά (B) την αφαίρεση των τιμών έξω από το εύρος $Q_{25} - Q_{75}$.

A1. Εύτροφο Σύστημα (n = 132)

Μεταβλητή	Μέση Τιμή	Τυπική Απόκλιση
PO ₄ (mg/m ³)	39,2	64,1
TN (mg/m ³)	141	184
Chl-α (mg/m ³)	1,3	2,1
D%O ₂	17,8	17,6

A2. Μεσότροφο Σύστημα (n = 487)

Μεταβλητή	Μέση Τιμή	Τυπική Απόκλιση
PO ₄ (mg/m ³)	12,2	18,3
TN (mg/m ³)	74,2	131
Chl-α (mg/m ³)	0,6	0,7
D%O ₂	10,0	10,7

A3. Ολιγότροφο Σύστημα (n = 78)

Μεταβλητή	Μέση Τιμή	Τυπική Απόκλιση
PO ₄ (mg/m ³)	4,2	6,2
TN (mg/m ³)	23,2	9,2
Chl-α (mg/m ³)	0,1	0,1
D%O ₂	6,0	7,3

B1. Εύτροφο Σύστημα (n = 66)

Μεταβλητή	Μέση Τιμή	Τυπική Απόκλιση
PO ₄ (mg/m ³)	27,3	21,1
TN (mg/m ³)	87,3	38,9
Chl-α (mg/m ³)	1,1	1,5
D%O ₂	14,0	15,1

B2. Μεσότροφο Σύστημα (n = 245)

Μεταβλητή	Μέση Τιμή	Τυπική Απόκλιση
PO ₄ (mg/m ³)	9,2	5,5
TN (mg/m ³)	47,2	10,7
Chl-α (mg/m ³)	0,5	0,7
D%O ₂	9,1	10

B3. Ολιγότροφο Σύστημα (n = 40)

Μεταβλητή	Μέση Τιμή	Τυπική Απόκλιση
PO ₄ (mg/m ³)	3,5	3,5
TN (mg/m ³)	21,9	3,3
Chl-α (mg/m ³)	0,1	0,1
D%O ₂	7,5	7,9

Η επιλογή των παρατηρήσεων βάσει του εύρους $Q_{25} - Q_{75}$ της συγκέντρωσης συνολικού ανοργάνου αζώτου είχε σαν αποτέλεσμα τη μείωση των τιμών τυπικής απόκλισης, κυρίως για τη συγκεκριμένη μεταβλητή και τη συγκέντρωση φωσφορικών αλάτων, σε εύτροφο και μεσότροφο σύνολο (Πιν. 7.1.B2 και 7.1.B2). Παράλληλα η μέση τιμή κάθε μεταβλητής μειώθηκε σημαντικά, γεγονός που αποδίδεται στην απόκλισή τους από την κανονική κατανομή και στην ύπαρξη ακραίων τιμών. Οι αντίστοιχες τιμές στο oligότροφο σύνολο (Πιν. 7.1.B3) δεν παρουσιάζουν ανάλογη μεταβολή, πιθανώς λόγω του περιορισμένου αριθμού ακραίων τιμών.

Από τα νέα σύνολα δεδομένων υπολογίστηκε η μέση τιμή του TRIX για τα τρία επίπεδα ευτροφισμού (Πίνακας 7.2). Οι τιμές που προέκυψαν είναι πολύ χαμηλότερες από αυτές της Αδριατικής και η κλίμακα που έχει αναπτυχθεί για το συγκεκριμένο υδάτινο οικοσύστημα παρουσιάζεται ακατάλληλη για το Αιγαίο Πέλαγος.

Πίνακας 7.2. Στοιχεία περιγραφικής στατιστικής του δείκτη TRIX για τα τρία πρότυπα σύνολα δεδομένων του Αιγαίου Πελάγους.

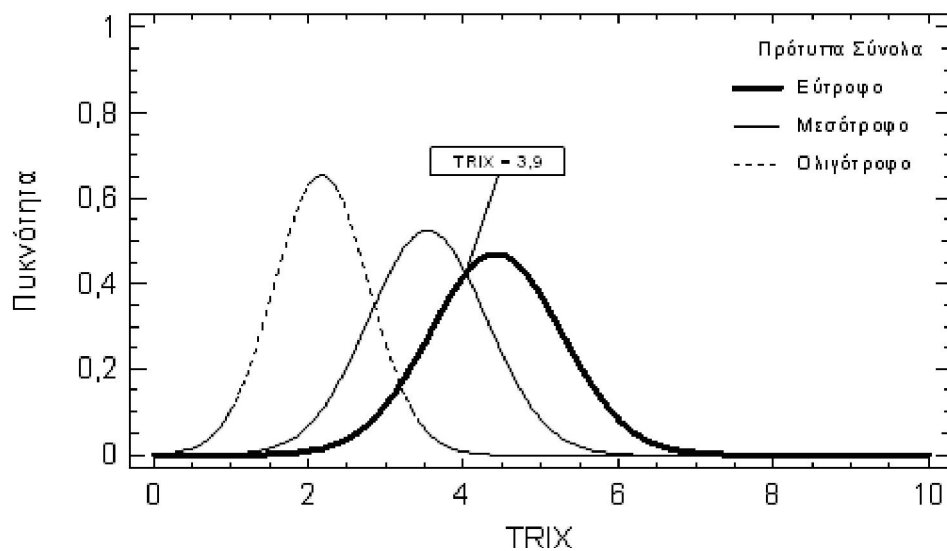
	Ολιγότροφο	Μεσότροφο	Εύτροφο
Μέση Τιμή	2,2	3,5	4,4
Τυπική Απόκλιση	0,6	0,7	0,8

Οι νέες μεταβλητές που δημιουργήθηκαν ($TRIX_{Εύτροφο}$, $TRIX_{Μεσότροφο}$ και $TRIX_{Ολιγότροφο}$) ακολουθούν την κανονική κατανομή, όπως προέκυψε από τη δοκιμή Kolmogorov-Smirnov ($P_{Εύτροφο}=0,65$, $P_{Μεσότροφο}=0,20$ και $P_{Ολιγότροφο}= 0,90$). Οι οριακές τιμές του δείκτη TRIX για τα τρία πρότυπα σύνολα υπολογίστηκαν με βάση τα μεγέθη $(\mu-\sigma)$ και $(\mu+\sigma)$ (Πίνακας 7.3).

Πίνακας 7.3. Υπολογισμός οριακών τιμών του δείκτη TRIX για τους πρότυπους σταθμούς του Αιγαίου Πελάγους.

	Ολιγότροφο	Μεσότροφο	Εύτροφο
$\mu - \sigma$	1,6	2,8	3,6
$\mu + \sigma$	2,8	4,2	5,3

Δεδομένου ότι παρατηρείται επικάλυψη τιμών μεταξύ μεσότροφου και εύτροφου προτύπου συστήματος, ως οριακή τιμή θεωρήθηκε η μέση τιμή της διαφοράς των αλληλεπικαλυπτόμενων ορίων: $TRIX = 3,9$ (Σχήμα 7.1).



Σχήμα 7.1. Κατανομές συχνοτήτων των τιμών δείκτη TRIX για τα τρία πρότυπα σύνολα δεδομένων.

Με βάση τα παραπάνω η κλίμακα του δείκτη TRIX για το Αιγαίο Πέλαγος παρουσιάζεται στον Πίνακα 7.4. Τιμές 1,6 - 2,8 παραπέμπουν σε ολιγότροφες συνθήκες, ενώ το μεσότροφο επίπεδο αντιστοιχεί στο διάστημα τιμών 2,8 – 4,0. Εύτροφες χαρακτηρίζονται περιοχές με τιμή TRIX 4,0 – 5,3. Τιμές μικρότερες του 1,6

αντιστοιχούν σε υπερ-ολιγότροφα οικοσυστήματα και μεγαλύτερες από 5,3 σε δύστροφες συνθήκες.

Πίνακας 7.4. Κλίμακα ευτροφισμού για το Αιγαίο Πέλαγος όπως διαμορφώθηκε από τις τιμές του δείκτη TRIX για τους πρότυπους σταθμούς.

Κλίμακα Ευτροφισμού για το Αιγαίο Πέλαγος									
TRIX	Υπέρ- Ολιγότροφο	1,6	Ολιγότροφο	2,8	Μεσότροφο	4,0	Εύτροφο	5,3	Δύστροφο

7.4.2 Μελέτη περιπτώσεως (Case study)

Για κάθε σταθμό δειγματοληψίας της παράκτιας περιοχής Ρόδου υπολογίστηκε η μέση τιμή του δείκτη TRIX και έγινε η κατάταξη των σταθμών στο αντίστοιχο επίπεδο ευτροφισμού, βάσει της κλίμακας που αναπτύχθηκε για το Αιγαίο Πέλαγος (Πίνακας 7.4). Οι σταθμοί RH1, RH2 και RH7 έως RH10 χαρακτηρίζονται ολιγότροφοι, ενώ οι σταθμοί RH4 και RH5 εύτροφοι. Οι σταθμοί RH3 και RH6 χαρακτηρίζονται μεσότροφοι.

Πίνακας 7.5. Κατάταξη των παράκτιων σταθμών δειγματοληψίας στο αντίστοιχο επίπεδο ευτροφισμού, βάσει της κλίμακας TRIX για το Αιγαίο Πέλαγος (Ο: ολιγότροφο, Μ: μεσότροφο, Ε: εύτροφο).

	RH1	RH2	RH3	RH4	RH5	RH6	RH7	RH8	RH9	RH10
O	2,7	2,7	-	-	-	-	2,1	2,6	2,1	2,4
M	-	-	3,7	-	-	3,0	-	-	-	-
E	-	-	-	4,0	4,2	-	-	-	-	-

Στον Πίνακα 7.6 παρουσιάζονται τα συγκριτικά αποτελέσματα ποσοτικής αξιολόγησης των ευτροφικών συνθηκών στους σταθμούς της παράκτιας περιοχής της Ρόδου, βάσει του δείκτη TRIX και των μεθόδων που έχουν χρησιμοποιηθεί προγενέστερα. Γενικά τα αποτελέσματα εμφανίζουν ομοιομορφία σε μεγάλο βαθμό, στην περίπτωση όμως του TRIX καταγράφεται μετακίνηση των σταθμών RH1 και RH3 στο ολιγότροφο και μεσότροφο επίπεδο, αντίστοιχα.

Πίνακας 7.6. Συγκριτικός πίνακας κατάταξης σταθμών δειγματοληψίας της παράκτιας περιοχής της Ρόδου βάσει της κλίμακας TRIX για το Αιγαίο Πέλαγος και τριών προγενέστερων μεθοδολογιών.

