

ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ



ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ – ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ

ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ

ΣΠΟΥΔΩΝ «ΕΠΙΣΤΗΜΗ &

ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»

ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ ΜΕ ΘΕΜΑ:

**ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΧΩΡΟΡΟΝΙΚΩΝ
ΜΕΤΑΒΟΛΩΝ ΤΩΝ ΠΟΙΟΤΙΚΩΝ
ΧΑΡΑΚΤΗΡΙΣΤΙΚΩΝ ΤΩΝ ΥΠΟΓΕΙΩΝ
ΝΕΡΩΝ ΤΟΥ ΝΟΜΟΥ ΑΤΤΙΚΗΣ, ΜΕ ΤΗ
ΧΡΗΣΗ ΜΟΝΤΕΛΩΝ WQI ΚΑΙ ΠΗΛΙΚΩΝ
ΚΙΝΔΥΝΟΥ ΓΙΑ ΤΗ ΔΗΜΟΣΙΑ ΥΓΕΙΑ**

ΜΗΤΡΟΥ ΑΘΑΝΑΣΙΟΣ

Αθήνα, Οκτώβριος 2023

**«ΕΠΙΣΤΗΜΗ &
ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ
ΥΔΑΤΙΚΩΝ
ΠΟΡΩΝ»**

Επιβλέπουσα:

Δρ. Βασιλείου Ελένη

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

Λίστα Εικόνων	3
Λίστα Πινάκων	4
Λίστα Διαγραμμάτων	5
Πρόλογος	6
Περίληψη	7
Abstract	10
Εισαγωγή	12
1. Νομοθετικό πλαίσιο	18
1.1 Οδηγία 2006/118/ΕΚ.....	18
1.2 Πρότυπα Ποιότητας Υπόγειων Νερών – Ανώτερες Αποδεκτές Τιμές.....	19
2. Υποβάθμιση του υπόγειου νερού	21
2.1 Νιτρικά άλατα	22
2.2 Θαλάσσια διείσδυση.....	24
2.3 Υδρογεωχημικές προσεγγίσεις.....	26
3. Δείκτες ποιότητας νερού (WQI)	30
3.1 Ιστορική αναδρομή	31
3.2 Η δομή του μοντέλου WQI.....	38
3.2.1 Η διαδικασία επιλογής παραμέτρων	39
3.2.2 Η δημιουργία των υποδεικτών	41
3.2.3 Η βαρύτητα των παραμέτρων.....	44
3.2.4 Η διαδικασία συγκέντρωσης.....	46
4. Περιοχή μελέτης	49
4.1 Γεωλογία – Υδρογεωλογία περιοχής.....	49
4.2 Περιβαλλοντικές πιέσεις	54
5. Αποτελέσματα	66
5.1 Μετρήσεις νιτρικών ιόντων NO_3^- για τα έτη 2009, 2018 και 2022 στο Λεκανοπέδιο Αττικής.....	66
5.2 Πηλικά κινδύνου HQ για την υγεία παιδιών και ενηλίκων στις περιοχές μελέτης, με βάση τις συγκεντρώσεις NO_3^- στο νερό, για τα έτη 2009, 2018 και 2022	79
5.3 Water Quality Index	90
5.4 Αξιολόγηση της ποιότητας του νερού με χρήση WQI.....	92
6. Συμπεράσματα	109
Βιβλιογραφία	117

Λίστα Εικόνων

Εικόνα 1 Η χρονολογική ανάπτυξη του μοντέλου WQI (Uddin et al., 2021).....	30
Εικόνα 2 Οι χώρες και οι υδάτινες περιοχές που έχουν εφαρμοστεί οι δείκτες WQI παγκοσμίως (Uddin et al., 2021).....	33
Εικόνα 3 Οι χώρες και οι υδάτινες περιοχές που έχουν εφαρμοστεί οι δείκτες WQI παγκοσμίως (Uddin et al., 2021).....	34
Εικόνα 4 Η γενική δομή του μοντέλου WQI (Uddin et al., 2021).....	36
Εικόνα 5 Οι πιο συνηθισμένες παράμετροι που χρησιμοποιούνται στα μοντέλα WQI και ο αριθμός των παραμέτρων ανά μοντέλο (Uddin et al., 2021).....	37
Εικόνα 6 Παράδειγμα κλίμακας υποδείκτη (Smith, 1990).....	41
Εικόνα 7 Υδρολιθολογικός Χάρτης Υδατικού Διαμερίσματος Αττικής (EL06).....	51
Εικόνα 8 Σημειακές πιέσεις στο Υδατικό Διαμέρισμα Αττικής (EL06).....	54
Εικόνα 9 Διάχυτες πηγές ρύπανσης στο Υδατικό Διαμέρισμα Αττικής (EL06).....	55
Εικόνα 10 Ετήσια φορτία N (tn/year) που παράγονται στη Λεκάνη Απορροής Αττικής (EL0626) από διάχυτες πηγές ρύπανσης.....	56
Εικόνα 11 Χωρική συσχέτιση μέγιστης συγκέντρωσης NO_3^- (mg/L) με δυνητικά σημειακές πηγές ρύπανσης στο λεκανοπέδιο Αττικής (2009).....	69
Εικόνα 12 Δείκτες ποιότητας νερού WQI των περιοχών δειγματοληψίας για το έτος 2009.....	94
Εικόνα 13 Δείκτες ποιότητας νερού WQI των περιοχών δειγματοληψίας για το έτος 2018.....	96
Εικόνα 14 Δείκτες ποιότητας νερού WQI 2009 (κοινές περιοχές δειγματοληψίας με το 2018).....	98
Εικόνα 15 Δείκτες ποιότητας νερού WQI 2018 (κοινές περιοχές δειγματοληψίας με το 2009).....	99
Εικόνα 16 Δείκτες ποιότητας νερού WQI των περιοχών δειγματοληψίας για το έτος 2022.....	105
Εικόνα 17 Χωρική συσχέτιση μέγιστων τιμών WQI για τα έτη 2009 και 2018.....	110
Εικόνα 18 Χωρική συσχέτιση μέγιστων τιμών WQI (2022).....	113
Εικόνα 19 Χωρική συσχέτιση υψηλών τιμών WQI (2022).....	114
Εικόνα 20 Χωρική συσχέτιση ελάχιστων τιμών WQI (2022).....	115

Λίστα Πινάκων

Πίνακας 1 Ποιοτικά Πρότυπα Υπόγειων Νερών.....	18
Πίνακας 2 Ανώτερες Αποδεκτές Τιμές Ρύπων Υπόγειων Νερών.....	18
Πίνακας 3 Οι εφαρμογές των μοντέλων WQI από το 1960 έως το 2019 (Uddin et al., 2021).....	35
Πίνακας 4 Υδρολιθολογικοί σχηματισμοί ΣΔΚΠ.....	51
Πίνακας 5 Ποιοτική κατάσταση Υπόγειων Υδατικών Συστημάτων στο Υδατικό Διαμέρισμα Αττικής (EL06).....	56
Πίνακας 6 Ποιοτική και ποσοτική κατάσταση, τάσης στάθμης και υπερβάσεων στοιχείων στα Υπόγεια Υδατικά Συστήματα του Υδατικού Διαμερίσματος Αττικής (EL06).....	58
Πίνακας 7 Επιπτώσεις ανθρώπινων δραστηριοτήτων στα Υπόγεια Υδατικά Συστήματα με περαιτέρω χαρακτηρισμό για τη ΛΑΠ Αττικής (EL0626).....	61
Πίνακας 8 Συγκεντρώσεις NO_3^- (mg/L) στις περιοχές δειγματοληψίας για το έτος 2009.....	66
Πίνακας 9 Συγκεντρώσεις NO_3^- (mg/L) στις περιοχές δειγματοληψίας για το έτος 2018.....	70
Πίνακας 10 Συγκεντρώσεις στις περιοχές δειγματοληψίας για το έτος 2022.....	72
Πίνακας 11 Παράμετροι εισόδου που χρησιμοποιήθηκαν στη παρούσα μελέτη για την εκτίμηση του κινδύνου για την ανθρώπινη υγεία.....	78
Πίνακας 12 Αποτελέσματα ηλικίων κινδύνου HQ, παιδιών και ενηλίκων για το έτος 2009.....	81
Πίνακας 13 Αποτελέσματα ηλικίων κινδύνου HQ, παιδιών και ενηλίκων για το έτος 2018.....	83
Πίνακας 14 Αποτελέσματα ηλικίων κινδύνου HQ, παιδιών και ενηλίκων για το έτος 2022.....	85
Πίνακας 15 Κατευθυντήριες οδηγίες για το πόσιμο νερό, βάρη και σχετικά βάρη παραμέτρων.....	91
Πίνακας 16 Δείκτες ποιότητας νερού WQI των περιοχών δειγματοληψίας για το έτος 2009.....	92
Πίνακας 17 Δείκτες ποιότητας νερού WQI των περιοχών δειγματοληψίας για το έτος 2018.....	94
Πίνακας 18 Δείκτες ποιότητας νερού WQI των κοινών περιοχών δειγματοληψίας για τα έτη 2009 και 2018.....	96
Πίνακας 19 Δείκτες ποιότητας νερού WQI των περιοχών δειγματοληψίας για το έτος 2022.....	102

Λίστα Διαγραμμάτων

Διάγραμμα 1 Συγκεντρώσεις NO_3^- (mg/L) στις περιοχές μελέτης για το 2009 και σύγκρισή τους με τις κατευθυντήριες οδηγίες του ΠΟΥ (2017).....	67
Διάγραμμα 2 Συγκεντρώσεις NO_3^- (mg/L) στις περιοχές μελέτης για το 2018 και σύγκρισή τους με τις κατευθυντήριες οδηγίες του ΠΟΥ (2017).....	71
Διάγραμμα 3 Συγκεντρώσεις NO_3^- (mg/L) στις περιοχές μελέτης για το 2022 και σύγκρισή τους με τις κατευθυντήριες οδηγίες του ΠΟΥ (2017).....	73
Διάγραμμα 4 Εκτίμηση κινδύνου για την υγεία παιδιών και ενηλίκων στις περιοχές μελέτης με βάση συγκεντρώσεις NO_3^- (mg/L) στο νερό, για το έτος 2009.....	82
Διάγραμμα 5 Εκτίμηση κινδύνου για την υγεία παιδιών και ενηλίκων στις περιοχές μελέτης με βάση συγκεντρώσεις NO_3^- (mg/L) στο νερό, για το έτος 2018.....	84
Διάγραμμα 6 Εκτίμηση κινδύνου για την υγεία παιδιών και ενηλίκων στις περιοχές μελέτης με βάση συγκεντρώσεις NO_3^- (mg/L) στο νερό, για το έτος 2022.....	86
Διάγραμμα 7 Εκτίμηση κινδύνου για την υγεία παιδιών και ενηλίκων στις περιοχές μελέτης με βάση συγκεντρώσεις NO_3^- (mg/L) στο νερό, για το έτος 2009 (Δείγμα Φ355).....	86
Διάγραμμα 8 Τιμές WQI των δειγμάτων υπόγειων νερών της περιοχής μελέτης για τα έτη 2009 και 2018.....	100
Διάγραμμα 9 Τιμές WQI των δειγμάτων υπόγειων νερών της περιοχής μελέτης για το έτος 2022.....	103
Διάγραμμα 10 Ταξινόμηση τιμών WQI για το έτος 2009.....	105
Διάγραμμα 11 Ταξινόμηση τιμών WQI για το έτος 2018.....	106

Απαγορεύεται η αντιγραφή, αποθήκευση και διανομή της παρούσας εργασίας, εξολοκλήρου ή τμήματος αυτής, για εμπορικό σκοπό. Επιτρέπεται η ανατύπωση, αποθήκευση και διανομή για μη κερδοσκοπικό σκοπό, εκπαιδευτικού ή ερευνητικού χαρακτήρα, με την προϋπόθεση να αναφέρεται η πηγή προέλευσης. Ερωτήματα που αφορούν τη χρήση της εργασίας για άλλη χρήση, θα πρέπει να απευθύνονται προς τον συγγραφέα. Οι απόψεις και τα συμπεράσματα που περιέχονται σε αυτό το έγγραφο εκφράζουν τον συγγραφέα και δεν πρέπει να ερμηνευθεί ότι αντιπροσωπεύουν τις επίσημες θέσεις του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου.

Αυτό το έργο αδειοδοτείται σύμφωνα με [CC BY-NC-ND 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)



Πρόλογος

Η παρούσα μεταπτυχιακή διατριβή πραγματοποιήθηκε στα πλαίσια του Διεπιστημονικού και Διατμηματικού Προγράμματος Μεταπτυχιακών Σπουδών «Επιστήμη και Τεχνολογία Υδατικών Πόρων» του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου κατά το έτος 2023. Η διπλωματική εργασία πραγματεύεται την «Αξιολόγηση χωροχρονικών μεταβολών ποιοτικών χαρακτηριστικών των υπόγειων νερών του Νομού Αττικής, με χρήση μοντέλων WQI και πηλίκων κινδύνου για τη δημόσια υγεία».

Για την ολοκλήρωση της διπλωματικής εργασίας, καταλυτική στάθηκε η καθοδήγηση που μου υπέδειξε η επιβλέπουσά μου Δρ. Βασιλείου Ελένη, την οποία θα ήθελα να ευχαριστήσω για την αμέριστη βοήθειά της σε όλη την διάρκεια της εκπόνησης της διπλωματικής μου εργασίας καθώς και για την εμπιστοσύνη που υπέδειξε στο πρόσωπό μου, δίνοντάς μου τη δυνατότητα να ασχοληθώ με ένα τόσο ενδιαφέρον και καινοτόμο επιστημονικό θέμα. Η βοήθειά της ήταν πολύτιμη καθώς όποτε την χρειάστηκα αφιέρωσε πολύτιμο χρόνο, μεταφέροντάς μου τις απαραίτητες επιστημονικές γνώσεις με αποτέλεσμα να ολοκληρώσω με επιτυχία την διπλωματική μου εργασία.

Επίσης, θα ήθελα να ευχαριστήσω ολόκληρο το ανθρώπινο δυναμικό του ΔΠΜΣ και συγκεκριμένα του τμήματος Πολιτικών Μηχανικών του ΕΜΠ, μέλη ΔΕΠ, εργαστηριακό προσωπικό, διοικητικό προσωπικό, μεταδιδάκτορες αλλά και μεταπτυχιακούς φοιτητές για τις γνώσεις, τα βιώματα και τις εμπειρίες που μου μετέδωσε ο καθένας τους ξεχωριστά.

Τέλος, ένα μεγάλο ευχαριστώ οφείλω στην οικογένειά μου και κυρίως στη μητέρα μου για την αδιάκοπη και ανιδιοτελή συμπαράσταση και στήριξη. Της αφιερώνω τη συγκεκριμένη εργασία και της είμαι ευγνώμων για ότι έχει κάνει για να φτάσω σε αυτό το σημείο.

Περίληψη

Η διαθεσιμότητα υδατικών πόρων, ιδιαίτερα των υπόγειων νερών, διαδραματίζει κρίσιμο ρόλο στην κοινωνικοοικονομική ανάπτυξη των περιοχών. Η ανεπαρκής διαχείριση των υπόγειων νερών, σε συνδυασμό με άλλες επιζήμιες πρακτικές, όπως τα οικιακά συστήματα αποχέτευσης και η αλόγιστη χρήση λιπασμάτων μπορεί να οδηγήσει σε μείωση της ποιότητας των υπόγειων νερών. Οι παράγοντες που είναι υπεύθυνοι για την επιβάρυνση των υπόγειων νερών εκτός των άλλων, είναι οι υψηλές συγκεντρώσεις νιτρικών ιόντων, η θαλάσσια διείσδυση και η εισροή ισχυρά τοξικών στοιχείων στα υπόγεια νερά. Εξαιτίας των παραπάνω, ένα μεγάλο περιβαλλοντικό ζήτημα τις τελευταίες δεκαετίες αποτελούν οι μεγάλες πιέσεις που δέχονται τα υπόγεια υδάτινα συστήματα από διάφορους ανθρωπογενείς παράγοντες όπως η αστικοποίηση, η γεωργία, ο τουρισμός και η βιομηχανική ανάπτυξη. Η παρούσα διπλωματική εργασία με θέμα: «Αξιολόγηση χωροχρονικών μεταβολών των ποιοτικών χαρακτηριστικών των υπόγειων νερών του νομού Αττικής, με τη χρήση μοντέλων WQI και πηλίκων κινδύνου για τη δημόσια υγεία», έχει σκοπό να μελετήσει του μηχανισμούς αλληλεπίδρασης του ανθρώπου με το περιβάλλον, μέσω της κατανόησης της σχέσης των χρήσεων γης με τη ποιότητα των υπόγειων νερών. Αυτό επιτυγχάνεται με την αποτύπωση των διαχρονικών μεταβολών της ποιότητας των νερών στο λεκανοπέδιο Αττικής και τη συσχέτισή τους με τους παράγοντες που επηρεάζουν σημαντικά αυτές τις μεταβολές. Για την πραγματοποίηση αυτού του σκοπού συλλέχθηκαν δεδομένα που αφορούν ποιοτικά χαρακτηριστικά όπως κάλιο, όξινα ανθρακικά, χλώριο, θεικό, νιτρικά ιόντα, ασβέστιο, μαγνήσιο, νάτριο, pH, ολικά διαλυμένα στερεά και ηλεκτρική αγωγιμότητα για το 2009 και 2018 ενώ για το 2022 κάλιο, όξινα ανθρακικά, χλώριο, θεικό, νιτρικά ιόντα, ασβέστιο, μαγνήσιο, νάτριο, pH και ολική σκληρότητα. Τα παραπάνω δεδομένα συλλέχθηκαν τόσο από διπλωματικές εργασίες που αφορούν τις περιοχές μελέτης, όσο και από τις βάσεις δεδομένων της Ελληνικής Αρχής Γεωλογικών και Μεταλλευτικών Ερευνών. Στη συνέχεια, ακολούθησε επεξεργασία των δεδομένων με στατιστική επεξεργασία και εκτιμήθηκαν έτσι οι δείκτες ποιότητας νερού WQI αλλά και ο μη καρκινογόνος κίνδυνος έκθεσης σε νιτρικά από το πόσιμο νερό, με εύρεση πηλίκων κινδύνων HQ. Λόγω της μεγάλης σημαντικότητας του νερού τόσο για τον άνθρωπο, όσο και για το περιβάλλον γενικότερα, είναι κρίσιμο να υπάρχουν μεθοδολογίες για την εκτίμηση της ποιότητάς του. Μια από αυτές είναι τα μοντέλα

WQI. Τα μοντέλα αυτά κάνουν χρήση εξισώσεων άθροισης παραμέτρων που προκύπτουν από μετρήσεις συγκεντρώσεων των υπό εξέταση νερών. Κάθε μοντέλο καταλήγει σε έναν αριθμό ο οποίος πιστοποιεί την ποιότητα του νερού. Έτσι, ο βαθμός υποβάθμισης των υπόγειων νερών στις περιοχές μελέτης υπολογίστηκε με δείκτες ποιότητας νερού WQI. Έπειτα, παρουσιάστηκαν οι διαχρονικές μεταβολές των ποιοτικών παραμέτρων, για τις 19 κοινές περιοχές δειγματοληψίας, για τα έτη 2009 και 2018 και η αλληλεπίδρασή τους με διάφορες χρήσεις γης, ενώ για το έτος 2022 έγινε συσχέτιση των τάσεων της ποιότητας του υπόγειου νερού και εκεί σε σχέση με τις επιμέρους κατηγορίες χρήσεων γης. Τέλος, παρουσιάστηκαν και σχολιάστηκαν αναλυτικά τα αποτελέσματα των παραπάνω διαδικασιών, δίνοντας πάντα έμφαση στη σημαντικότητα της επιρροής των χρήσεων γης σε κάθε περίπτωση.

Τα αποτελέσματά μας για τα πηλικά κινδύνου HQ έδειξαν ότι το έτος 2009 το εύρος των τιμών HQ για παιδιά και ενήλικες στις περιοχές μελέτης ήταν 0,09–7,43 (μέσος όρος 1,81) και 0,04-3,54 (μέσος όρος 0,86), αντίστοιχα. Οι ζητούμενες τιμές HQ για το έτος 2018, στα παιδιά ήταν 0,18-9,65 (μέσος όρος 2,80) και στους ενήλικες 0,08-4,6 (μέσος όρος 1,33) ενώ για το 2022 για παιδιά οι τιμές κινούνταν από 0,02-19,69 (μέσος όρος 3,23) και για ενήλικες από 0,01-9,38 (μέσος όρος 1,54). Οι τιμές HQ ήταν μεγαλύτερες για τα παιδιά σε σύγκριση με τους ενήλικες, με τις τιμές των μέσων όρων μάλιστα να είναι διπλάσιες από αυτές των ενηλίκων. Επιπλέον, αυξητικές τάσεις μέσων όρων παρατηρήθηκαν τόσο στα παιδιά όσο και στους ενήλικες από το έτος 2009 έως το 2022. Σε ότι αφορά τα αποτελέσματα των δεικτών ποιότητας νερού WQI, η ταξινόμηση έδειξε ότι για το έτος 2009 το 2,1%, 42,5%, 51% και 4,3% των υδάτινων πόρων είχαν εξαιρετική ($WQI < 50$), καλή ($50 < WQI < 100$), κακή ($100 < WQI < 200$) και πολύ κακή ($200 < WQI < 300$) ποιότητα νερού αντίστοιχα. Για το έτος 2018 βρήκαμε το 4,8%, 47,6% και 47,6% των νερών είχαν εξαιρετική ($WQI < 50$), καλή ($50 < WQI < 100$), κακή ($100 < WQI < 200$) ποιότητα νερού αντίστοιχα, ενώ για το 2022 βρήκαμε ότι το 34% των δειγμάτων ήταν εξαιρετικής ποιότητας νερά, το 36,8% καλής ποιότητας, το 21% κακής ποιότητας με το 2,6% να εμφανίζει χαρακτηριστικά πολύ κακής ποιότητας και το 5,3% από τα νερά των δειγμάτων να θεωρούνται ακατάλληλα για πόση.