Επίπεδο Ευτροφισμού	Δείκτης TRIX	Διατεταγμένη Κλίμακα	Πολυκριτηριακή Ανάλυση	Μη-παραμετρική βαθμολόγηση
Ολιγότροφο	RH1 ^a , RH2, RH7, RH8, RH9, RH10	RH7, RH8, RH9, RH10	RH2, RH7, RH8, RH9, RH10	RH2, RH7, RH8, RH9, RH10
Μεσότροφο	RH3 ^b , RH6	RH1, RH2, RH6	RH1, RH6	RH1, RH6
Εύτροφο	RH4, RH5	RH3, RH4, RH5	RH3, RH4, RH5	RH3, RH4, RH5

^a Χαρακτηριζόμενος ως ολιγότροφος, αντί μεσότροφος

^b Χαρακτηριζόμενος ως μεσότροφος, αντί εύτροφος

7.5 Συζήτηση

Οι οικολογικοί δείκτες συμπυκνώνουν την πληροφορία αναφορικά με την ποιότητα των οικοσυστημάτων σε ένα καθαρό αριθμό, γεγονός ιδιαίτερης πρακτικής σημασίας στη λήψη αποφάσεων από μηχανικούς, οικονομολόγους, επενδυτές και επιχειρηματίες παράκτιων περιοχών (Turner and Bateman 2001). Βάσει αυτού ο TRIX είναι χρήσιμος στην ποσοτικοποίηση της περιβαλλοντικής ποιότητας, παρουσιάζοντας τα εξής πλεονεκτήματα: α) το αποτέλεσμά του είναι ένας καθαρός αριθμός, β) είναι πολύ-παραμετρικός δείκτης, περιλαμβάνοντας τέσσερις μεταβλητές

που σχετίζονται με τον ευτροφισμό, και γ) η συλλογή δεδομένων για τις περιβαλλοντικές παραμέτρους που χρησιμοποιούνται είναι διαδικασία ρουτίνας. Στην παρούσα όμως ενότητα αποδείχθηκε απαραίτητη η αναπροσαρμογή της κλίμακας του TRIX σε οικοσυστήματα που χαρακτηρίζονται από χαμηλές συγκεντρώσεις θρεπτικών αλάτων και χλωροφύλλης-α, όπως αυτό του Αιγαίου Πελάγους.

Η μεθοδολογία που χρησιμοποιήθηκε βασίστηκε σε τρία πρότυπα σύνολα δεδομένων, γνωστού ευτροφικού επιπέδου και κρίθηκε απαραίτητο να πληροί τις εξής προϋποθέσεις: α) ο όγκος των δεδομένων να είναι αρκετά μεγάλος, ώστε να εξασφαλίζεται η αξιοπιστία των στατιστικών μεθόδων, β) η αλληλεπικάλυψη των τιμών μεταξύ των διαφορετικών ευτροφικών επιπέδων να μην είναι σημαντική, και γ) η μελέτη περιπτώσεως να έχει ως στόχο την επιβεβαίωση του επιπέδου ευτροφισμού περιοχών με γνωστά χαρακτηριστικά (παράκτια περιοχή της πόλης της Ρόδου). Η γραφική απεικόνιση των κατανομών παρουσίασε περιορισμένη αλληλεπικάλυψη μεταξύ του μεσότροφου και του εύτροφου προτύπου συνόλου δεδομένων. Το σημείο τομής των δύο κατανομών θεωρήθηκε ως η καταλληλότερη οριακή τιμή μεταξύ των δύο επιπέδων ευτροφισμού και ακολούθως προτάθηκε μία νέα κλίμακα για το δείκτη.

Τα αποτελέσματα που προέκυψαν από τη χρήση του TRIX στην παράκτια περιοχή της Ρόδου είναι ανάλογα της κατάταξης των σταθμών δειγματοληψίας βάσει διαφορετικών μεθόδων επεξεργασίας των δεδομένων. Παρά την αναλογικότητα των αποτελεσμάτων, είναι προφανές ότι περισσότεροι σταθμοί ομαδοποιήθηκαν στο ολιγότροφο επίπεδο βάσει του TRIX, ενώ ένας σταθμός που είχε χαρακτηριστεί εύτροφος σε προγενέστερες μελέτες κατατάσσεται πλέον στους μεσότροφους. Παρατηρείται γενικά μία υποτίμηση των φορτίων θρεπτικών αλάτων και χλωροφύλλης-α από τον TRIX, γεγονός που επισημαίνεται κι από τους Salas *et al.* (2008). Αντίθετα η διατεταγμένη κλίμακα που χρησιμοποιήθηκε από τον Karydis

(1992) παρουσιάζεται περισσότερο συντηρητική στη κατάταξη των σταθμών, γεγονός που αποδίδεται στην ξεχωριστή εξέταση της συγκέντρωσης νιτρικών, νιτρωδών και αμμωνιακών αλάτων, σε αντίθεση με τον TRIX όπου όλα εκφράζονται ως ανόργανο άζωτο. Επιπλέον η συγκέντρωση οξυγόνου δεν συμπεριλαμβάνεται στη διατεταγμένη κλίμακα.

Ο δείκτης TRIX αποτελεί συνδυασμό τεσσάρων παραμέτρων - θρεπτικά άλατα και φυτοπλαγκτόν – οι οποίες πιθανών να παρουσιάζουν αρνητική συσχέτιση ανά περιόδους, κυρίως κατά την στρωματοποίηση των υδάτων (Ignatiades *et al.* 1985). Αυτό το γεγονός δύναται να οδηγήσει σε υποτίμηση των συνθηκών ευτροφισμού. Σε αυτό συμβάλει και ο λογαριθμικός μετασχηματισμός των μεταβλητών, που έχει την ιδιότητα να συμπιέζει τις ανώτερες τιμές και να περιορίζει τη βαρύτητά τους στο σύνολο των δεδομένων. Σε μελέτη αξιολόγησης των ευτροφικών συνθηκών στην Κασπία Θάλασσα (Nasrollahzadeh *et al.* 2008), η ετήσια μέση τιμή του TRIX για την περίοδο 1996-1997 υπολογίστηκε 3,49 παραπέμποντας βάσει της πρότυπης κλίμακας σε ολιγότροφο επίπεδο (Vollenweider *et al.* 1998). Εντούτοις, άλλοι δείκτες που χρησιμοποιήθηκαν στην ίδια περιοχή οδήγησαν σε διαφορετικά αποτελέσματα, ενώ παράλληλα διαπιστώθηκαν ποιοτικές αλλαγές στην φυτοπλαγκτονική κοινωνία με το δείκτη TRIX να παρουσιάζει αδυναμία καταγραφής τους: ορισμένα είδη εξαφανίστηκαν, ενώ κάποια άλλα εξελίχθηκαν σε κυρίαρχα.

Ο δείκτης TRIX δύναται να αποτελέσει χρήσιμο εργαλείο για την αρχική αξιολόγηση των συνθηκών ευτροφισμού σε παράκτιες περιοχές, με την προϋπόθεση ότι τα πλεονεκτήματα και οι αδυναμίες του λαμβάνονται υπόψη: α) είναι πολύ-παραμετρικός δείκτης και τα αποτελέσματά του κρίνονται περισσότερο αξιόπιστα από την εξέταση κάθε μεταβλητής ξεχωριστά, β) οι μεταβλητές που περιλαμβάνονται στον TRIX παρουσιάζουν συσχέτιση μεταξύ τους, γεγονός που πιθανών να οδηγήσει

σε υποτίμηση των συνθηκών ευτροφισμού, υπό ορισμένες συνθήκες, και γ) οι οριακές τιμές των επιπέδων ευτροφισμού επιβάλλεται να είναι αποτέλεσμα εφαρμογής του δείκτη σε σύνολα δεδομένων εγνωσμένου ευτροφικού επιπέδου.

Από τα αποτελέσματα της παρούσας ενότητας είναι προφανές ότι δεν είναι δυνατή η χρήση μιας ενιαίας κλίμακας TRIX σε παγκόσμιο επίπεδο. Συνεπώς προτείνεται η αναπροσαρμογή της αρχικής κλίμακας σε επίπεδα περιφερειακών θαλασσών και η χρήση του δείκτη σε συνδυασμό με δείκτες αξιολόγησης της δομής της φυτοπλαγκτονικής βιοκοινωνίας.

8. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Ο ποσοτικός προσδιορισμός του θαλασσίου ευτροφισμού έχει αποδειχθεί σύνθετη διαδικασία, γεγονός που αποδίδεται στην πολυπλοκότητα των φυσικοχημικών και βιολογικών διεργασιών που χαρακτηρίζουν το φαινόμενο. Στην παρούσα εργασία επιχειρήθηκε η εξέλιξη μεθόδων που έως σήμερα δεν απέδιδαν ικανοποιητικά (ANOVA) ή δεν είχαν καθοριστεί επακριβώς βασικά χαρακτηριστικά τους (Cluster Analysis). Αν και απαιτείται περαιτέρω διερεύνηση, φαίνεται ότι η προσομοίωση κανονικής κατανομής σε δεδομένα συγκέντρωσης θρεπτικών αλάτων και χλωροφύλλης-α συμβάλλει στην αύξηση της διακριτικής ικανότητας της ANOVA ως προς το διαχωρισμό των ευτροφικών επιπέδων. Απαραίτητη προϋπόθεση αποτελεί η ύπαρξη προτύπων συνόλων δεδομένων που αντιστοιχούν σε κάθε επίπεδο ευτροφισμού και αποτελούν σημείο αναφοράς κατά τις επί μέρους συγκρίσεις (post hoc comparisons). Για την περιοχή του Αιγαίου Πελάγους τα πρότυπα σύνολα έχουν καθοριστεί και χρησιμοποιηθεί σε προγενέστερες επιστημονικές εργασίες. Συνεπώς η εφαρμογή ANOVA σε συνδυασμό με προσομοίωση κανονικής κατανομής δύναται να αποτελέσει αποτελεσματική μέθοδο αξιολόγησης των συνθηκών ευτροφισμού στα παράκτια οικοσυστήματα της ευρύτερης περιοχής.

Η Ανάλυση Ομαδοποίησης έχει εφαρμοστεί κατά κόρον σε επιστημονικές εργασίες ποσοτικού προσδιορισμού του θαλασσίου ευτροφισμού, προσφέροντας τη δυνατότητα οπτικοποίησης των αποτελεσμάτων μέσω του δένδρογράμματος τιμών. Σε αυτές έχουν χρησιμοποιηθεί διαφορετικοί αλγόριθμοι ομαδοποίησης χωρίς σαφή αιτιολόγηση της εκάστοτε επιλογής. Στην παρούσα εργασία, η επιλογή γίνεται με τρόπο αντικειμενικό βασισμένο στα αποτελέσματα σύγκρισης μεταξύ των

επικρατέστερων αλγορίθμων. Ο αλγόριθμος του Ward προσέδωσε στη μέθοδο υψηλότερη διακριτική ικανότητα και συνεπώς προτείνεται ως ο καταλληλότερος σε περιπτώσεις ποσοτικής εκτίμησης ευτροφισμού.