Abstract

The availability of water resources, especially groundwater, plays a critical role in the socio-economic development of regions. Inadequate groundwater management, combined with other harmful practices such as domestic sewage systems, can lead to a decline in groundwater quality. The factors responsible for groundwater pollution are nitrate ions, the inflow of sea water and the chemical elements that this entails and the influx of highly toxic elements. Because of the above, a major environmental issue in recent decades is the great pressures on groundwater systems from various anthropogenic factors such as urbanization, agriculture, tourism and industrial development. This diploma thesis entitled: "Evaluation of spatiotemporal changes in the quality characteristics of groundwater in the prefecture of Attica, using modern WQI models and public health risk quotients", aims to study the mechanisms of human interaction with the environment, through the understanding of the relationship between land use and groundwater quality. This is achieved by capturing the changes in water quality over time in the Attica basin and correlating them with the factors that significantly affect these changes. For this purpose, data were collected concerning quality characteristics such as potassium, bicarbonates, chlorine, sulfate, nitrates, calcium, magnesium, sodium, pH, total dissolved solids and electrical conductivity for 2009 and 2018, while for 2022 potassium, bicarbonates, chlorine, sulfate, nitrates, calcium, magnesium, sodium, pH and total hardness. The above data were collected both from diploma theses concerning the study areas and from the databases of the Hellenic Survey of Geology and Mineral Exploration. The data then processed by statistical processing and thus the non-carcinogenic risk of exposure to nitrates from drinking water was assessed by finding HQ hazard quotients. Due to the great importance of water for both humans and the environment in general, it is crucial to have methodologies for assessing its quality. One of them is WQI models. These models make use of parameter summation equations derived from measurements of concentrations of the waters under consideration. Each model comes up with a number that certifies the quality of the water. Thus, groundwater degradation in the study areas was calculated with WQI water quality indicators. Then, the changes in quality parameters over time for the 19 common sampling areas for the years 2009 and 2018 and their interaction with various land uses were presented, while for the year 2022 a

correlation of groundwater quality trends was also made in relation to the individual land use categories. Finally, the results of the above procedures were presented and commented in detail, always emphasizing the importance of the influence of land use in each case.

Our results for HQ risk quotients showed that in the year 2009 the range of HQ values for children and adults in the study areas was 0.09–7.43 (mean 1.81) and 0.04–3.54 (mean 0.86), respectively. The asking HQ values for the year 2018, in children were 0.18-9.65 (average 2.8) and in adults 0.08-4.6 (average 1.33) while for 2022 for children the values ranged from 0.02-19.69 (average 3.23) and for adults from 0.01-9.38 (average 1.54). HQ values were higher for children than for adults, with average values twice as high as for adults. In addition, increasing average trends were observed in both children and adults from the year 2009 to 2022. Regarding the results of WQI water quality indicators, the classification showed that for the year 2009 2.1%, 42.5%, 51% and 4.3% of water resources had excellent ($WQI < 50$), good ($50 < WQI > 100$), poor ($100 < WQI > 200$) and very poor ($200 < WQI > 300$) water quality respectively. For the year 2018 we found 4.8%, 47.6% and 47.6% of the waters had excellent ($WQI < 50$), good ($50 < WQI > 100$), poor ($100 < WQI > 200$) water quality respectively, while for 2022 we found that 34% of samples were excellent quality water, 36.8% good quality, 21% poor quality with 2.6% showing characteristics of very poor quality and 5.3% of sample water considered unsuitable for drinking.

Εισαγωγή

Η παρουσία του νερού είναι ένα εξέχον χαρακτηριστικό που ξεχωρίζει τον πλανήτη μας από άλλα ουράνια σώματα. Σε όλη την ιστορία, το νερό έπαιξε καθοριστικό ρόλο στην ανάπτυξη των πολιτισμών και υπήρξε σημαντικός καθοριστικός παράγοντας στην επιλογή των τοποθεσιών εγκατάστασης οικισμών. Η σημασία του νερού για τη διατήρηση επαρκούς προσφοράς τροφής και την ενίσχυση ενός παραγωγικού περιβάλλοντος για όλους τους ζωντανούς οργανισμούς είναι ανεκτίμητη. Οι αυξανόμενοι ανθρώπινοι πληθυσμοί και οι οικονομίες έχουν οδηγήσει σε σημαντική αύξηση της παγκόσμιας ζήτησης για γλυκό νερό (Kilic, 2020).

Το νερό είναι μια χημική ουσία απαραίτητη για τη διατήρηση των ζωτικών ανθρώπινων δραστηριοτήτων, συμπεριλαμβανομένης της διατροφής, της αναπνοής, της κυκλοφορίας, της απέκκρισης και της αναπαραγωγής. Στο ανθρώπινο σώμα, το νερό εκτελεί πολλές κρίσιμες λειτουργίες, συμπεριλαμβανομένου του βιολογικού διαλύτη που βοηθά στη μεταφορά και τη διάλυση βιταμινών και μετάλλων. Επιπλέον, το νερό παίζει καθοριστικό ρόλο στη ρύθμιση της θερμοκρασίας του σώματος, διευκολύνοντας τη λειτουργία ζωτικών οργάνων όπως τα νεφρά και παρέχοντας προστασία και απορρόφηση κραδασμών. Το νερό είναι καθοριστικό για την ενυδάτωση του δέρματος, την αποβολή των τοξινών και τον καθαρισμό του σώματος. Επιπλέον, υποστηρίζει τη μετατροπή των προσλαμβανόμενων συστατικών σε ενέργεια και διευκολύνει την απορρόφηση των θρεπτικών συστατικών. Αξίζει να σημειωθεί ότι το νερό είναι πρωταρχικό συστατικό υδατανθράκων, λιπών και πρωτεϊνών στο ανθρώπινο σώμα. Αποτελεί ένα σημαντικό μέρος του αίματος και των μυών μας, αντιπροσωπεύοντας περίπου το 80-90% και το 75% της μάζας τους, αντίστοιχα (Çerel, et al 2003). Το νερό είναι απαραίτητο συστατικό για τη διατήρηση της ζωής, και ακόμη και μια σύντομη περίοδος αφυδάτωσης μπορεί να προκαλέσει δυσφορία.

Επιπλέον, το νερό χρησιμεύει ως βιότοπος για διάφορες μορφές ζωής και θεωρείται θεμελιώδες συστατικό για τη δημιουργία ενός ευνοϊκού περιβάλλοντος για τη ζωή.

Η θερμότητα που εκπέμπεται από τον ήλιο προκαλεί τη διαδικασία της εξάτμισης του νερού, οδηγώντας στο σχηματισμό συμπυκνωμένων σταγονιδίων νερού στην ατμόσφαιρα, τα οποία εκδηλώνονται ως σύννεφα. Αυτά τα σύννεφα στη συνέχεια υφίστανται εξάτμιση και συμπύκνωση, με αποτέλεσμα βροχοπτώσεις, χαλάζι ή χιονοπτώσεις, συντηρώντας έτσι τη ζωή στη γη. Η διαδικασία απορρόφησης νερού από

τα φυτά από το έδαφος και η επακόλουθη απελευθέρωση στην ατμόσφαιρα μέσω της διαπνοής είναι ένα κρίσιμο συστατικό του κύκλου του νερού, ο οποίος περιλαμβάνει επίσης την εξάτμιση, την κατακρήμνιση και την εφίδρωση. Οι υδάτινοι πόροι κατανέμονται σε διάφορες φυσικές αποθήκες όπως η ατμόσφαιρα, οι ωκεανοί, η γη, τα ποτάμια και οι λίμνες. Ο κύκλος του νερού διευκολύνει την κίνηση του ατμοσφαιρικού νερού μεταξύ της επιφάνειας της γης και της ατμόσφαιρας. Αντίθετα, το υπόγειο νερό είναι η κυρίαρχη μορφή νερού στην ξηρά (Çerel, et al 2003). Περίπου τα $\frac{3}{4}$ της επιφάνειας της Γης αποτελούνται από νερό όπως και ένα σημαντικό ποσοστό του ανθρώπινου σώματος. Το νερό είναι απαραίτητο συστατικό για τη διατροφή όλων των ζωντανών οργανισμών.

Η λειψυδρία όχι μόνο αποτελεί απειλή για τη διαθεσιμότητα τροφίμων για ανθρώπινη κατανάλωση, αλλά έχει επίσης σημαντικό αντίκτυπο στην ποικιλία της χλωρίδας και της πανίδας τόσο στο υδάτινο όσο και στο χερσαίο περιβάλλον (Pimentel et al 2004). Ο αυξανόμενος παγκόσμιος πληθυσμός, οι επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής και οι αλλαγές στον τρόπο ζωής αποτελούν αυξανόμενες πιέσεις στους κρίσιμους υδάτινους πόρους μας, με αποτέλεσμα την επικράτηση της λειψυδρίας σε πολλά έθνη. Κατά συνέπεια, υπάρχει μια αυξανόμενη συνειδητοποίηση της επιτακτικής ανάγκης διατήρησης των υδάτινων πόρων. Η σημασία του νερού στη διατήρηση της ζωής αποδίδεται στον βαθύ αντίκτυπό του στη δημόσια υγεία και τη συνολική ποιότητα ζωής.

Η κλιμάκωση της πληθυσμιακής αύξησης, σε συνδυασμό με την αυξημένη κατανάλωση νερού, αναμένεται όχι μόνο να μειώσει σημαντικά την ποσότητα νερού που είναι προσβάσιμη ανά άτομο, αλλά και να δημιουργήσει οικολογική πίεση στη βιοποικιλότητα σε όλο το παγκόσμιο οικοσύστημα. Η διαθεσιμότητα νερού περιορίζεται από πολλούς σημαντικούς παράγοντες όπως η μείωση των βροχοπτώσεων, η αύξηση της θερμοκρασίας, η εξατμισοδιαπνοή, τα χαρακτηριστικά του εδάφους, η σύνθεση της βλάστησης και η απόρριψη νερού. Η παγκόσμια κατανομή του νερού είναι άνιση, οπότε η δίκαιη κατανομή των παγκόσμιων πόρων γλυκού νερού μεταξύ και εντός των εθνών αποτελεί σημαντική πρόκληση (Pimentel et al 2004). Η διαθεσιμότητα των πόρων πόσιμου νερού παγκοσμίως επηρεάζεται αρνητικά από μια σειρά παραγόντων όπως η ακανόνιστη αστικοποίηση, η υπερβολική αύξηση του πληθυσμού, η ρύπανση των νερών, η σπατάλη νερού, η αύξηση των αερίων του θερμοκηπίου και η υπερβολική εκβιομηχάνιση. Αυτοί οι παράγοντες προκαλούν

σημαντική ζημιά στους υδάτινους πόρους και συμβάλλουν στη σταδιακή εξάντλησή τους με την πάροδο του χρόνου.

Η διαθεσιμότητα των υδάτινων πόρων είναι ζωτικής σημασίας για τη διατήρηση των ζώντων οργανισμών, καθώς και για την προώθηση της οικονομικής ανάπτυξης και τη διατήρηση του φυσικού περιβάλλοντος. Αυτός ο κρίσιμος φυσικός πόρος είναι ιδιαίτερα ευαίσθητος στη ρύπανση του περιβάλλοντος και θεωρείται ο πιο ευάλωτος από αυτή την άποψη. Η ρύπανση των νερών αναφέρεται στην υποβάθμιση της φυσικής σύνθεσης των υδάτινων πόρων, κατά την οποία οι ανθρώπινες δραστηριότητες προκαλούν τη συγκέντρωση ουσιών σε ρέματα, υπόγεια νερά, λίμνες, θάλασσες και άλλα υδατικά συστήματα που υπερβαίνουν τα επιτρεπτά επίπεδα. Η σύσταση του νερού που προορίζεται για ανθρώπινη κατανάλωση απαιτεί την παρουσία επαρκούς οξυγόνου και βασικών μετάλλων, εκτός από την οπτική διαύγεια. Με περίπου 1,4 δισεκατομμύρια άτομα να αντιμετωπίζουν επί του παρόντος επαρκή ή ανεπαρκή πρόσβαση σε καθαρό νερό, η σημασία αυτού του θέματος γίνεται ολοένα και πιο εμφανής. Η υποβάθμιση των οικοσυστημάτων, ιδιαίτερα σε ποτάμια, λίμνες, υπόγεια νερά και θάλασσες, αποδίδεται κυρίως σε ανθρωπογενείς δραστηριότητες. Αυτές οι δραστηριότητες έχουν ως αποτέλεσμα τη ρύπανση αυτών των υδάτινων μαζών, προκαλώντας διαταραχή στη φυσική ισορροπία (Κίλις 2020).

Οι κύριοι ρυπαντές που βρίσκονται συνήθως στο νερό περιλαμβάνουν οξέα και αλκάλια, οικιακά απόβλητα και απορρυπαντικά, λιπάσματα, βιομηχανικά απόβλητα, διάφορα αέρια, μέταλλα, έλαια, οργανικά τοξικά απόβλητα, παθογόνα και φυτοφάρμακα (Göksu et al., 2015). Η ρύπανση του νερού έχει τη δυνατότητα να επεκταθεί πέρα από τα υδάτινα περιβάλλοντα και μπορεί να διεισδύσει στο έδαφος, μολύνοντας στη συνέχεια φυτά, λαχανικά και φρούτα μέσω της άρδευσης. Επιπλέον, τα ζώα που καταναλώνουν μολυσμένο νερό κινδυνεύουν επίσης να καταναλώσουν επιβλαβή απόβλητα, θέτοντας τελικά σε κίνδυνο τη βιωσιμότητα των πόρων τροφίμων. Η χρήση υποβαθμισμένου νερού, η εξάπλωση υδατογενών ασθενειών μεταξύ των ζωντανών οργανισμών, η μειωμένη γεωργική παραγωγή, η μείωση της βιοποικιλότητας στα υδάτινα οικοσυστήματα και τα αυξημένα ποσοστά θνησιμότητας και τα έξοδα που σχετίζονται με την επεξεργασία του πόσιμου και του νερού χρήσης είναι μεταξύ των θεμάτων που χρήζουν μελετών (Kerestecioğlu 2010).

Τα χαρακτηριστικά των υπόγειων νερών εξαρτώνται από διάφορους παράγοντες, όπως η αλληλεπίδραση μεταξύ του νερού και του εδάφους, ο τύπος των πετρωμάτων που συναντά στην ακόρεστη ζώνη, η διάρκεια του χρόνου που περνά στον υδροφόρο ορίζοντα και οποιεσδήποτε σχετικές αντιδράσεις που μπορεί να εμφανιστούν μέσα σε αυτό (Appelo et al., 2005). Η ποιότητα ενός δεδομένου συστήματος μπορεί να επηρεαστεί από μια σειρά ανθρωπογενών δραστηριοτήτων. Το θέμα της ποιότητας έχει αποκτήσει σημαντική σημασία, ιδιαίτερα στις αγροτικές περιοχές όπου μεγάλο ποσοστό του πληθυσμού βασίζεται σε μεγάλο βαθμό στα υπόγεια νερά ως την κύρια πηγή πόσιμου νερού. Η κακή ποιότητα των υπόγειων νερών έχει αρνητικό αντίκτυπο στην οικονομία και εμποδίζει την πρόοδο της βελτίωσης του βιοτικού επιπέδου των αγροτικών κοινοτήτων. Κατά συνέπεια, υπάρχει αυξανόμενη ανάγκη για μεθοδική αξιολόγηση και επιτήρηση της ποιότητας των υπόγειων νερών προκειμένου να διαπιστωθεί η καταλληλότητά τους για ανθρώπινη κατανάλωση και να εφαρμοστούν κατάλληλα μέτρα για τη διασφάλισή τους.

Η ίδια ανάγκη υπάρχει και στη περιοχή της Αττικής, που από τη δεκαετία του '90 μέχρι σήμερα, η ρύπανση των υπογείων νερών της Αττικής έχει αυξηθεί σε μεγάλο βαθμό. Σε πολλές περιοχές, όπως στα Μεσόγεια, αλλά και τη Δυτική Αττική, κυρίως λόγω των φυτοφαρμάκων που χρησιμοποιούνται στις καλλιέργειες, τα νιτρικά ιόντα ξεπερνούν κατά πολύ το όριο επικινδυνότητας. Σε περιοχές όπως το Θριάσιο Πεδίο η κατάσταση είναι χειρότερη μιας που η βιομηχανική δραστηριότητα έχει εμπλουτίσει το νερό και με βαρέα μέταλλα, όπως κάδμιο, ψευδάργυρο, σίδηρο και μαγγάνιο. Επίσης, λόγω των σοβαρών αλλαγών που έχουν γίνει τα τελευταία 20 χρόνια στις παραλιακές περιοχές της Αττικής, όπως τα Ολυμπιακά έργα σε μεγάλο μέρος της παραλιακής ζώνης αλλά και η δημιουργία του Κέντρου Πολιτισμού Σταύρος Νιάρχος, άλλαξαν σημαντικά την εικόνα των συγκεκριμένων περιοχών με αποτέλεσμα να επηρεάζονται και τα υπόγεια νερά τους λόγω της αλλαγής χρήσεων γης. Τέλος, παράγοντα επιρροής αποτελούν και οι πολλές παράνομες γεωτρήσεις οι οποίες εξαντλούν τα υδροφόρα στρώματα ενώ κάποιες φορές μάλιστα, σε γεωτρήσεις κοντά σε παράκτιες ζώνες, όπως στη περιοχή του Κορωπίου, γίνεται διείσδυση της θάλασσας ακόμα και χιλιομέτρων σε υπόγειους υδροφορείς χερσαίων περιοχών.

Λόγω των συνθηκών που περιγράφηκαν, συμπεραίνουμε ότι απαιτείται μια συνολική εκτίμηση των παραγόντων που είναι ικανοί να επηρεάσουν τα υπόγεια νερά, για αυτό τον λόγο έχουν αναπτυχθεί διάφορα εργαλεία που μας βοηθάνε στην

αξιολόγηση αυτή. Διάφοροι περιβαλλοντικοί δείκτες, έχουν αναπτυχθεί με σκοπό να καταγράψουν την καλή ή κακή κατάσταση των νερών, τον διαχωρισμό των νερών σε ομάδες που αφορούν τη φυσικοχημική τους κατάσταση αλλά και την επίδραση που μπορεί να έχουν στην ανθρώπινη υγεία.

Οι ερευνητές χρησιμοποιούν διάφορες γεωστατιστικές αρχές για να βελτιώσουν την κατανόηση των περίπλοκων συνόλων δεδομένων παραμέτρων ποιότητας νερού (Kumar and Ahmed, 2003). Η χρήση των δεικτών (WQI) είναι μια εξαιρετικά αποτελεσματική μέθοδος για τη μετάδοση δεδομένων σχετικά με την ποιότητα του νερού σε άτομα που είναι υπεύθυνα για τη λήψη αποφάσεων. Η χρήση του WQI περιλαμβάνει έναν μαθηματικό τύπο που επιτρέπει τη μετατροπή εκτεταμένων συνόλων πληροφοριών για την ποιότητα του νερού σε μια μεμονωμένη αριθμητική τιμή (Stambuk, 1999). Η ενσωμάτωση σύνθετων δεδομένων και η επακόλουθη δημιουργία μιας βαθμολόγησης με βάση συντελεστές βαρύτητας που χαρακτηρίζουν την κατάσταση της ποιότητας του νερού, όπως υποβλήθηκε από τους Reza και Singh (2010), χρησιμεύει στην αξιοποίηση των κατάλληλων νερών για τις διάφορες χρήσεις.

Η χρήση των δεικτών ποιότητας νερού (WQI) είναι μια διαδεδομένη προσέγγιση για την αξιολόγηση της ποιότητας των νερών. Η μεθοδολογία χρησιμοποιεί τεχνικές συνάθροισης για να διευκολύνει τη μετατροπή ογκωδών δεδομένων ποιότητας νερού σε μια μοναδική τιμή ή δείκτη. Το μοντέλο WQI έχει χρησιμοποιηθεί παγκοσμίως για την αξιολόγηση της ποιότητας του νερού, τόσο των επιφανειακών όσο και των υπόγειων νερών, χρησιμοποιώντας περιφερειακά πρότυπα ποιότητας νερού. Από την έναρξη της εφαρμογής του στη δεκαετία του 1960, αυτό το εργαλείο έχει αποκτήσει ευρεία δημοτικότητα χάρη στο ευέλικτο πλαίσιο και τη φιλική προς τον χρήστη διεπαφή. Συνήθως, τα μοντέλα για τον Δείκτη Ποιότητας Νερού (WQI) αποτελούνται από μια σειρά τεσσάρων σταδίων, τα οποία περιλαμβάνουν:

- (1) τον προσδιορισμό και την επιλογή των σχετικών παραμέτρων ποιότητας του νερού,
- (2) τη δημιουργία υποδεικτών για κάθε παράμετρο,
- (3) τον προσδιορισμό των συντελεστών βαρύτητας για κάθε παράμετρο και
- (4) την ολοκλήρωση των επιμέρους δεικτών για την εξαγωγή της συνολικής τελικής τιμής WQI.

Πολλοί μελετητές έχουν χρησιμοποιήσει διάφορες εφαρμογές των μοντέλων του Δείκτη Ποιότητας Νερού (WQI) για την αξιολόγηση της ποιότητας του νερού ποταμών, λιμνών, δεξαμενών και εκβολών ποταμών. Ένας περιορισμός του μοντέλου WQI είναι η εξάρτησή του από συγκεκριμένες οδηγίες για μια συγκεκριμένη περιοχή, γεγονός που περιορίζει τη γενικότητά του. Επιπλέον, αυτοί οι παράγοντες δημιουργούν ασάφεια στη διαδικασία μετατροπής σημαντικών ποσοτήτων δεδομένων ποιότητας νερού σε ενιαίο δείκτη.