Ο Δείκτης Ευτροφισμού (Δ.Ε.) που αναπτύχθηκε βάσει της PCA εμφανίζεται ιδιαίτερα χρήσιμος για την κατάταξη παρακτίων οικοσυστημάτων του Αιγαίου Πελάγους στο αντίστοιχο ευτροφικό επίπεδο. Βασίζεται σε μεταβλητές “ρουτίνας” και οι αριθμητικοί συντελεστές της εξίσωσης του δεν καθορίζονται εμπειρικά, αλλά προκύπτουν από τη στατιστική μέθοδο. Η χρήση του σε συνδυασμό με την ανάπτυξη κλίμακας τιμών Δ.Ε. για το Αιγαίο Πέλαγος οδήγησε σε αποτελέσματα προγενέστερων επιστημονικών εργασιών, παρουσιάζοντας υψηλή διακριτική ικανότητα παρά την απώλεια μέρους της φυσικής πληροφορίας. Εφαρμογή του δείκτη σε περισσότερα παράκτια οικοσυστήματα της ευρύτερης περιοχής κρίνεται απαραίτητη για περαιτέρω επιβεβαίωση της καταλληλότητας του. Γενικά, οι πρώτες ενδείξεις οδηγούν στο συμπέρασμα ότι ο συγκεκριμένος δείκτης δύναται να περιγράψει τις συνθήκες ευτροφισμού με ένα καθαρό αριθμό, προσφέροντας πρακτική ευκολία στην παρακολούθηση του φαινομένου.

Ο Δείκτης TRIX προσφέρει την ίδια πρακτική ευκολία και αναπτύχθηκε για τα παράκτια οικοσυστήματα της Αδριατικής. Αν και οι αριθμητικοί συντελεστές της εξίσωσης καθορίστηκαν εμπειρικά ο συγκεκριμένος δείκτης εφαρμόστηκε επιτυχώς τόσο στην Αδριατική όσο και σε άλλες ευρωπαϊκές θάλασσες με κοινά χαρακτηριστικά. Αντιθέτως η κλίμακα του δείκτη αποδείχθηκε ακατάλληλη για χρήση στο Αιγαίο Πέλαγος και επιχειρήθηκε αναπροσαρμογή της. Η νέα κλίμακα οδήγησε σε κατάταξη των υπό μελέτη συστημάτων που συμφωνεί μεγάλο βαθμό με προγενέστερες μελέτες. Οι αποκλίσεις που παρατηρήθηκαν αποδίδονται στο γεγονός ότι ο TRIX αναπτύχθηκε σε εντονότερες συνθήκες ευτροφισμού, με αποτέλεσμα να

καθίσταται καταλληλότερος για ανάλογα οικοσυστήματα κι όχι για κατά βάση ολιγότροφες περιοχές όπως το Αιγαίο Πέλαγος.

Ο ποσοτικός προσδιορισμός του ευτροφισμού αποτελεί προϋπόθεση για την αντιμετώπιση του φαινομένου και τον περιορισμό των επιπτώσεών του. Η ανάπτυξη ενός ενιαίου συστήματος αξιολόγησης των ευτροφικών τάσεων σε επίπεδο Αιγαίου Πελάγους θα συμβάλει στην ευκολότερη κατανόηση των συνθηκών που επικρατούν και τη χάραξη μιας αποτελεσματικής πολιτικής για τη σωστή διαχείριση των παρακτίων συστημάτων. Η υιοθέτηση ενός δείκτη ευτροφισμού για την ευρύτερη περιοχή αποτελεί χρήσιμο εργαλείο, επιτρέποντας την έγκαιρη διάγνωση της υποβάθμισης των περιβαλλοντικών συνθηκών. Προτείνεται περαιτέρω έρευνα προκειμένου να καθορισθεί ο καταλληλότερος από τους δείκτες που έχουν αναπτυχθεί για το Αιγαίο Πέλαγος και να καθιερωθεί ως κοινά αποδεκτή μέθοδος ποσοτικής εκτίμησης του φαινομένου.

9. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Anderberg MR. 1973. *Cluster Analysis for Applications* . London: Academic Press Ltd.

Andersen JH, Schluter L, Aertebjerg G. 2006. Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. *Journal of Plankton Research* **28**: 621-628.

Anderson DM, Burkholder JM, Cochlan WP, Glibert PM, Gobler CJ, Heil CA, Kudela RM, Parsons ML, Rensel JEJ, Townsend DW, Trainer VL, Vargo GA. 2008. Harmful algal blooms and eutrophication: Examining linkages from selected coastal regions of the United States. *Harmful Algae* **8**: 39-53.

Arhonditsis G, Giourga C, Loumou A. 2000. Ecological patterns and comparative nutrient dynamics of natural and agricultural Mediterranean-type ecosystems. *Environmental Management* **26**: 527-537

Arhonditsis G, Tsirtsis G, Angelidis G, Karydis M. 2000. Quantification of the effects of non-point nutrient sources to coastal marine eutrophication: Applications to a semi-enclosed gulf in the Mediterranean Sea. *Ecological Modelling* **129**: 209-227.

Arhonditsis G, Eleftheriadou M, Karydis M, Tsirtsis G. 2003a. Eutrophication risk assessment in coastal embayments using simple statistical models. *Marine Pollution Bulletin* **46**: 1174-1178.

Arhonditsis G, Karydis M, Tsirtsis G. 2003b. Analysis of Phytoplankton Community Structure Using Similarity Indices: A New Methodology for Discriminating Among Eutrophication Levels in Coastal Marine Ecosystems. *Environmental Management* **31**: 619-632.

Artioli, Y., Bendoricchio, G. & Palmeri, L. 2005. Defining and modeling the coastal zone affected by the Po River (Italy). *Ecological Modelling*, *184*(1), 55-68.

Assimakopoulou G, Gotsis-Skretas O. 1997. Eutrophication status in Kalloni Gulf. 5th National Symposium on Oceanography and Fisheries. 491-493.

Assimakopoulou G, Gotsis-Skretas O. 2000. Primary production and chlorophyll- α of phytoplankton and autotrophic picoplankton in Pagassitikos Gulf (spring 1999). 6th Symposium in Oceanography and Fisheries, 312-316.

Azov Y. 1991. Eastern Mediterranean--a marine desert? *Marine Pollution Bulletin* **23**: 225-232.

Backer LC. 2009. Impacts of Florida red tides on coastal communities. *Harmful Algae* **8**: 618-622.

Baden SP, Loo LO, Pihl L, Rosenberg R. 1990. Effects of eutrophication on benthic communities including fish: Swedish west coast. *Ambio* **19**: 113-122.

- Bald J, Borja A, Muxika I, Franco J, Valencia V. 2005.** Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: A case-study from the Basque Country (Northern Spain). *Marine Pollution Bulletin* **50**: 1508-1522.
- Balopoulos E, Friligos N. 1986.** Transfer mechanisms and nutrient enrichment in the Northwestern Aegean Sea: Thermaikos Gulf. *Rapport Commission Internationale pour l' Exploration Scientifique de la Mer Mediterranee* **30**: 134.
- Balopoulos E, Friligos N. 1993.** Water circulation and eutrophication in the northwestern Aegean Sea: Thermaikos Gulf. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* **28**: 1311-1329.
- Barnett V, Lewis T. 1987.** *Outliers in Statistical Data*. New York: J. Wiley & Sons.
- Basile G, Marano B, Cioffi G. 1990.** Phosphorus and Nitrogen Removal from Effluents and Surface Runoffs - Research on Their Contribution to Eutrophication. *Agrochimica* **34**: 393-404.
- Becacos-Kontos T. 1968.** The annual cycle of primary production in the Saronikos Gulf (Aegean Sea) for the period November 1963 - October 1964 . *Limnology and Oceanography* **13**: 485-489.
- Becacos-Kontos T. 1977.** Primary production and environmental factors in an oligotrophic biome in the Aegean Sea. *Marine Biology* **42**: 93-98.
- Becacos-Kontos T, Friligos N. 1973.** Nutrient variations in the Saronikos Gulf. *Thalassia Yugoslavica* **9**: 1-9.
- Bendoricchio, G. and de Boni, G. 2005.** A water quality model for the Lagoon of Venice, Italy. *Ecological Modelling*, *184*(1), 69-81.
- Berman T, Townsend DW, El Sayed SZ, Trees CC, Azov Y. 1984.** Optican transparency, chlorophyll and primary production in the Eastern Mediterranean near the Israeli coast. *Oceanologica Acta* **7**: 367-372.
- Best MA, Wither AW, Coates S. 2007.** Dissolved oxygen as a physico-chemical supporting element in the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* **55**: 53-64.
- Bethoux JP, Morin P, Madec C, Gentili B. 1992.** Phosphorus and nitrogen behaviour in the Mediterranean Sea. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers* **39**: 1641-1654.
- Bethoux JP, Morin P, Chaumery C, Connan B, Gentili B, Ruiz-Pino D. 1998.** Nutrients in the Mediterranean Sea, mass balance and statistical analysis of concentrations with respect to environmental change. *Marine Chemistry* **63**: 155-169.
- Boalch GF. 1987.** Changes in the phytoplankton of the western English Channel in recent years. *British Phycological Journal* **22**: 225-235.

Boesch DF. 1977. Application of Numerical Classification in Ecological investigations of Water Pollution. EPA-600/3-77-033. 1977. U.S. Environmental Protection Agency.

Borja A. 2005. The European water framework directive: A challenge for nearshore, coastal and continental shelf research. *Continental Shelf Research* **25**: 1768-1783.

Borja, A. & Dauer, D.M. 2008. Assessing the environmental quality status and coastal system: comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators* **8**(4), 331-337.

Borja A, Franco J, Perez V. 2000. A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin* **40**: 1100-1114.

Borja A, Franco J, Valencia V, Bald J, Muxika I, Belzunce MJ, Solaun O. 2004. Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin* **48**: 209-218.

Borja A, Heinrich H. 2005. Implementing the European Water Framework Directive: The debate continues.. *Marine Pollution Bulletin* **50**: 486-488.

Borja A, Muxika I, Franco J. 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin* **46**: 835-845.

Borum J. 1996. Shallow waters and land:sea boundaries. In: Jorgensen BB, Richardson K, eds. *Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems*. American Geophysical Union, Washington, DC: 179-203.

Botes L, Smit AJ, Cook PA. 2003. The potential threat of algal blooms to the abalone (*Haliotis midae*) mariculture industry situated around the South African coast. *Harmful Algae* **2**: 247-259.