Η παρούσα εργασία αφορά την εκτίμηση της μεταβολής της ποιότητας των υπόγειων νερών συναρτήσει του χρόνου αλλά και τους μηχανισμούς αλληλεπίδρασης του ανθρώπου με το περιβάλλον, μέσω της κατανόησης της σχέσης των χρήσεων γης με τη ποιότητα των υπόγειων νερών. Για να πραγματοποιηθεί αυτό έγινε επεξεργασία δεδομένων από μετρήσεις της μεταπτυχιακής διπλωματικής εργασίας «Οριοθέτηση ζώνης υφαλμύρωσης υπόγειων νερών μετώπου Μοσχάτου-Γλυφάδας Νομού Αττικής» της κας. Μπιτζιλέκη Χαρίκλειας για το 2009, ενώ δεδομένα χρησιμοποιήθηκαν και από τη μεταπτυχιακή διπλωματική εργασία «Διαχρονική μεταβολή ποιοτικών χαρακτηριστικών υπόγειων νερών στην παράκτια ζώνη του φαληρικού δέλτα» της κας. Λυμπεροπούλου Ευσταθίας του 2019 αλλά και της Ελληνικής Αρχής Γεωλογικών και Μεταλλευτικών Ερευνών για το έτος 2022, με στόχο την εξέταση της καταλληλότητας των υπόγειων νερών για ανθρώπινη κατανάλωση, αξιολογώντας τη συμμόρφωση των φυσικοχημικών δεδομένων με τα πρότυπα πόσιμου νερού και τις υπολογισμένες τιμές WQI ενώ συγχρόνως αξιολογήθηκε μέσω πηλίκων κινδύνου HQ ο κίνδυνος που διατρέχουν παιδιά και ενήλικες από τη κατανάλωση νερού με υψηλές συγκεντρώσεις νιτρικών ιόντων.

1. Νομοθετικό πλαίσιο

1.1 Οδηγία 2006/118/EK

Τον Δεκέμβριο του 2006 το Ευρωπαϊκό Κοινοβούλιο και το Συμβούλιο της Ευρωπαϊκής Ένωσης ορίζουν την **Οδηγία 2006/118/EK** που αφορά την προστασία των υπόγειων υδάτων από τη ρύπανση και την υποβάθμιση. Η Οδηγία 2006/118/EK (ΦΕΚ 2075B/25-09-2009) περιέχει γενικές διατάξεις για την προστασία και τη διατήρηση των υπόγειων νερών. Η Οδηγία αυτή και η τροποποίησή της (οδηγία 2014/80/ΕΕ-ΦΕΚ 2888B 12/9/2016), κρίνει τα υπόγεια νερά ως πολύτιμο φυσικό πόρο και θα πρέπει να προφυλάσσεται από τη ρύπανση αλλά και την υποβάθμιση. Σκοπό έχει την θέσπιση μέτρων που αφορούν την αξιολόγηση της χημικής κατάστασης των υπόγειων υδάτων αλλά και την αντιμετώπιση των αυξημένων συγκεντρώσεων ρύπων, με διάφορα μέτρα.

Με βάση τις διατάξεις της Οδηγίας, για τον χαρακτηρισμό της χημικής κατάστασης ενός συστήματος υπόγειων νερών, η εκάστοτε αρμόδια αρχή οφείλει να χρησιμοποιεί κάποιους ορισμούς (άρθρο 3):

- i. **Πρότυπα Ποιότητας** υπόγειων υδάτων όπως αναφέρονται στο Παράρτημα I της Οδηγίας
- ii. **Ανώτερες Αποδεκτές Τιμές (AAT)** για τους ρύπους, τις κατηγορίες ρύπων αλλά και τους δείκτες ρύπανσης όπως αναφέρονται στο Παράρτημα II της Οδηγίας.

Με τον όρο «Ανώτερες Αποδεκτές Τιμές» (AAT) ορίζονται οι ανώτερες τιμές συγκεντρώσεων κάποιων ρύπων στα υπόγεια ύδατα, με κριτήριο τις φυσικές τιμές υποβάθρου, τη χρήση των υδάτων και την επίδραση σε επιφανειακά και χερσαία οικοσυστήματα. (2^η Αναθεώρηση Σχεδίων Διαχείρισης των λεκανών απορροής Ποταμών Υδατικού Διαμερίσματος Αττικής (EL06), 2023)

1.2 Πρότυπα Ποιότητας Υπόγειων Νερών – Ανώτερες Αποδεκτές Τιμές

Η Οδηγία 2006/118/EK (ΦΕΚ 205B/25-09-2009) δηλώνει ότι όλα τα κράτη-μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης οφείλουν να υιοθετήσουν τα δικά τους πρότυπα ποιότητας για τα υπόγεια ύδατα και τις Ανώτερες Αποδεκτές Τιμές (ΑΑΤ), την Οδηγία και συγκεκριμένα το Παράρτημα II. Η ΚΥΑ 39626/2208/Ε130/2009 συμπληρώθηκε με την απόφαση 182314/1241 ΦΕΚ 2888B 12/9/2016 και προβλέπει:

- i. τον ορισμό με Υ.Α Ανώτερων Αποδεκτών Τιμών σε εθνικό επίπεδο με απόφαση του Υπουργού Περιβάλλοντος μετά από εισήγηση της Κεντρικής Υπηρεσίας Υδάτων
- ii. την ικανότητα του Γενικού Γραμματέα της αποκεντρωμένης Περιφέρειας για τη σύμφωνη γνώμη της Κεντρικής Υπηρεσίας Υδάτων να θέτει επιπλέον ή αυστηρότερες ανώτερες αποδεκτές τιμές, τόσο για συγκεκριμένες περιοχές λεκάνης απορροής, όσο και για ομάδα ΥΥΣ.

Σε ειδικές περιπτώσεις ωστόσο, μπορεί να οριστούν ανώτερες αποδεκτές τιμές (ΑΑΤ):

- Περιπτώσεις που οι παραβάσεις των ΑΑΤ αφορούν τεκμηριωμένα φυσικά αίτια. Διάφορες φυσικές διεργασίες λαμβάνονται υπόψη στον καθορισμό των ανώτερων αποδεκτών τιμών στα υπόγεια νερά.
- Οι τιμές διάλυσης του νερού λαμβάνονται υπόψη σε περιπτώσεις που τα ΥΥΣ τροφοδοτούν επιφανειακά νερά, καθώς τότε πιθανώς να απαιτηθούν αυστηρότερα όρια ΑΑΤ
- Για τα ποιοτικά χαρακτηριστικά των ΥΥΣ για τα οποία ισχύει από την προκαταρκτική ποιοτική αξιολόγηση, ότι είναι πάνω από τα επιτρεπτά όρια των ΑΑΤ σε σύγκριση με τη χρήση του νερού. Στην Ελλάδα έχουν δημιουργηθεί αυτόνομες ΑΑΤ ασχέτως της χρήσης του υπόγειου νερού
- Στις περιπτώσεις που ένα ΥΥΣ απειλείται να μην πετύχει την επιθυμητή καλή χημική κατάσταση, λόγω έντονων πιέσεων, για εκείνες τις παραμέτρους για τις οποίες εμφανίζονται υπερβάσεις των ορίων ποιότητας με βάση τις χρήσεις (Οδηγία 2006/118/EK, Παράρτημα II, Μέρος Α'), πρέπει να προστίθενται ανώτερες αποδεκτές τιμές ή να γίνονται αυστηρότερες οι ήδη υπάρχουσες
- Οι προστιθέμενες ή αυστηρότερες ανώτερες αποδεκτές τιμές αφορούν τις χρήσεις ύδατος του ΥΥΣ που περιέχει α) την αποφυγή της επιβάρυνσης των

επιφανειακών νερών σε βαθμό που θα προκαλείται πρόβλημα στην επιτυχή τήρηση των περιβαλλοντικών στόχων ή χρήσεων νερού, β) την αποτροπή μεγάλης υποβάθμισης των χερσαίων οικοσυστημάτων που σχετίζονται άμεσα από τα υπόγεια νερά

Με βάση την Υ.Α.1811/2011 (ΦΕΚ.3322/Β) καθορίζονται σε εθνικό επίπεδο τόσο τα πρότυπα ποιότητας όσο και οι ανώτερες αποδεκτές τιμές για τη συγκέντρωση συγκεκριμένων ρύπων, ομάδων ρύπων ή δεικτών ρύπανσης σε υπόγεια νερά, σε εφαρμογή της παραγράφου 2 του Άρθρου 3 της ΚΥΑ 182314/1241 (ΦΕΚ 2888/Β 12/9/2016).

Οι ανώτερες αποδεκτές τιμές που καθορίζονται με την Υ.Α. 1811/2011 (ΦΕΚ 3322/Β) παρουσιάζονται στον Πίνακα 2.

Πίνακας 1 Ποιοτικά Πρότυπα Υπόγειων Νερών

Ρύπος	Ποιοτικά Πρότυπα
Νιτρικά άλατα (NO ₃)	50 mg/L
Δραστικές ουσίες φυτοφαρμάκων (συμπεριλαμβάνονται αντίστοιχοι μεταβολίτες, προϊόντα αποικοδόμησης και αντιδράσεων) ^[1]	0,1 µg/L 0,5 µg/L (συνολικό) ^[2]
<p>^[1] Ως «φυτοφάρμακα», νοούνται τα φυτοπροστατευτικά προϊόντα και τα βιοκτόνα, όπως ορίζονται αντίστοιχα στις σχετικές διατάξεις της κείμενης εθνικής και κοινοτικής νομοθεσίας.</p> <p>^[2] Ως «συνολικό», νοείται το άθροισμα όλων των επιμέρους φυτοφαρμάκων που ανιχνεύονται και προσδιορίζονται ποσοτικά κατά τη διαδικασία παρακολούθησης, συμπεριλαμβανομένων σχετικών προϊόντων μεταβολισμού, προϊόντων αποδόμησης και προϊόντων αντίδρασης.</p>	

Πηγή 2^η Αναθεώρηση του Σχεδίου Διαχείρισης των Λεκανών Απορροής Ποταμών

Πίνακας 2 Ανώτερες Αποδεκτές Τιμές Ρύπων Υπόγειων Νερών

Παράμετρος	Ανώτερες Αποδεκτές Τιμές (ΑΑΤ)
pH	6,50 – 9,50
Αγωγιμότητα	2500 µS/cm
Αρσενικό (As)	10 µg/L
Κάδμιο (Cd)	5 µg/L
Μόλυβδος (Pb)	25 µg/L
Υδράργυρος (Hg)	1 µg/L
Νικέλιο (Ni)	20µg/L
Ολικό χρώμιο (Cr)	50 µg/L
Αργίλιο (Al)	200 µg/L
Αμμώνιο (NH ₄)	0,5 mg/L
Νιτρώδη (NO ₂)	0,5mg/L
Χλωριούχα ιόντα (Cl)	250 mg/L
Θειικά ιόντα (SO ₄)	250 mg/L
Άθροισμα Τριχλωροαιθυλενίου και Τετραχλωροαιθυλενίου	10 µg/L

Πηγή 2^η Αναθεώρηση του Σχεδίου Διαχείρισης των Λεκανών Απορροής Ποταμών

2. Υποβάθμιση του υπόγειου νερού

Σε παγκόσμιο επίπεδο, υπήρξε μια αξιοσημείωτη τάση αστικοποίησης στις παράκτιες περιοχές. Σύμφωνα με τους Chatton et al. (2016), οι ακτογραμμές αποτελούν περίπου το 10% της επιφάνειας της Γης και φιλοξενούν πάνω από το 50% του παγκόσμιου πληθυσμού και τις ανθρώπινες δραστηριότητες.

Η διαθεσιμότητα υδατικών πόρων, ιδιαίτερα των υπόγειων νερών, διαδραματίζει κρίσιμο ρόλο στην κοινωνικοοικονομική ανάπτυξη των παράκτιων περιοχών. Οι υπόγειοι υδάτινοι πόροι συχνά υπόκεινται σε σημαντικούς στρεσογόνους παράγοντες ως αποτέλεσμα της υπερβολικής και άναρχης χρήσης τους για διάφορους σκοπούς, συμπεριλαμβανομένων των οικιακών, γεωργικών, βιομηχανικών χρήσεων καθώς και των χρήσεων του μαζικού τουρισμού. Η ανεπαρκής διαχείριση των υπόγειων νερών, σε συνδυασμό με άλλες επιζήμιες πρακτικές, όπως τα οικιακά συστήματα αποχέτευσης, μπορεί να οδηγήσει σε μείωση της ποιότητας των υπόγειων νερών. Αυτό συχνά οδηγεί σε σημαντική ρύπανση των υπόγειων νερών, ιδιαίτερα από νιτρικά, όπως αποδεικνύεται από διάφορες μελέτες (Chafouq et al., 2018; Cheema et al., 2014; Leaney et al., 2004; Sdao et al., 2012; Senthilkumar et al. ., 2018· Shi et al., 2018· Shuler et al., 2017). Επιπρόσθετα, η αύξηση της αλατότητας μπορεί να συμβεί λόγω θαλάσσιας διείσδυσης στους υδροφόρους ορίζοντες, η οποία επιδεινώνεται από την υπερβολική άντληση των υπόγειων νερών. Αυτό το φαινόμενο έχει παρατηρηθεί σε διάφορες μελέτες (Chaouni et al., 1997; Custodio, 2002; Faye et al., 2005; Khayat et al., 2006; Steyl and Dennis, 2010). Η θαλάσσια διείσδυση συνεχίζει να αποτελεί σημαντικό κίνδυνο για τους παράκτιους υδροφόρους ορίζοντες, όπως σημειώνουν οι Michael et al. (2017). Αυτό το ζήτημα είναι ιδιαίτερα ανησυχητικό δεδομένων των διαφόρων επιπτώσεων της κλιματικής αλλαγής, όπως η άνοδος της στάθμης της θάλασσας και η διάβρωση των ακτών, όπως τονίζεται από τους Ketabchi et al. (2016), Klassen and Allen (2017) και Lemieux et al. (2015).

Η καθιέρωση πρακτικών διαχείρισης που είναι αποτελεσματικές για τη διασφάλιση της ποιότητας των υπόγειων νερών απαιτεί τον εντοπισμό των πηγών ρύπανσης των υπόγειων νερών και την πλήρη κατανόηση των μηχανισμών που ρυθμίζουν την ανάπτυξη της ποιότητας των υπόγειων νερών. Αυτό περιλαμβάνει τις υδραυλικές και γεωχημικές σχέσεις μεταξύ των υπόγειων νερών και των οικοσυστημάτων που εξαρτώνται από τα υπόγεια νερά. Η ποιότητα των υπόγειων νερών στους υδροφόρους

ορίζοντες επηρεάζεται κυρίως από δύο παράγοντες: α) τις φυσικές διεργασίες που σχετίζονται με τον υδροφόρο ορίζοντα, όπως η λιθολογία, η ποιότητα τροφοδοσίας, η ροή των υπόγειων νερών, ο χρόνος παραμονής και οι αλληλεπιδράσεις μεταξύ εδάφους/πετρωμάτων και νερού (Ledesma-Ruiz et al., 2015 Walter et al., 2017) και β) τις ανθρώπινες δραστηριότητες, συμπεριλαμβανομένων των γεωργικών πρακτικών, των απορρίψεων βιομηχανικών λυμάτων, των οικιακών λυμάτων, των χωματερών και των ζωικών απορριμμάτων (Böhlke, 2002· Erostate et al., 2018· Garewal and Vasudeo, 2018· Hudak, 2000· Lu et al., 200 Nolan, 2001, Singh et al., 1995, Stigter et al., 1998). Η συμβολή της επιφανειακής ανθρωπογενούς μόλυνσης στη ρύπανση των υπόγειων νερών στους παράκτιους υδροφόρους ορίζοντες είναι σημαντική, λόγω του περιορισμένου βάθους των υπόγειων νερών σε αυτούς, όπως σημειώνεται από τους Ntanganedzeni et al. (2018). Ο εντοπισμός των πηγών ρύπανσης των υπόγειων νερών και η κατανόηση των μηχανισμών που διέπουν την εξέλιξη της ποιότητας των υπόγειων νερών σε παράκτιες περιοχές με ποικίλες χρήσεις γης και πολυάριθμες πιθανές εισροές είναι ένα τρομερό εγχείρημα.

2.1 Νιτρικά άλατα

Έχουν γίνει πολυάριθμες ερευνητικές προσπάθειες για τη διερεύνηση της υποβάθμισης της ποιότητας των υπόγειων νερών, με ιδιαίτερη έμφαση στη νιτρορύπανση. Αυτό έχει τονιστεί σε διάφορες μελέτες όπως αυτές που διεξήγαγαν οι Beeson and Cook (2004), Burden (1982), Fukada et al. (2004), Jin et al. (2012), Minet et al. (2017), Pastén-Zapata et al. (2014) και Rao (2006). Η κατανάλωση υψηλών επιπέδων νιτρικών μέσω του πόσιμου νερού έχει συνδεθεί με την ανάπτυξη μεθαιμοσφαιριναιμίας, που συνήθως αναφέρεται ως «σύνδρομο του μπλε μωρού», καθώς και με καρκίνο του στομάχου (Fan and Steinberg, 1996; Greer and Shannon, 2005). Η απελευθέρωση νιτρικών σε επιφανειακά υδάτινα σώματα έχει τη δυνατότητα να προκαλέσει πλαγκτονικές και φυκικές ανθίσεις, οδηγώντας σε ευτροφικές συνθήκες και επακόλουθη μείωση των επιπέδων οξυγόνου. Αυτό μπορεί να οδηγήσει σε σημαντικές μειώσεις της υδρόβιας ζωής, συμπεριλαμβανομένων των ιχθυοποθεμάτων. Από περιβαλλοντική άποψη αυτό το φαινόμενο έχει μελετηθεί και τεκμηριωθεί εκτενώς από ερευνητές όπως οι Kendall (1998), Mason (2002) και Vitousek et al. (1997).

Σύμφωνα με τους Sutton et al. (2011), η διαδικασία μερικής απονιτροποίησης των νιτρικών στα υπόγεια νερά έχει ως αποτέλεσμα την εκπομπή μονοξειδίου του αζώτου,

ενός ισχυρού αερίου του θερμοκηπίου. Προκειμένου να εκτιμηθούν και να προβλεφθούν πιθανοί κίνδυνοι για το περιβάλλον και την υγεία, είναι επιτακτική ανάγκη να εξακριβωθεί η προέλευση των νιτρικών αλάτων, καθώς και οι μηχανισμοί μεταφοράς και η τελική κατάληξή τους (Koráček et al., 2013).

Σε όλη την ιστορία, οι γεωργικές πρακτικές έχουν αναγνωριστεί ευρέως ως η κύρια προέλευση των νιτρικών αλάτων. Αυτό οφείλεται στην εκτεταμένη χρήση συνθετικών και ζωικών αποβλήτων ως λιπάσματα σε γεωργικές περιοχές, τα οποία έχουν αποδειχθεί ότι αντιπροσωπεύουν έως και το 80% του ενεργού αζώτου που παράγεται σε παγκόσμια κλίμακα (Erisman et al., 2008). Ωστόσο, η αποκλειστική χρήση λιπασμάτων με βάση το άζωτο για γεωργικούς σκοπούς δεν είναι η μοναδική προέλευση. Η ρύπανση με νιτρικά άλατα στα υπόγεια νερά μπορεί να προκύψει από διάφορες πηγές, συμπεριλαμβανομένων των απορρίψεων λυμάτων από μονάδες επεξεργασίας, σηπτικές δεξαμενές και υπονόμους που διαρρέουν, καθώς και από λάσπη και διαρροή από χώρους υγειονομικής ταφής. Αυτό έχει τεκμηριωθεί σε μελέτες που πραγματοποιήθηκαν από τους Wakida και Lerner (2005), Gooddy et al. (2014) και Christensen et al. (2001). Πολυάριθμες ερευνητικές προσπάθειες έχουν αφιερωθεί στην ανίχνευση προέλευσης νιτρικών (Jin et al., 2012; Matiatos, 2016; Pastén-Zapata et al., 2014; Stoewer et al., 2015; Vystavna et al., 2017). Η μελέτη που διεξήχθη από τους Wang et al. (2017) ερευνήσε την προέλευση των νιτρικών σε περιοχές με διαφορετικά πρότυπα χρήσης γης. Οι συγγραφείς τόνισαν τη σημασία της διαχείρισης των πηγών των νιτρικών ιόντων με την εφαρμογή ακριβών τεχνικών λίπανσης με βάση την κοπριά και την πρόληψη της σηπτικής διαρροής.

Αυξημένα επίπεδα νιτρικών σε υπόγειες πηγές νερού ανιχνεύονται συνήθως σε περιοχές με συγκεντρωμένη γεωργική δραστηριότητα και πυκνή ανθρώπινη κατοίκηση. Ο κύριος καθοριστικός παράγοντας των συγκεντρώσεων νιτρικών στα υπόγεια νερά είναι τυπικά η χρήση γης, καθώς η κατακόρυφη μετακίνηση των νιτρικών και η επακόλουθη μεταφορά τους μέσω της ροής των υπόγειων νερών επηρεάζονται από τη χρήση γης. Ως εκ τούτου, είναι επιτακτική ανάγκη να αναπτυχθεί ένα αξιόπιστο υδρογεωλογικό μοντέλο που να απεικονίζει με ακρίβεια τη διεύθυνση κίνησης των υπόγειων νερών, σε συνδυασμό με τις πηγές προέλευσης νιτρικών αλάτων και τη χωρική κατανομή τους, προκειμένου να αποκτηθεί μια πιο ολοκληρωμένη κατανόηση των περιπλοκών που εμπλέκονται στη δυναμική της ρύπανσης από νιτρικά. Ωστόσο, σε περιοχές που χαρακτηρίζονται από διαφορετικές χρήσεις γης, ο εντοπισμός της

προέλευσης των νιτρικών ιόντων μπορεί να αποδειχθεί πολύπλοκο έργο λόγω του ευρέως φάσματος πιθανών πηγών.