Boyle TP, Smillie GM, Anderson JD, Beeson DR. 1990. A sensitivity analysis of nine diversity and seven similarity indices. *Journal of Water Pollution Control Federation* **62**: 749-762.

Brooks KM, Mahnken C, Nash C. 2002. Environmental effects associated with marine net pen waste with emphasis on salmon farming in the Pacific Northwest. In: Stickney RR, McVey JP, eds. *Responsible Marine Aquaculture*. Cambridge: CAB International, 114-203.

Burkholder JM. 1998. Implications of harmful microalgae and heterotrophic dinoflagellates in management of sustainable marine fisheries. *Ecological Applications* **8**: S37-S62.

Casazza RR, Lopez y Royo C, Silvestri C. 2004. Implementation of the 2000/60/EC Directive, for coastal waters, in the Mediterranean ecoregion: The importance of biological elements and of an ecoregion co-shared application. *Biologia Marina Mediterranea* **11**: 12-24.

- Cattell RB. 1966.** The scree test for the number of factors. *Multivariate Behavioural Research* **1**: 245-276.
- Christaki U, Van Wambeke F, Dolan JR. 1999.** Nanoflagellates (mixotrophs, heterotrophs and autotrophs) in the oligotrophic eastern Mediterranean: standing stocks, bacterivory and relationships with bacterial production. *Marine Ecology Progress Series* **181**: 297-307.
- Clarke KR. 1993.** Nonparametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* **18**: 117-143.
- Clarke KR, Green RH. 1988.** Statistical design and analysis for a biological effects study. *Marine Ecology Progressive Series* **46**: 213-216.
- Cliff N. 1988.** The eigenvalue-greater-than-one rule and the reliability of components. *Psychological Bulletin* **103**: 276-279.
- Collins NR, Williams R. 1982.** Zooplankton communities in the Bristol Channel and Severn Estuary. *Marine Ecology Progress Series* **9**: 1-11.
- Conley D, Stalnake JP, Pitkanen H, Wilander A. 2000.** The transport and retention of dissolved silicate in rivers from Sweden and Finland. *Limnology and Oceanography* **45**: 1850-1853.
- Cromey CJ, Nickell TD, Black KD. 2002.** DEPOMOD--modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture* **214**: 211-239.
- D' Andrade RG. 1978.** U-statistical hierarchical clustering. *Psychometrika* **43**: 59-67.
- Day RW, Quinn GP. 1989.** Comparisons of treatments after an analysis of variance in ecology. *Ecological Monographs* **59**: 433-463.
- de Jonge VN, Elliott M, Brauer VS. 2006.** Marine monitoring: Its shortcomings and mismatch with the EU Water Framework Directive's objectives. *Marine Pollution Bulletin* **53**: 5-19.
- Death RG, Winterbourn MJ. 1995.** Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities: The influence of habitat stability. *Ecology* **76**: 1446-1460.
- DETR. 1999.** *Regulatory impact assessment for Water Framework Directive* . London.
- Diapoulis A, Haritonidis S. 1984.** Marine algae of Lesvos Island, Greece . *Thalassographica* **7**: 95-107.
- Digby PGN, Kempton RA. 1987.** *Multivariate analysis of ecological communities*. London: Chapman and Hall.
- Drakopoulos PG, Valavanis V, Georgakarakos S. 2000.** Spatial and temporal distribution of chlorophyll-a in the Aegean Sea according to SeaWiFS imagery. Proceedings of the 6th National Symposium on Oceanography and Fisheries.

Dugdale RC, McIsaac JJ. 1975. Interpretation of O₂ nutrients and primary and secondary production data. 1975. Report to the Greater Athens Environmental Pollution Control Project.

Dugdale RC, Wilkerson FP. 1988. Nutrient sources and primary production in the Eastern Mediterranean. *Oceanologica Acta* **SP**: 179-184.

Dworak T, Gonzalez C, Laaser C, Interwies E. 2005. The need for new monitoring tools to implement the WFD. *Environmental Science & Policy* **8**: 301-306.

E.C. 1991. Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban wastewater treatment.

E.C. 2000. *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy.* Brussels.

Καρλής Δ. 2005. *Πολυμεταβλητή Στατιστική Ανάλυση.* Αθήνα: Εκδόσεις Σταμούλη.

Edwards VR, Tett P, Jones KJ. 2003. Changes in the yield of chlorophyll a from dissolved available inorganic nitrogen after an enrichment event-applications for predicting eutrophication in coastal waters. *Continental Shelf Research* **23**: 1771-1785.

EEA. 1999. *Nutrients in European Ecosystems.* Environmental Assessment Report No 4.

EEA. 2001. *Eutrophication in Europe's coastal waters.* Topic Report 7.

EEA. 2003a. *Testing of indicators for the marine and coastal environment in Europe Part 1: Eutrophication and integrated coastal zone management.* EEA Technical Report 84.

EEA. 2003b. *Testing of indicators for the marine and coastal environment in Europe. Part 3: Present state and development on eutrophication, hazardous substances, oil and ecological quality.* EEA Technical Report 86.

EEA. 2005. *Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment.*

Elmgren R, Larsson U. 2001. Eutrophication in the Baltic Sea area. Integrated coastal management issues. In: von Bodungen B, Turner RK, eds. *Science and Integrated Coastal Management.* Berlin: Dahlem University Press, 15-35.

Emeis KC, Struck U, Leipe T, Pollehne F, Kunzendorf H, Christiansen C. 2000. Changes in the C, N, P burial rates in some Baltic Sea sediments over the last 150 years - relevance to P regeneration rates and the phosphorus cycle. *Marine Geology* **167**: 43-59.

Enell M. 1995. Environmental impact of nutrients from nordic fish farming. *Water Science and Technology* **31**: 61-71.

- Enell M, Ackefors H. 1991.** *Nutrient discharges from aquaculture operations in Nordic countries into Adjacent Sea areas.* ICES Report CM 1991/F:56. ICES: Copenhagen.
- Eriksson B. 1979.** *Statistical analysis of precipitation data. Part 1. Area precipitation.* Norrköping Publ. RMK 16.
- Erlandsson CP, Stigebrandt A. 2006.** Increased utility of the Secchi disk to assess eutrophication in coastal waters with freshwater run-off. *Journal of Marine Systems* **60**: 19-29.
- Everitt B. 1981.** *Cluster Analysis.* London: Heineman Educational Books.
- Folke C, Kautsky N, Troell M. 1994.** The costs of eutrophication from salmon farming: Implications for policy. *Journal of Environmental Management* **40**: 173-182.
- Forster B, Baide X, Xingwai S. 1994.** Modeling Suspended Particle Distribution in Near Coastal Waters Using Satellite Remotely-Sensed Data. *International Journal of Remote Sensing* **15**: 1207-1219.
- Friligos N. 1974.** Chemical changes in sea water of Saronikos Gulf in 1969. *Revue Internationale d' Oceanographie Medical* **35-36**: 165-186.
- Friligos N. 1976.** Seasonal variation of nutrients around the sewage outfall in the Saronikos Gulf. *Thalassia Yugoslavica* **12**: 441-453.
- Friligos N. 1977.** Seasonal variation of nutrient salts (N, P, Si) dissolved oxygen and chlorophyll- β in Thermaikos Gulf (1975-76). *Thalassia Yugoslavica* **13**: 327-342.
- Friligos N. 1981.** An index of marine pollution in the Saronikos Gulf. *Marine Pollution Bulletin* **12**: 96-100.
- Friligos N. 1982.** Enrichment of inorganic nutrients in the Inner Saronikos Gulf (1973-1976). *Marine Pollution Bulletin* **13**: 154-158.
- Friligos N. 1984.** Nutrients of the Saronikos Gulf in relation to environmental characteristics (1973-1976). *Hydrobiologia* **112**: 17-25.
- Friligos N. 1985.** Impact on phytoplankton populations of sewage discharges in the Saronikos Gulf (West Aegean). *Water Research* **19**: 1107-1118.
- Friligos N. 1987.** Eutrophication Assessment in Greek Coastal Waters. *Toxicological and Environmental Chemistry* **15**: 185-196.
- Friligos N, Satsmadjis J. 1977.** Nutrient distribution in the Gulf of Thermaikos (August 1975). *Thalassia Yugoslavica* **13**: 31-44.
- Friligos N, Koussouris T. 1984.** Preliminary observations on sewage nutrient enrichment and phytoplankton ecology in the Thermaikos Gulf, Thessaloniki, Greece. *Vie et Milieu* **34**: 35-39.

- Friligos N, Zenetos A. 1988.** Elefsis Bay anoxia: nutrient conditions and benthic community structure. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli Italia Marine Ecology* **9**: 273-290.
- Friligos N, Gotsis-Skretas O. 1989.** Eutrophication and red-tide in Aegean coastal waters. *Toxicological and Environmental Chemistry* **24**: 171-180.
- Friligos N, Giourga C, Karydis M, Margaris NS. 1994.** Modern agricultural practices and eutrophication in Pagassitikos Gulf, Greece. *Ecologia Mediterranea* **20**: 59-65.
- Ganoulis JG. 1991.** Water quality assessment and protection measures of a semi-enclosed coastal area: the bay of Thermaikos (NE Mediterranean Sea). *Marine Pollution Bulletin* **23**: 83-87.
- Georgopoulos PG, Seinfeld JH. 1982.** Statistical distributions of air pollutant concentration. *Environmental Science and Technology* **16**: 401-416.
- GESAMP. 1990.** *The state of the marine environment*. UNEP Regional Seas Reports and Studies 115.
- Giovanardi F, Tromellini E. 1992.** Statistical assessment of trophic conditions. Application of the OECD methodology to the marine environment. In: Vollenweider RA, Marchetti R, Viviani R, eds. *Marine Coastal Eutrophication. The Response of Marine Transitional Systems to Human Impact: Problems and Perspectives for Restoration*. Amsterdam: Elsevier Science, 211-233.
- Goldberg ED. 1995.** Emerging problems in the coastal zone for the twenty first century. *Marine Pollution Bulletin* **31**: 152-158.
- Gotsis-Skretas O. 1990.** Seasonal variability of phytoplankton and chlorophyll- α in the Pagasitikos Gulf. In: Friligos N, ed. *Oceanographic study of Pagasitikos Gulf*. Athens: National Centre for Marine Research, Technical Report, 115-145.
- Gotsis-Skretas O, Friligos N. 1990.** Contribution to eutrophication and phytoplankton ecology in the Thermaikos Gulf. *Thalassographica* **13**: 1-12.
- Gotsis-Skretas O, Pagou K, Moraitou-Apostolopoulou M, Ignatiades L. 1999.** Seasonal horizontal and vertical variability in primary production and standing stocks of phytoplankton and zooplankton in the Cretan Sea and the Straits of the Cretan Arc (March 1994-January 1995). *Prog.Oceanography* **44**: 625-649.
- Gower JFR, Borstad GA. 1990.** Mapping of Phytoplankton by Solar-Stimulated Fluorescence Using An Imaging Spectrometer. *International Journal of Remote Sensing* **11**: 313-320.
- Graneli E, Weberg M, Salomon PS. 2008.** Harmful algal blooms of allelopathic microalgal species: The role of eutrophication. *Harmful Algae* **8**: 94-102.
- Gray JS. 1992.** Eutrophication in the sea. In: Colombo G, Ferrari I, Ceccherelli VU, Rossi R, eds. *Marine Eutrophication and Population Dynamics*. Fredensborg: Olsen and Olsen, 3-15.

- Griffith D. 1999.** Exaggerating environmental health risk: the case of the toxic dinoflagellate *Pfiesteria*. *Human Organization* **58**: 119-127.
- Grubar, V.B. & Kovacic, G. 2010.** Landscape ecological characterization of the Adriatic Sea basin in Slovenia with an emphasis on water resources quality. *Annales-Anali za Istrke in Mediteranske Studije-Series Historia et Sociologica*, *20(1)*, 153-168.
- Haag I, Westrich B. 2002.** Processes governing river water quality identified by principal component analysis. *Hydrological Processes* **16**: 3113-3130.
- Hakanson L. 1994.** A review of effect-dose-sensitivity models for aquatic ecosystems. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* **79**: 621-667.
- Hallegraeff GM. 1993.** A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia* **32**: 99.
- Haritonidis S, Thekos I. 1974.** A survey of the marine algae of Thassos and Mytilene Islands, Greece. *Botanica Marina* **17**: 30-39.
- Harrington JA, Schiebe FR, Nix JF. 1992.** Remote-Sensing of Lake Chicot, Arkansas - Monitoring Suspended Sediments, Turbidity, and Secchi Depth with Landsat Mss Data. *Remote Sensing of Environment* **39**: 15-27.
- Hatzichristofas FS, Kitsiou D, Hatzopoulos I, Karydis M. 2000.** Spatial distribution of chlorophyll- α concentrations using satellite data: comparison of two different methodologies. Proceedings of the 6th National Symposium on Oceanography and Fisheries , 211-215.
- Hatzichristofas F, Karydis M, Hatzopoulos J. 2001.** Eutrophication assessment in the Aegean Sea based on satellite data. *7th International Conference of Environmental Science and Technology* 318-324.
- Heip C, Warwick RM, Carr MR, Herman PMJ, Huys R, Smol N, Van Holsbeke K. 1988.** Analysis of community attributes of the benthic meiofauna of Frierfjord/Langesundfjord. *Marine Ecology Progress Series* **46**: 171-180.
- Herrera-Silveira, J.A. & Morales-Ojeda, S.M. 2009.** Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast Mexico: assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. *Marine Pollution Bulletin* *59*, 72-86.
- HELCOM 2003.** The review of more specific targets to reach the goal set up in the 1988/1998 ministerial declarations regarding nutrients. Baltic Sea Environmental Proceedings 89.
- HELCOM 2004.** Nutrient Pollution to the Baltic Sea in 2000. Baltic Sea Environmental Proceedings 100.
- Henderson P, Seaby R. 2008.** *A Practical Handbook for Multivariate Methods*. Pisces Conservation Ltd, 224 pp.

- Henriksen P. 2009.** Reference conditions for phytoplankton at Danish Water Framework Directive intercalibration sites. *Hydrobiologia* **629**: 255-262.
- Heyman U, Ryding S, Forsberg C. 1984.** Frequency distributions of water quality variables. *Water Research* **18**: 787-794.
- Hooper FF. 1969.** Eutrophication indices and their relation to other indices of ecosystem change. In: *Eutrophication: causes, consequences and correctives*. Washington DC: National Academy of Sciences, 225-235.
- Humborg C, Smedberg E, Medina MR, Morth CM. 2008.** Changes in dissolved silicate loads to the Baltic Sea -- The effects of lakes and reservoirs. *Journal of Marine Systems* **73**: 223-235.
- ICES 2003.** Environmental Status of the European Seas.
- Ignatiades L. 1973.** Chemical studies in Southern Aegean Sea. *Rapport Commission Internationale pour l' Exploration Scientifique de la Mer Mediterranee* **21**: 201-206.
- Ignatiades L. 1998.** The productive and optical status of the oligotrophic waters of the Southern Aegean Sea (Cretan Sea). *J.Plankton Res.* **20**: 985-995.
- Ignatiades L. 2005.** Scaling the trophic status of the Aegean Sea, eastern Mediterranean. *Journal of Sea Research* **54**: 51-57.
- Ignatiades L, Karydis M, Vassiliou A, Moschopoulou N. 1981a.** Ecology of the Saronikos Gulf, Aegean Sea. Data Report, Part 1. Hydrography, DEMO 82/5. Athens, Greece, 44pp, Greek Atomic Energy Commission, Nuclear Research Center "Democritos".
- Ignatiades L, Karydis M, Moschopoulou N. 1981b.** Ecology of the Saronikos Gulf, Aegean Sea. DEMO (81/12) Data report (1980). Part 1. Hydrography, 44p. Greek Atomic Energy Commission. Nuclear Research Center "Democritos". Athens, Greece.
- Ignatiades L, Moschopoulou N, Vassiliou A, Karydis M. 1983.** Ecology of the Saronikos Gulf, Aegean Sea, Data Report 1980, Part 2. Phytoplankton, DEMO 83/8. 1983. Athens, Greece, Greek Atomic Energy Commission, Nuclear Research Center "Democritos".
- Ignatiades, L., Vassiliou, A. & Karydis, M. 1985.** A comparison of phytoplankton biomass parameters and their interrelation with nutrients in Saronikos Gulf (Greece). *Hydrobiologia* **128**, 201-206.
- Ignatiades L, Pagou P, Vassiliou A. 1986.** Long - term response of six diatom species to eutrophication. *Oceanological Acta* **9**: 449-456.
- Ignatiades L, Moschopoulou N. 1988.** Nitrogen as a factor affecting algal growth potential of an oligotrophic coastal environment of Eastern Mediterranean Sea. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* **73**: 457-464.

- Ignatiades L, Karydis M, Vounatsou P. 1992.** A possible method for evaluating oligotrophy and eutrophication based on nutrient concentration scales. *Marine Pollution Bulletin* **24**: 238-243.
- Ignatiades L, Georgopoulos D, Karydis M. 1995.** Description of the Phytoplanktonic Community of the Oligotrophic Waters of the SE Aegean Sea (Mediterranean). *Marine Ecology* **16**: 13-26.
- Ignatiades L, Psarra S, Zervakis V, Pagou K, Souvermezoglou E, Assimakopoulou G, Gotsis-Skretas O. 2002.** Phytoplankton size-based dynamics in the Aegean Sea (Eastern Mediterranean). *Journal of Marine Systems* **36**: 11-28.
- Islam MS. 2005.** Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. *Marine Pollution Bulletin* **50**: 48-61.
- Jin D, Hoagland P. 2008.** The value of harmful algal bloom predictions to the nearshore commercial shellfish fishery in the Gulf of Maine. *Harmful Algae* **7**: 772-781.
- Jin D, Thunberg E, Hoagland P. 2008.** Economic impact of the 2005 red tide event on commercial shellfish fisheries in New England. *Ocean and Coastal Management* **51**: 420-429.
- Johansson JOR, Lewis RR. 1992.** Recent improvements in water quality and biological indicators in Hillsborough Bay, a highly impacted subdivision of Tampa Bay, Florida, USA. In: Vollenweider RA, Marchetti R, Viviani R, eds. *The Response of Marine Transitional Systems to Human Impact: Problems and Perspectives for Restoration*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier Science, 1199-1216.
- Johnson RA, Wichern DW. 1998.** *Applied Multivariate Statistical Analysis*. New York: Prentice - Hall.
- Jongman RHG, ter Braak CJF, van Tongeren OFR. 1987.** *Data analysis in community and landscape ecology*. Den Haag: Pudoc Wageningen.
- Jorgensen BB. 1996.** Material flux in the sediment. In: Jorgensen BB, Richardson K, eds. *Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems*. Washington, DC: American Geophysical Union, 115-135.
- Justic D. 1988.** Trend in the transparency of the northern Adriatic Sea 1911-1982. *Marine Pollution Bulletin* **19**: 32-35.
- Kallis G, Butler D. 2001.** The EU water framework directive: measures and implications. *Water Policy* **3**: 125-142.
- Karageorgis AP, Skourtos MS, Kapsimalis V, Kontogianni AD, Skoulikidis NT, Pagou K, Nikolaidis NP, Drakopoulou P, Zanou B, Karamanos H, Levkov Z, Anagnostou C. 2005.** An integrated approach to watershed management within the DPSIR framework: Axios River catchment and Thermaikos Gulf. *Regional Environmental Change* **5**: 138-160.

- Karamanos E, Durrie de Madron X, Polyzonis V, Ludwig W. 2000.** The adjacent land area as fresh water and particulate matter contributor to the coastal zone of the Mediterranean sea: Gulf of Lions and Thermaikos Gulf. In: *METRO-MED Project, Final Scientific Report*. 10-19.
- Karlis D, Saporta G, Spinakis A. 2003.** A simple rule for the selection of principal components. *Communications in Statistics: Theory and Methods* **32**: 643-666.
- Karlson K, Rosenberg R, Bonsdorff E. 2002.** Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters. *Oceanogr.Mar.Biol.Ann.Rev.* **40**: 427-489.
- Karydis M. 1992.** Scaling methods in assessing environmental quality: a methodological approach to eutrophication. *Environmental Monitoring and Assessment* **22**: 123-136.
- Karydis M. 1994a.** Quantitative assessment of eutrophication based on non-parametric procedures . *International Symposium on Pollution of the Mediterranean Sea* 379-385.
- Karydis M. 1994b.** Environmental-quality assessment based on the analysis of extreme values - a practical approach for evaluating eutrophication. *Journal of Environmental Science and Health* **A29**: 775-791.
- Karydis M. 1996.** Quantitative assessment of eutrophication: A scoring system for characterising water quality in coastal marine ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment* **41**: 233-246.
- Karydis M. 1999.** Evaluation report on the eutrophication level in coastal greek areas. University of Aegean, Mytilini.
- Karydis M. 2001.** Assessing levels of eutrophication: a short review on quantitative methodology. *Biologia Gallo-hellenica* **27**: 144.
- Karydis M, Moschopoulou N. 1982.** Vertical Nutrient and Phytoplankton Distribution in Relation to Physical Stability. *Hydrobiologia* **94**: 97-101.
- Karydis M, Ignatiades L, Moschopoulou N. 1983a.** An index associated with nutrient eutrophication in the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **16**: 339-344.
- Karydis M, Moschopoulou N, Ignatiades L. 1983b.** Carotenoid/Chlorophyll- α ratio in relation to Nutrient Distributions. *Rapp.Comm.int.Mer.Medit.* **28**: 69-71.
- Karydis M, Georgopoulos D, Ignatiades L, Nikolaidou A, Papathanassiou E, Siokou-Frangou J. 1987.** Oceanographic and Ecological Survey of the S.E. Aegean Sea (1983-1984). National Center of Marine Research, Greece.
- Karydis M, Coccosis H. 1990.** Use of multiple criteria for eutrophication assessment of coastal waters . *Environmental Monitoring and Assessment* **14**: 89-100.