Η χρήση σταθερών αναλογιών ισοτόπων αζώτου ($\delta^{15}\text{N-NO}_3$) και οξυγόνου ($\delta^{18}\text{O-NO}_3$) στην ανάλυση νιτρικών έχει χρησιμοποιηθεί στη διερεύνηση πηγών νιτρικών, όπως καταδεικνύεται από διάφορες μελέτες (Böttcher et al., 1990; Kendall, 1998; Pastén-Zapata et al., 2014; Stoewer et al., 2015; Wassenaar, 1995). Η χρήση σταθερών ισοτόπων παρουσιάζει σημαντικό ενδιαφέρον λόγω της πρόβλεψης ότι ορισμένες πρωτογενείς πηγές αζώτου που εμπλέκονται στον επίγειο κύκλο αζώτου έχουν την ικανότητα να παρέχουν διακριτικές και αναγνωρίσιμες ταυτότητες ισοτόπων στα υπόγεια νερά, όπως προτείνουν οι Kendall et al. (2007) και Seiler (2005). Η χρήση των $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ και $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ σε μια κοινή ανάλυση επιτρέπει τη διαφοροποίηση διαφορετικών πιθανών προελεύσεων, συμπεριλαμβανομένων των λιπασμάτων, της οργανικής ύλης του εδάφους και των λυμάτων ζωικής κοπριάς/σηπτικών λυμάτων (Baily et al., 2011; Kendall, 1998; Panno et al., 2001). Επιπλέον, η χρήση των $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ και $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ σε συνδυασμό παρουσιάζει μια εφικτή προσέγγιση για την παρακολούθηση των μηχανισμών μετατροπής των νιτρικών, όπως η απονιτροποίηση, όπως καταδεικνύεται από τους Böttcher et al. (1990) και Wassenaar (1995).

2.2 Θαλάσσια διείσδυση

Η διαδικασία της εκτεταμένης εκμετάλλευσης υπόγειων νερών από παράκτιους υδροφόρους ορίζοντες έχει ως αποτέλεσμα τη μείωση της εκροής γλυκού νερού στη θάλασσα και τη μείωση της στάθμης του τοπικού παράκτιου υδροφόρου ορίζοντα. Αυτό, με τη σειρά του, οδηγεί στη μεταφορά του θαλασσινού νερού περαιτέρω προς την ενδοχώρα προς τους υδροφόρους ορίζοντες (Bear et al., 1999). Το προαναφερθέν περιστατικό έχει τεκμηριωθεί σε πολλές παράκτιες περιοχές σε όλο τον κόσμο (Bocanegra et al., 2010; Mas Pla et al., 2014; Seddique et al., 2019; Werner, 2010) και αντιπροσωπεύει μια σημαντική οικολογική ανησυχία που επηρεάζει δυσμενώς τα υπόγεια αποθέματα νερού.

Η παρουσία αλατότητας στα υπόγεια νερά έχει αρνητικό αντίκτυπο στην ποιότητά τους, με αποτέλεσμα τη μείωση του διαθέσιμου όγκου γλυκού νερού (Post, 2005; Ros and Zuurbier, 2017; Werner et al., 2013). Σύμφωνα με τον Παγκόσμιο Οργανισμό Υγείας (2017), η εισαγωγή θαλασσινού νερού στο γλυκό νερό σε συγκέντρωση

μικρότερη από 1%, περίπου 250 mg/L χλωριούχου, έχει ως αποτέλεσμα την ακαταλληλότητα του νερού για ανθρώπινη κατανάλωση.

Οι Alfarrah και Walraevens (2018) έχουν τεκμηριώσει πολλαπλές περιπτώσεις θαλάσσιας διείσδυσης σε παράκτιους υδροφόρους ορίζοντες σε χώρες της Μεσογείου. Η παρούσα κατάσταση προκαλεί ανησυχία, καθώς είχε ως αποτέλεσμα δυσμενείς επιπτώσεις, όπως η αλλαγή των προτύπων χρήσης της γης σε περιοχές που προηγουμένως χρησιμοποιούνταν για γεωργικούς σκοπούς. Αυτό οφείλεται στη διείσδυση αλατούχου νερού σε καλλιεργήσιμη γη, που οδηγεί σε πιθανή ρύπανση. Η διερεύνηση της διείσδυσης θαλασσινού νερού σε παράκτιους υδροφόρους ορίζοντες έχει σημαντική σημασία για την αναγνώριση των επηρεαζόμενων περιοχών και πιθανώς μετριασμού ζητημάτων, σύμφωνα με την έρευνα που διεξήχθη από τους Alfarrah και Walraevens το 2018.

Η έκταση της θαλάσσιας διείσδυσης εξαρτάται από την ισορροπία μεταξύ της ικανότητας υδροφορίας και της ικανότητας επαναφοράς την ποσότητα των υπόγειων νερών που αποσύρονται, επιπλέον των υδρογεωλογικών παραγόντων που διέπουν τη ροή των υπόγειων νερών εντός του υδροφόρου ορίζοντα. Επιπλέον, το φαινόμενο της κλιματικής αλλαγής, και συγκεκριμένα η άνοδος της στάθμης της θάλασσας, έχει αρνητικές επιπτώσεις. Η κατανόηση της περίπλοκης αλληλεπίδρασης μεταξύ των υπόγειων νερών, των επιφανειακών νερών και του θαλασσινού νερού είναι επιτακτική ανάγκη για την αποτελεσματική διαχείριση των υπόγειων νερών σε έναν παράκτιο υδροφόρο ορίζοντα.

Μπορούν να χρησιμοποιηθούν διάφορες τεχνικές για την εξέταση του βαθμού διείσδυσης του θαλασσινού νερού, γεωφυσικές τεχνικές (Choudhury et al., 2001), γεωχημικές τεχνικές (Giménez-Forcada and Sánchez San Román, 2015), αναλυτική τεχνική (Pool and Carrera, 2011) και αριθμητική μοντελοποίηση χρησιμοποιώντας λογισμικό όπως το SEAWAT (Langevin et al., 2007). Τα υπόγεια νερά έχουν την ικανότητα να χρησιμεύουν ως «περιβαλλοντικό αρχείο» λόγω της ικανότητάς τους να διατηρούν στοιχεία ιστορικών ανθρωπογενών μολύνσεων που έχουν επηρεάσει την περιοχή αποστράγγισης ενός υδροφόρου ορίζοντα για εκτεταμένες χρονικές περιόδους.

Η χρήση γεωχημικών τεχνικών έχει χρησιμοποιηθεί εκτενώς για τον εντοπισμό της πηγής αλατότητας και για την παρακολούθηση ενδείξεων θαλάσσιας διείσδυσης σε παράκτιους υδροφόρους ορίζοντες. Αυτό αποδεικνύεται από τα έργα των Eissa et al.

(2014), Giménez-Forcada (2019), Han and Currell (2018), Kim et al. (2003) και Nair et al. (2015).

Οι προαναφερθείσες μεθοδολογίες έχουν σημαντική αξία λόγω της περίπλοκης φύσης της θαλάσσιας διείδυσης στους παράκτιους υδροφόρους ορίζοντες, η οποία μπορεί να συνεπάγεται την εμφάνιση πολυάριθμων ταυτόχρονων μηχανισμών αύξησης της αλατότητας (Han and Currell, 2018).

2.3 Υδρογεωχημικές προσεγγίσεις

Η επιστημονική κοινότητα έχει καταλήξει σε συναίνεση ότι οι γεωλογικοί, περιβαλλοντικοί και γεωχημικοί παράγοντες συμβάλλουν σημαντικά στην παρουσία, την κίνηση, τη μεταφορά και την τελική κατάληξη των δυνητικά επικίνδυνων στοιχείων (PTEs) σε ποτάμια, υπόγεια νερά και άλλα υδάτινα συστήματα (Guo et al. , 2014· Papazotos et al., 2020).

Η εμφάνιση δυνητικά τοξικών στοιχείων (PTEs) στο οικοσύστημα, εμφανίζονται είτε με φυσικά μέσα είτε με ανθρωπογενείς παρεμβάσεις. Διαφορετικοί τύποι πετρωμάτων μπορεί να είναι εμπλουτισμένοι με μία σειρά δυνητικά τοξικών στοιχείων (PTEs), τα οποία στη συνέχεια μπορούν να μεταφερθούν στα εδάφη και στα ιζήματα που σχηματίζονται από τη διάβρωση αυτών των πετρωμάτων. Για παράδειγμα, τα υπερβασικά πετρώματα που είναι εμπλουτισμένα σε στοιχεία όπως το χρώμιο (Cr), το νικέλιο (Ni), το κοβάλτιο (Co) και το αρσενικό (As) έχουν βρεθεί ότι είναι ιδιαίτερα πλούσια σε PTEs (Oze et al. 2004; Kelepertzis et al. 2013· Vithanage et al. 2014· Ryan et al. 2011).

Η κινητικότητα των δυνητικά τοξικών στοιχείων (PTE) στους υδάτινους πόρους επηρεάζεται σημαντικά από τις γεωχημικές συνθήκες, όπως αναφέρουν οι Kotas και Stasicka (2000). Η διερεύνηση των γεωχημικών παραμέτρων στα υπόγεια νερά είναι υψίστης σημασίας λόγω της δυναμικής και συνεχώς εξελισσόμενης φύσης αυτού του συστήματος. Συγκεκριμένα, το σύστημα Eh/pH, οι αντιδράσεις καθίζησης/διάλυσης, η ρόφηση, η βλάστηση και η συμπλοκοποίηση είναι κρίσιμοι παράγοντες που απαιτούν περαιτέρω έρευνα.

Ένα από τα πιο σύγχρονα περιβαλλοντικά προβλήματα αποτελεί η διάκριση των φυσικών όσο και των ανθρωπογενών πηγών προέλευσης των Δυνητικά Τοξικών Στοιχείων (PTEs) στα υπόγεια νερά μιας περιοχής. Έχουν επινοηθεί διάφορες

ολοκληρωμένες και συνδυαστικές τεχνικές, ιδίως πολυμεταβλητές στατιστικές, οι οποίες περιλαμβάνουν ανάλυση παραγόντων με χρήση ανάλυσης κύριου συστατικού (PCA) και ιεραρχική ανάλυση συστάδων. Χρησιμοποιούνται διάφορες τεχνικές για τον εντοπισμό της πηγής των δυνητικά τοξικών στοιχείων (PTEs) στα υπόγεια νερά. Αυτές περιλαμβάνουν α) μεθόδους HCA όπως περιγράφονται από τους Vasileiou et al. (2019) και Papazotos et al. (2020), β) σταθερές πολυϊσοτοπικές αναλύσεις όπως $\delta^{53}\text{Cr}$, $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$, $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$, $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$, $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$, $\delta^{11}\text{B}$, $\delta^{15}\text{NNO}_3$, και $\delta^{18}\text{ONNO}_3$, (Puig. 2017) και γ) αλγόριθμους όπως τεχνητό νευρωνικό δίκτυο (Ruidas et al. 2021, 2022 και Egbueri and Agbasi 2022). Αυτές οι μέθοδοι χρησιμοποιούνται ευρέως για τον προσδιορισμό της προέλευσης των PTE στα υπόγεια νερά.