- Karydis M, Moriki A. 1993.** Evaluation of the sensitivity of chemical and phytoplanktonic parameters in assessing eutrophication. *Proceedings of the 4th National Symposium on Oceanography and Fisheries* 344-346.
- Karydis M, Tsirtsis G. 1996.** Ecological indices: A biometric approach for assessing eutrophication levels in the marine environment. *Science of the Total Environment* **186**: 209-219.
- Khaleel R, Reddy KR, Overcash MR. 1980.** Transport of potential pollutants in runoff water from land areas receiving animal wastes: A review. *Water Research* **14**: 421-436.
- Khorram S, Cheshire H, Geraci AL, Larosa G. 1991.** Water-Quality Mapping of Augusta Bay, Italy from Landsat-Tm Data. *International Journal of Remote Sensing* **12**: 803-808.
- Kimor B, Wood ESF. 1975.** A plankton study in the Eastern Mediterranean Sea. *Marine Biology* **29**: 321-333.
- Kitsiou D, Karydis M. 1997.** Eutrophication assessment at a spatial scale in Saronikos Gulf using ecological indices and multicriteria choice methods. 5th National Symposium on Oceanography and Fisheries. 15-4-1997.
- Kitsiou D, Hatzopoulos I, Karydis M. 1997.** Use of satellite images LANDSAT-TM and AVHRR for the study of the sea environment. *Proceedings of the 5th National Symposium on Oceanography and Fisheries* , 271-274. 1997.
- Kitsiou D, Karydis M. 1998.** Development of categorical mapping for quantitative assessment of eutrophication. *Journal of Marine Conservation* **4**: 35-44.
- Kitsiou D, Karydis M. 2000.** Categorical mapping of marine eutrophication based on ecological indices. *The Science of the Total Environment* **255**: 113-127.
- Kitsiou D, Karydis M. 2001.** Marine Eutrophication: A proposed data analysis procedure for assessing spatial trends. *Environmental Monitoring and Assessment* **68**: 297-312.
- Kitsiou D, Coccosis H, Karydis M. 2002.** Multi-dimensional evaluation and ranking of coastal areas using GIS and multiple criteria choice methods. *Science of the Total Environment* **283**: 1-17.
- Koukaras K, Nikolaidis G. 2004.** Dinophysis blooms in Greek coastal waters (Thermaikos Gulf, NW Aegean Sea). *Journal of Plankton Research* **26**: 445-457.
- Krebs CJ. 1999.** *Ecological Methodology*. Menlo Park, California: Addison-Wesley-Longman Inc.
- Kucuksezgin F, Balci A, Kontas A, Altay O. 1995.** Distribution of nutrients and chlorophyll- α in the Aegean Sea. *Oceanologica Acta* **18**: 343-352.

- Landsberg JH. 2002.** The Effects of Harmful Algal Blooms on Aquatic Organisms. *Reviews in Fisheries Science* **10**: 113-390.
- Larkin SL, Adams CL. 2007.** Harmful algal blooms and coastal business: economic consequences in Florida. *Society and Natural Resources* **20**: 849-859.
- Laws EA. 1993.** *Aquatic pollution*. New York.
- Legendre L. 1987.** Multidimensional Contingency Table Analysis as Tool for Biological Oceanography. *Biological Oceanography* **5**: 13-28.
- Likens G. 1972.** Eutrophication and Aquatic Ecosystem. Nutrient and Eutrophication. The American Society of Limnology and Oceanography. Special Symposia. 1, 3-13.
- Ludwig AJ, Reynolds JF. 1988.** *Statistical Ecology: a Primer on Methods and Computing*. New York: J. Wiley and Sons.
- 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.
- Lusic, D.V., Persic, V., Horvatic, J., Vilicic, D., Traven, L., Dakovac, T. & Micovic, V. 2008.** Assessment of nutrient limitation in Rijeka Bay, NE Adriatic Sea, using miniaturized bioassay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 358, 46-56.
- Lykousis V, Chronis G, Tselepides A, Price B, Theocharis A, Siokou-Frangou I, Van Wambeke F, Danovaro R, Stavrakakis S, Duineveld G, Georgopoulos D, Ignatiades L, Souvermetsoğlu A, Voutsinou-Taliadouri F. 2002.** Major outputs of the recent multidisciplinary biochemical researches in the Aegean Sea . *Journal of Marine Systems* **33-34**: 313-334.
- Makra A, Thessalou-Legaki M, Costelloe J, Nicolaidou A, Keegan BF. 2001.** Mapping the Pollution Gradient of the Saronikos Gulf Benthos Prior to the Operation of the Athens Sewage Treatment Plant, Greece. *Marine Pollution Bulletin* **42**: 1417-1419.
- Masters GM. 1998.** *Introduction to environmental engineering and science*. New Jersey: Prentice-Hall.
- McGlathery KJ. 2001.** Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient-enriched coastal waters. *Journal of Phycology* **37**: 453-456.
- Mclsaac JJ. 1973.** Report of the working conference on a systems approach to eutrophication problems in Eastern Mediterranean Part 1. 10-13 November 1972. Nafplion, Greece.
- Michelakaki M, Kitsiou D. 2005.** Estimation of anisotropies in chlorophyll-a spatial distributions based on satellite data variography. Proceedings of the 9th International Conference on Environmental Science and Technology A, 992-997.

- Mihnea PE. 1985.** Phytoplankton diversity indices as eutrophication indicators of the Romanian inshore waters . *Cercherati Marine, I.R.C.M.* **18**: 139-155.
- Millet B, Lamy N. 2002.** Spatial patterns and seasonal strategy of macrobenthic species relating to hydrodynamics in a coastal bay . *Journal de Recherche Oceanographique* **27**: 30-42.
- Mitsios IK, Gatsios FA. 2000.** *Development of an integrated policy for the sustainable management of Pagasitikos Gulf: Assessment of nitrate, nitrite, phosphate and pesticide input concentrations from agriculture effluents.* University of Thessaly, Volos.
- Moncheva S, Gotsis-Skretas O, Pagou K, Krastev A. 2001.** Phytoplankton Blooms in Black Sea and Mediterranean Coastal Ecosystems Subjected to Anthropogenic Eutrophication: Similarities and Differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **53**: 281-295.
- Moncheva S, Dontcheva V, Shtereva G, Kamburska L, Malej A, Gorinstein S. 2002.** Application of eutrophication indices for assessment of the Bulgarian Black Sea coastal ecosystem ecological quality. *Water Science Technology* **46**: 19-28.
- Morgan KL, Larkin SL, Adams CM. 2009.** Firm-level economic effects of HABS: A tool for business loss assessment. *Harmful Algae* **8**: 212-218.
- Moriki A, Karydis M. 1994.** Application of Multicriteria Choice - Methods in Assessing Eutrophication. *Environmental Monitoring and Assessment* **33**: 1-18.
- Moriki A, Coccosis H, Karydis M. 1996.** Multicriteria Evaluation in Coastal Management. *Journal of Coastal Research* **12**: 171-178.
- Moss B. 2008.** The Water Framework Directive: Total environment or political compromise? *Science of The Total Environment* **400**: 32-41.
- Mozetic, P., Malacic, V. & Turk, V. 2008.** A case study of sewage discharge in the shallow coastal area of the Northern Adriatic Sea (Gulf of Trieste). *Marine Ecology*, **29**, 483-494.
- Muxika I, Borja A, Bald J. 2007.** Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* **55**: 16-29.
- NCMR 1997.** Structure and function of the marine and coastal ecosystem of Kalloni Bay, Lesbos Island. Panayiotidis, P. and Klaudatos, S. Technical Report.
- Nasrollahzadeh, H.S., Bin Din, Z. & Foong, S.Y. 2008.** Trophic status of the Iranian Caspian Sea based on water quality parameters and phytoplankton diversity. *Continental Shelf Research*, **28**(9), 1153-1165.
- Neofitou N, Klaudatos S. 2008.** Effect of fish farming on the water column nutrient concentration in a semi-enclosed gulf of the Eastern Mediterranean. *Aquaculture Research* **39**: 482-490.

Newton A, Icely JD, Falcao M, Nobre A, Nunes JP, Ferreira JG, Vale C. 2003. Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. *Continental Shelf Research* **23**: 1945-1961.

Nijkamp P, Voogd H. 1986. A survey of qualitative multiple criteria choice models. In: Nijkamp P, Leitner H, Wringley N, eds. *Measuring the unmeasurable*. Dordrecht: Kluwer / Nijhoff .

Nikolaidis G, Moschandreou K, Koukaras K, Aligizaki K, Kalopesa E, Heracleous A. 2006a. The use of chlorophyll- α for the trophic state assessment of water masses in the inner part of Thermaikos Bay (NW Aegean Sea). *Fresenius Environmental Bulletin* **15**: 1193-1198.

Nikolaidis NP, Karageorgis AP, Kapsimalis V, Marconis G, Drakopoulou P, Kontoyiannis H, Krasakopoulou E, Pavlidou A, Pagou K. 2006b. Circulation and nutrient modelling of Thermaikos Gulf, Greece. *Journal of Marine Systems* **60**: 51-62.

Nikolaidis, G. Moschandreou, K. & Patoucheas, D.P. 2008. Application of a trophic index (TRIX) for water quality assessment at Kalamitsi Coasts (Ionian Sea) after the operation of the wastewater treatment plant. *Fresenius Environmental Bulletin*, 17(11B), 1938-1944.

Nikolaidis NP, Karageorgis AP, Kapsimalis V, Drakopoulou P, Skoulikidis N, Behrendt H, Levkov Z. 2009. Management of nutrient emissions of Axios River catchment: Their effect in the coastal zone of Thermaikos Gulf, Greece. *Ecological Modelling* **220**: 383-396.

Nishikawa T, Hori Y, Tanida K, Imai I. 2007. Population dynamics of the harmful diatom *Eucampia zodiacus* Ehrenberg causing bleachings of *Porphyra thalli* in aquaculture in Harima-Nada, the Seto Inland Sea, Japan. *Harmful Algae* **6**: 763-773.

Nixon SW. 1995. Coastal eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia* **41**: 199-220.

Norkko A, Bonsdorff E. 1996. Rapid zoobenthic community responses to accumulations of drifting algae . *Marine Ecology Progressive Series* **131**: 143-157.

O'Reilly JE, Maritorena S, Mitchell BG, Siegel DA, Carder KL, Garver SA, Kahru SA, MC Claim C. 1998. Ocean colour chlorophyll algorithms for SeaWiFS. *Journal of Geophysical Research* **103**: 937-953.

OECD. 1993. *OECD core set of indicators for environmental performance reviews*. OECD / GD (93) 179.

Orfanidis S, Panayotidis P, Stamatis N. 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science* **2/2**: 45-65.

Orfanidis S, Panayotidis P, Stamatis N. 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators* **3**: 27-33.

- OSPAR. 2003a.** *2003 Strategies of the OSPAR Commission for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic. II - Eutrophication.*
- OSPAR 2003b.** Nutrients in the Convention area. 2003b. Eutrophication and Nutrients Series.
- OSPAR 2005.** Ecological Quality Objectives for the Greater North Sea with regard to nutrients and eutrophication effects. Eutrophication Series.
- Ott L. 1988.** *An introduction to statistical methods and data analysis.* Boston: PWS.
- Pagou K. 1990.** Eutrophication problems in Greece. In: Barth H, Fegan L, eds. *Eutrophication - related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones. Water pollution research report.* 97-114.
- Pagou K. 1994.** *Ecological parameters of phytoplankton in relation to the eutrophication of the marine environment.*, PhD Thesis, University of Aegean.
- Pagou K. 2005.** Eutrophication in Hellenic coastal areas. In: Papathanassiou E, Zenetos A, eds. *State of the Hellenic Marine Environment.* HCMR Publ. Institute of Oceanography, 311-317.
- Pagou K. 2000.** Evaluation of trophic status of Inner Thermaikos Gulf. Athens, NCMR. Technical Report for the Ministry of Environment, Planning and Public Works.
- Pagou P, Ignatiades L. 1988.** Phytoplankton Seasonality Patterns in eutrophic Marine Coastal Waters. *Biological Oceanography* **5**: 229-241.
- Pagou K, Siokou-Frangou I, Christianidis S, Friligos N, Phyllidou-Giouranovits R. 1996.** Assessment of the state of eutrophication in the Mediterranean Sea. 106. 1996. Athens, UNEP/MAP. Technical Report Series.
- Pagou K, Siokou-Frangou I, Papathanassiou E. 2002.** Nutrients and their ratios in relation to eutrophication and HAB occurrence. The case of Eastern Mediterranean coastal waters. Second Workshop on "Thresholds of Environmental Sustainability: The case of nutrients. Brussels, Belgium.
- Pagou K, Siokou-Frangou I, Catsiki AV, Pavlidou A, Assimakopoulou G, Papathanassiou E. 2003.** Assessment of the trophic conditions in the inner Thermaikos gulf. 7th Symposium on Oceanography and Fisheries, 43.
- Painting SJ, Devlin MJ, Rogers SI, Mills DK, Parker ER, Rees HL. 2005.** Assessing the suitability of OSPAR EcoQOs for eutrophication vs ICES criteria for England and Wales. *Marine Pollution Bulletin* **50**: 1569-1584.
- Panayiotidis P, Klaudatos S. 1997.** Study of the structure and function of the marine and coastal ecosystem of Kalloni Bay, Lesvos Island. 1997. Report, National Center of Marine Research (NCMR).
- Panayotidis P, Feretopoulou J, Montesanto B. 1999.** Benthic Vegetation as an Ecological Quality Descriptor in an Eastern Mediterranean Coastal Area (Kalloni Bay, Aegean Sea, Greece). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **48**: 205-214.

Parkhomenko AV, Kuftarkova EA, Subbotin AA, Gubanov VI. 2003. Results of hydrochemical monitoring of Sevastopol Black Sea's offshore waters . *Journal of Coastal Research* **19**: 907-911.

Parlamento Italiano 1999. Decreto Legislativo 11 maggio 1999, n. 152, Allegato I. *Monitoraggio e Classificazione delle Acque in Funzione degli Obiettivi di Qualità Ambientale*. www.parlamento.it/leggi/home.htm

Paspatis M, Maragoudaki D. 2005. Shellfish fishery at the Kalloni Gulf, Lesvos. Proceedings of the 12th Hellenic Conference of Ichthyologists , 103-106.

Pavlidou A, Kontoyiannis H, Psyllidou-Giouranovits R. 2004. Trophic conditions and stoichiometric nutrient balance in the inner Saronikos Gulf (Central Aegean Sea) affected by the Psittalia sewage outfall. *Fresenius Environmental Bulletin* **13**: 1509-1514.

Pearson TH, Black KD. 2001. The environmental impacts of marine fish cage aquaculture. In: Black KD, ed. *Environmental impacts of aquaculture*. Sheffield Academic Press, 1-30.

Peterson DH, Schemel LE, Smith RE, Harmon DD, Hager SW. 1987 The flux of particulate carbon in estuaries: phytoplankton productivity and oxygen consumption. Selected Papers in the Hydrologic Sciences. 41-49. 1987. Reston, VA. US Geological Survey Water Supply Series.

Petihakis G, Triantafyllou G, Koliou A, Theodorou A. 2002. Exploring the dynamics of a marine ecosystem (Pagasitikos Gulf, Western Aegean, Greece) through the analysis of temporal and spatial variability of nutrients. Gomes, F. V. et al. Littoral 2002: 6th International Symposium Proceedings: a multi-disciplinary Symposium on Coastal Zone Research, Management and Planning. 2, 513-522.

Petihakis G, Triantafyllou G, Theodorou A. 2004. Application of a complex management tool in Pagasitikos Gulf. Proceedings of the 7th Pan-Hellenic Geographic Conference.

Pettine, M., Casentini, B., Fazi, S., Giovanardi, F. & Pagnotta R. 2007. A revisitation of TRIX for trophic status assessment in the light of the European Water Framework Directive: Application to Italian coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 1413-1426.

Piedrahita RH. 2003. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture* **226**: 35-44.

Pielou EC. 1984. *The interpretation of ecological data: A primer on classification and ordination*. New York: John Wiley & Sons.

Potvin C, Roff DA. 1993. Distribution free and robust statistical methods: variables alternatives to parametric statistics. *Ecology* **74**: 1617-1628.

Poulos SE, Chronis GT, Collins MB, Lykousis V. 2000. Thermaikos Gulf Coastal System, NW Aegean Sea: an overview of water/sediment fluxes in relation to air-land-ocean interactions and human activities. *Journal of Marine Systems* **25**: 47-76.

Psarra S, Tselepidis A, Ignatiades L. 2000. Primary productivity in the oligotrophic Cretan Sea (NE Mediterranean): seasonal and interannual variability. *Prog.Oceanography* **46**: 187-204.

Psyllidou-Giouranovits R, Pavlidou A, Georgakopoulou-Gregoriadou E. 1998. Waste disposal and rivers discharge effects on the eutrophication conditions of Thermaikos Gulf (N.W. Aegean). *Rapport Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Mediterranee* **35**: 576-577.

REFCOND 2003. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. Produced by Working Group 2.31, Common Implementation Strategy of the Water Framework Directive.

Reizopoulou S, Stroglyoudi E, Giannakourou A, Hatzianestis J, Varkitzi I, Graneli E. 2004. Accumulation of okadaic acid in shellfish from Thermaikos Gulf (Eastern Mediterranean) . Poster Presentation at the: 11th International Conference on Harmful Algae. Cape Town.

Rhode W. 1969. Crystallization of eutrophication concepts in Northern Europe. In:*Eutrophication: Causes, consequences and correctives*. Washington, DC: National Academy of Science, 50-64.

Rosenberg R. 1985. Eutrophication - the future marine coastal nuisance? *Marine Pollution Bulletin* **16**: 227-231.

Rossi N, Ciavatta C, Sequi P. 1992. Contribution of agricultural land in the Po Valley to coastal eutrophication of the Adriatic Sea. In: Vollenweider RA, Marchetti R, Viviani R, eds. *Marine Coastal Eutrophication*. Amsterdam: Elsevier Science, 349-364.

Salas, F., Teixeira, H., Marcos, C., Marques, J.C. & Rerez-Ruzafa, A. 2008. Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: the Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal). *Journal of Marine Science*, 65(8), 1442-1448.

Samanidou V, Fytianos K. 1987. Distribution of nutrients in the Thermaikos Gulf, Greece. *Science of Total Environment* **65**: 181-189.

Schiebe FR, Harrington JA, Ritchie JC. 1992. Remote-Sensing of Suspended Sediments - the Lake Chicot, Arkansas Project. *International Journal of Remote Sensing* **13**: 1487-1509.

Schollhorn E, Graneli E. 1993. Is the increase of flagellates in coastal waters caused by changes in ratios of N:P and Si:N . 5th International Conference on Toxic Marine Phytoplankton. Toxic phytoplankton blooms in the sea , 811-817. Amsterdam, Elsevier.

Schwarz CJ. 2005. Intermediate sampling and experimental design and analysis. Department of Statistics and Actuarial Sciences, Simon Fraser University, www.esg.montana.edu/biol525/schwartz2.pdf.

Sephton DH, Haya K, Martin JL, LeGresley MM, Page FH. 2007. Paralytic shellfish toxins in zooplankton, mussels, lobsters and caged Atlantic salmon, *Salmo salar*, during a bloom of *Alexandrium fundyense* off Grand Manan Island, in the Bay of Fundy. *Harmful Algae* **6**: 745-758.

Shahrban, M. & Etemad-Shahibi, A. 2010. Classification of the Caspian Sea coastal waters based on trophic index and numerical analysis. *Environmental Monitoring and Assessment*, **164**, 349-356.

Sharma S. 1996. *Applied Multivariate Techniques*. New York: J.Wiley and Sons .

Sharpley AN, McDowell RW, Kleinman PJA. 2001. Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil* **237**: 287-307.

Shumway SE, Sherman-Caswell S, Hurst JW. 1988. Paralytic shellfish poisoning in Maine: monitoring a monster. *Journal of Shellfish Research* **7**: 643-652.

Siegel S, Castellan NJ. 1988. *Non-parametric statistics for the behavioral science*. New York: McGraw-Hill International Editions.

Simboura N, Zenetos A, Panayiotidis P, Makra A. 1995. Changes in benthic community structure along an environmental pollution gradient. *Marine Pollution Bulletin* **30**: 470-474.

Simboura N, Zenetos A. 2002. Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of the Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index. *Mediterranean Marine Science* **3/2**: 77-111.

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. *Ecological Indicators* **5**: 253-266.

Siokou-Frangou I, Pancucci-Papadopoulou M. 1988. Observations sur le zooplankton de la mer de Rhodos (NO mer du Levant et SE mer Egee). *Rapp.Comm.int.Mer.Medit.* **31**: 236.

Siokou-Frangou I, Assimakopoulou G, Georgakopoulou-Gregoriadou E, Zenetos A, Zeri C, Zervoudakis S, Karageorgis A, Kontoyannis H, Krasakopoulou E, Pagou K, Panagouli S, Panayiotidis P, Pancucci-Papadopoulou M, Papadopoulos V, Pavlidou A, Sklivagou E, Simboura N, Hatzianestis I, Psyllidou-Giouranovits R. 2000. Changes on the Saronikos Gulf ecosystem after the functioning of the Psittalia Sewage Treatment Centre. Proceedings of the 6th National Symposium on Oceanography and Fisheries, 2-7.

Skoulikidis NT. 1993. Significance evaluation of factors controlling river water composition. *Environmental Geology* **22**: 178-185.

Smith KA, Jackson DR, Withers PJA. 2001. Nutrient losses by surface runoff following the application of organic manures to arable land.2. Phosphorus. *Environmental Pollution* **112**: 53-60.

Sneath PH, Sokal RR. 1973. *Numerical Taxonomy*. San Francisco: Freeman.

Sokal RR, Rohlf FJ. 1981. *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. New York: W.H. Freeman and Company.

Souvermezoglou E, Metzl N, Poisson A. 1989. Red-Sea Budgets of Salinity, Nutrients and Carbon Calculated in the Strait of Bab-El-Mandab During the Summer and Winter Seasons. *Journal of Marine Research* **47**: 441-456.

Spatharis S, Danielidis DB, Tsirtsis G. 2007a. Recurrent Pseudo-nitzschia calliantha (Bacillariophyceae) and Alexandrium insuetum (Dinophyceae) winter blooms induced by agricultural runoff. *Harmful Algae* **6**: 811-822.

Spatharis S, Tsirtsis G, Danielidis DB, Chi TD, Mouillot D. 2007b. Effects of pulsed nutrient inputs on phytoplankton assemblage structure and blooms in an enclosed coastal area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **73**: 807-815.

Spatharis S, Dolapsakis NP, Economou-Amilli A, Tsirtsis G, Danielidis DB. 2009. Dynamics of potentially harmful microalgae in a confined Mediterranean Gulf--Assessing the risk of bloom formation. *Harmful Algae* **8**: 736-743.

Spellberg IF. 1993. *Monitoring ecological change*. Cambridge University Press.

Stefanou P, Tsirtsis G, Karydis M. 2000. Nutrient scaling for assessing eutrophication: development of a simulated normal distribution. *Ecological Applications* **10**: 303-309.

Stewart-Oaten A. 1995. Rules and judgments in statistics: three examples. *Ecology* **76**: 2001-2009.

Stirn J. 1988. Eutrophication in the Mediterranean Sea. In: *UNESCO Reports in Marine Science*. 161-187.

Strain PM, Yeats PA. 1999. The Relationships between Chemical Measures and Potential Predictors of the Eutrophication Status of Inlets. *Marine Pollution Bulletin* **38**: 1163-1170.

Taebi, S., Etemad-Shahidi, A. & Fardi, G.A. 2005. Examination of three eutrophication indices to characterize water quality in the north east of Persian Gulf. *Journal of Coastal Research*, 405-411 Sp. Iss., 42 SPR.

Tamhane AC. 1979. A comparison of procedures for multiple comparisons. *Journal of American Stat.Association* **74**: 471-480.

Tassos S, Hopkins T. 1972. A preliminary study of Kalloni bay. Report of Nuclear Research Center "Democritos" and the Institute of Oceanographic and Fishing Research of Greece.

- Theodorou A. 1995.** Ecological monitoring studies for Volos sea outfall (Pagassitikos Gulf, Western Aegean Sea). *Water Science and Technology* **32**: 273-280.
- Tisdell JE. 2006.** *Small samples confidence interval in log space back transformed from normal values*. M.Sc. Thesis, Air Force Institution of Technology, Air University, Ohio.
- Treasurer JW, Hannah F, Cox D. 2003.** Impact of a phytoplankton bloom on mortalities and feeding response of farmed Atlantic salmon, *Salmo salar*, in west Scotland. *Aquaculture* **218**: 103-113.
- Triantafyllou G, Petihakis G, Dounas C, Theodorou A. 2001.** Assessing marine ecosystems response to nutrient inputs. *Marine Pollution Bulletin* **43**: 175-186.
- Tsirtsis G, Karydis M. 1998.** Evaluation of phytoplankton community indices for detecting eutrophic trends in the marine environment. *Environmental Monitoring and Assessment* **50**: 255-269.
- Tsirtsis G, Karantanelli M, Efstratiou MA, Aloupi M. 2004.** Monitoring of water and shellfish species quality of Kalloni, Gera and Moudros Gulfs of Lesvos Prefecture. Technical Report. Prefecture of Lesvos, Mytilene, Greece (in greek).
- Tsirtsis G, Spatharis S, Sampatakaki A, Spyropoulou A. 2008.** Thresholds of terrestrial nutrient loading for the development of eutrophication episodes in a coastal embayment in the Aegean Sea. *Transitional Waters Bulletin* **3**: 25-37.
- Turner, R.K. & Bateman, I.J. (Eds), (2001)** *Water Resources and Coastal Management*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- UN. 1984.** *Coastal Area Management and Development (United Nations Department of International Economic and Social Affairs)*. Oxford: Pergamon Press.
- Underwood AJ. 1981.** Techniques of analyses of variance in experimental marine biology and ecology. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* **19**: 513-605.
- UNEP / MAP. 2003.** *Eutrophication monitoring strategy of MED POL*. MAP Technical Reports Series 231. UNEP, Athens.
- UNEP / MAP 2004.** Municipal wastewater treatment plants in Mediterranean coastal cities (II). MAP Technical Report Series no. 157. Athens.
- UNEP/FAO 1986.** Research on the effects of pollutants on marine communities and ecosystems (MED POL V). Athens, UNEP. MAP Technical Reports Series.
- UNEP/FAO. 1996.** *Final reports of research projects on effects (Research Area III) - Pollution effects on plankton composition and spatial distribution, near the sewage outfall of Athens (Saronikos Gulf, Greece)*. Athens: UNEP.
- UNEP/IOC 1996.** Final reports of research projects on transport and dispersion (Research Area II) - Modelling of eutrophication and algal blooms in the Thermaikos

Gulf (Greece) and along the Emilia Romagna Coast (Italy). 113. Athens, UNEP. MAP Technical Reports Series.

UNEP/MAP 2007a. Eutrophication Assessment for Mediterranean Coastal Waters. *Workshop on eutrophication assessment and monitoring, Anavissos (Greece), 5-6 February 2007. 167pp.*

UNEP/MAP 2007b. Eutrophication Monitoring Strategy of MED POL (REVISION), UNEP(DEC)/MED WG 321/Inf.5, 12-14 December 2007, Athens 12pp.

UNEP/WHO. 1999. Identification of priority pollution hot spots and sensitive areas in the Mediterranean. *MAP Technical Report Series 124.*

Van Dolah FM. 2000. Marine Algal Toxins: origins, health effects and their increased occurrence. *Environmental Health Perspectives Supplements 108:* 133-141.

Van Wambeke F, Christaki U, Bianchi M, Tselepides A. 2000. Heterotrophic bacterial production in the Cretan Sea (NE Mediterranean). *Prog.Oceanography 46:* 205-216.

Vascetta M, Kauppila P, Furman E. 2004. Indicating eutrophication for sustainability considerations by the Trophic Index TRIX - Does our Baltic case reveal its usability outside Italian waters? PEER Conference. Finnish Environment Institute.

Vascetta, M., Kauppila, P. & Furman, E. 2008. Aggregate indicators in coastal policy making: potentials of the trophic index TRIX for sustainable considerations of Eutrophication. *Sustainable Development, 16,* 282-289.

Vassiliou A, Ignatiades L, Karydis M. 1989. Clustering of Transect Phytoplankton Collections with a Quick Randomization Algorithm. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol. 130:* 135-145.

Vila M, Maso M. 2005. Phytoplankton functional groups and harmful algae species in anthropogenically impacted waters of the NW Mediterranean Sea. *Scientia Marina 69:* 31-45.

Vincent C, Heinrich H, Edwards A, Nygaard K, Haythornthwaite J. 2002. *Guidance on typology, reference conditions and classification systems for transitional systems.* CIS Working Group 2.4 (COAST).

Vollenweider RA. 1992. Coastal marine eutrophication: principles and control. In: Vollenweider RA, Marchetti R, Viviani R, eds. *Marine Coastal Eutrophication. The Response of Marine Transitional Systems to Human Impact: Problems and Perspectives for Restoration. Science of the Total Environment Supplement.* Amsterdam, The Netherlands: 1-20.

Vollenweider RA, Giovanardi F, Montanari G, Rinaldi A. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics 9:* 329-357.

Vounatsou P, Karydis M. 1991. Environmental characteristics in oligotrophic waters: data evaluation and statistical limitations in water quality studies. *Environmental Monitoring and Assessment* **18**: 211-220.

Walsh JJ, Weisberg RH, Lenes JM, Chen FR, Dieterle DA, Zheng L, Carder KL, Vargo GA, Havens JA, Peebles E, Hollander DJ, He R, Heil CA, Mahmoudi B, Landsberg JH. 2009. Isotopic evidence for dead fish maintenance of Florida red tides, with implications for coastal fisheries over both source regions of the West Florida shelf and within downstream waters of the South Atlantic Bight. *Progress In Oceanography* **80**: 51-73.

Warwick RM. 1988. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* **19**: 259-268.

Wilm L, Dorris GT. 1968. Biological parameters for water quality criteria. *BioScience* **18**: 477-481.

Zanou B, Kopke A. 2001. Cost-effective reduction of eutrophication in the Gulf of Kalloni (Island of Lesbos, Greece). *Mediterranean Marine Science* **2/1**: 15-25.

Zar JH. 1999. *Biostatistical Analysis*. New York: Prentice-Hall, Eaglewood Cliffs.

Zarkanellas AJ. 1979. The effects of pollution induced oxygen deficiency on the benthos in Elefsis Bay, Greece. *Marine Environmental Research* **2**: 191-207.

Zarkanellas AJ, Bogdanos CD. 1977. Benthic studies of a polluted area in the upper Saronikos Gulf. *Thalassographica* **2**: 155-177.

Zenetos A, Panayiotidis P, Simboura N. 1990. Etudes des peuplements benthiques de substrat meuble au large du debouche en mer du grand collecteur d' Athenes . *Revue Internationale d' Oceanographie Medical* **97-98**: 57-71.

Zitko V. 1994. Principal component analysis in the evaluation of environmental data. *Marine Pollution Bulletin* **28**: 718-722.