Επί του παρόντος, δεν υπάρχει καθιερωμένο μεθοδολογικό πλαίσιο που να μπορεί να εξακριβώσει οριστικά την προέλευση των PTE, αποκλειστικά με βάση τις διακριτές γεωχημικές τους ιδιότητες που ευνοούν την εμφάνισή τους σε φυσικά υδατικά συστήματα.

Εκτός από τις προαναφερθείσες μεθοδολογίες, ο υπολογισμός των ιοντικών λόγων είναι μια κρίσιμη μέθοδος για την αξιολόγηση των γεωλογικών διεργασιών στον υδροφόρο ορίζοντα και παρέχει πολύτιμες γνώσεις για την υδρογεωχημεία και την προέλευση των διαλυμένων ουσιών. Η χρήση διαφόρων αναλογιών ιόντων, συμπεριλαμβανομένων των Na^+/Cl^- , $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$, $\text{Mg}^+/\text{Ca}^{2+}$, $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$, $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$, $(\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^+)/(\text{HCO}_3^-+\text{SO}_4^{2-})$, $\text{Cl}^-/\text{NO}_3^-$, είναι διαδεδομένη στον τομέα της γεωχημείας. Αυτές οι αναλογίες χρησιμοποιούνται κυρίως για να αποκτηθεί μια βαθύτερη κατανόηση σημαντικών γεωχημικών διεργασιών, όπως η αλάτωση, η ανταλλαγή ιόντων, η αλληλεπίδραση νερού-πετρώματος και οι διεργασίες του κύκλου του αζώτου (N), όπως αποδεικνύεται από μελέτες που πραγματοποιήθηκαν από τους Abdalla (2016), Alcalá and Custodio (2008), Papazotos et al. (2020) και Chen et al. (2009).

Για να είμαστε πιο ακριβείς, ο Revelle (1941) δήλωσε ότι τα αυξημένα ή μειωμένα επίπεδα $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ είναι ενδεικτικά της αλατότητας των υπόγειων νερών που προκαλείται από την εισροή αλμυρού ή γλυκού νερού, αντίστοιχα. Εναλλακτικές αναλογίες ιόντων, όπως $\text{Cl}^-/\text{NO}_3^-$, χρησιμοποιούνται για τη διάκριση της προέλευσης του N στους υδάτινους πόρους. Οι αυξημένες τιμές $\text{Cl}^-/\text{NO}_3^-$, μπορεί να υποδηλώνουν τη συμβολή της κοπριάς ή των λυμάτων, ενώ οι χαμηλότερες τιμές $\text{Cl}^-/\text{NO}_3^-$, μπορεί να υποδεικνύουν λιπάσματα που περιέχουν N ή μικτά ως την κύρια πηγή NO_3^- σε έναν

υδροφόρο ορίζοντα (Chen et al., 2009). Ωστόσο, η εφαρμογή ιοντικών αναλογιών περιορίζεται στην εξέταση του βαθμού διείσδυσης αλμυρού νερού ή επαναφόρτισης γλυκού νερού σε έναν υδροφόρο ορίζοντα.

Ωστόσο, θα ήταν ενδιαφέρον να χρησιμοποιηθούν για την αξιολόγηση της ύπαρξης δυνητικά τοξικών στοιχείων (PTEs) στα υπόγεια νερά. Ένας περαιτέρω περιορισμός αφορά το γεγονός ότι οι έρευνες που χρησιμοποιούν ιοντικές αναλογίες αφορούν αποκλειστικά τη χημεία των κύριων ιόντων, με περιορισμένο μόνο αριθμό μελετών που ενσωματώνουν ιχνοστοιχεία. Οι Alcalá και Custodio (2008) ανακάλυψαν ότι η μοριακή αναλογία Cl^-/Br^- είναι ένας αξιόπιστος δείκτης για τον προσδιορισμό της προέλευσης της αλατότητας των υπόγειων νερών. Κατά συνέπεια, η διερεύνηση της δυναμικής των ιχνοστοιχείων μέσω μιας προσέγγισης που βασίζεται σε πολλαπλούς ιοντικούς λόγους έχει τη δυνατότητα να αποκαλύψει κρυφά μοτίβα που μπορεί να παρέχουν πληροφορίες για την πηγή των δυνητικά τοξικών στοιχείων (PTEs) στα υπόγεια νερά. Αν και αυτή η μέθοδος δεν είναι διαδεδομένη επί του παρόντος, η εφαρμογή της θα μπορούσε να χρησιμεύσει ως πολύτιμη συμπληρωματική τεχνική για τον εντοπισμό σημαντικών ρύπων.

Από το 2010, υπήρξαν αναφορές για αυξημένα επίπεδα δυνητικά τοξικών στοιχείων (PTEs), συγκεκριμένα χρωμίου (Cr), στα υπόγεια νερά της λεκάνης των Ψαχνών που βρίσκεται στην κεντρική Εύβοια, στην Ελλάδα (Μεγρέμη, 2010). Οι συγκεντρώσεις που παρατηρήθηκαν σε αυτή τη μελέτη έχουν αποδοθεί τόσο σε φυσική προέλευση, όπως η διάλυση υπερβασικών πετρωμάτων (Papazotos et al., 2019), όσο και σε ανθρώπινες δραστηριότητες, συμπεριλαμβανομένης της υπέρμετρης λίπανσης (Remoundaki et al., 2016; Papazotos et al., 2019) και στην θαλάσσια διείσδυση (Remoundaki et al., 2016; Eliopoulos et al., 2021).

Πολυμεταβλητές στατιστικές αναλύσεις, συγκεκριμένα ανάλυση παραγόντων και ιεραρχική ανάλυση συστάδων (HCA), χρησιμοποιήθηκαν από τους Megremi et al. (2019) και Papazotos et al. (2019) για τον προσδιορισμό της προέλευσης των πολυκυκλικών αρωματικών υδρογονανθράκων (PTEs) στα υπόγεια νερά της Λεκάνης των Ψαχνών. Επιπρόσθετα, οι συγκεντρώσεις του ισοτόπου του ^{53}Cr εξετάστηκαν από τους Economou-Eliopoulos et al. (2014; 2017) για τον περαιτέρω προσδιορισμό της πηγής των PTE. Παρόλα αυτά, οι τεχνικές που χρησιμοποιούνται συνήθως παρουσιάζουν ορισμένους περιορισμούς, υπογραμμίζοντας την ανάγκη εύρεσης μιας

ολοκληρωμένης μεθοδολογίας που να αξιοποιεί τις χημικές αναλύσεις για τη διαφοροποίηση μεταξύ ανθρωπογενών και γεωγονικών παραγόντων για κάθε δυνητικά τοξικό στοιχείο.

3. Δείκτες ποιότητας νερού (WQI)

Η σημασία του νερού ως θεμελιώδους συστατικού του περιβάλλοντος δεν μπορεί να υπερεκτιμηθεί. Ωστόσο, η ποιότητα τόσο των επιφανειακών όσο και των υπόγειων νερών μειώνεται σταδιακά με την πάροδο του χρόνου, λόγω ενός συνδυασμού φυσικών και ανθρωπογενών παραγόντων. Η ποιότητα του νερού επηρεάζεται από διάφορους φυσικούς παράγοντες, συμπεριλαμβανομένων των υδρολογικών, ατμοσφαιρικών, κλιματικών, τοπογραφικών και λιθολογικών παραγόντων, όπως αναφέρουν οι Magesh et al. (2013) και Uddin et al. (2018). Οι ανθρωπογενείς δραστηριότητες έχουν αναγνωριστεί ότι έχουν αρνητικό αντίκτυπο στην ποιότητα του νερού. Αυτές οι δραστηριότητες περιλαμβάνουν την εξόρυξη, την κτηνοτροφία, την παραγωγή και διάθεση απορριμμάτων (βιομηχανικά, δημοτικά και γεωργικά), τη διάβρωση του εδάφους λόγω αλλαγής χρήσης γης και τη ρύπανση από βαρέα μέταλλα. Αυτά τα ευρήματα έχουν αναφερθεί σε μελέτες που πραγματοποιήθηκαν από τους Lobato et al. (2015) και Sánchez et al. (2007).

Στη σύγχρονη εποχή, οι αναδυόμενες οικονομίες έχουν αντιμετωπίσει αξιοσημείωτες προκλήσεις όσον αφορά τη διασφάλιση της ποιότητας του νερού, ενώ προσπαθούν να βελτιώσουν την παροχή υπηρεσιών νερού και αποχέτευσης (Carvalho et al., 2011; Debels et al., 2005; Kannel et al., 2007; Ortega et al., 2016). Οι ανεπτυγμένες χώρες αντιμετωπίζουν προκλήσεις όσον αφορά τη διατήρηση ή τη βελτίωση της ποιότητας των υδάτινων πόρων τους λόγω ζητημάτων όπως ο εμπλουτισμός θρεπτικών συστατικών και ο ευτροφισμός, όπως τονίζεται σε μελέτες των Abbasi and Abbasi (2012) και Debels et al. (2005). Επιπλέον, το έργο της κάλυψης των αναγκών σε νερό και η διαχείριση των λυμάτων των αυξανόμενων πληθυσμών γίνεται όλο και πιο απαιτητικό.

Η αποτελεσματική διαχείριση της ποιότητας του νερού απαιτεί την απόκτηση και εξέταση εκτενών συνόλων δεδομένων σχετικά με την ποιότητα του νερού, τα οποία μπορούν να δημιουργήσουν προκλήσεις όσον αφορά την αξιολόγηση και την ενσωμάτωση.

Διάφορες μεθοδολογίες έχουν επινοηθεί για την αξιολόγηση των δεδομένων ποιότητας του νερού, μεταξύ των οποίων το μοντέλο Δείκτης Ποιότητας Νερού (WQI) περιλαμβάνεται ως εξέχον εργαλείο. Τα μοντέλα WQI χρησιμοποιούν εξισώσεις στις οποίες γίνεται άθροισμα διάφορων διακριτών ποσοτήτων, έτσι ώστε να επιτραπεί η

εξέταση της ποιότητας νερού που παρουσιάζουν χρονικές και χωρικές παραλλαγές. Αυτή η ανάλυση καταλήγει στην εξαγωγή μιας μεμονωμένης μέτρησης, δηλαδή του δείκτη ποιότητας του νερού, ο οποίος χρησιμεύει ως δείκτης της ποιότητας του υδατικού συστήματος. Οι οργανισμοί διαχείρισης και παροχής νερού βρίσκουν τα WQI ελκυστικά λόγω της εύκολης φύσης τους και της ικανότητάς τους να απλοποιούν περίπλοκα σύνολα δεδομένων ποιότητας νερού σε ένα κατανοητό μέτρο ενιαίας τιμής της ποιότητας του νερού.

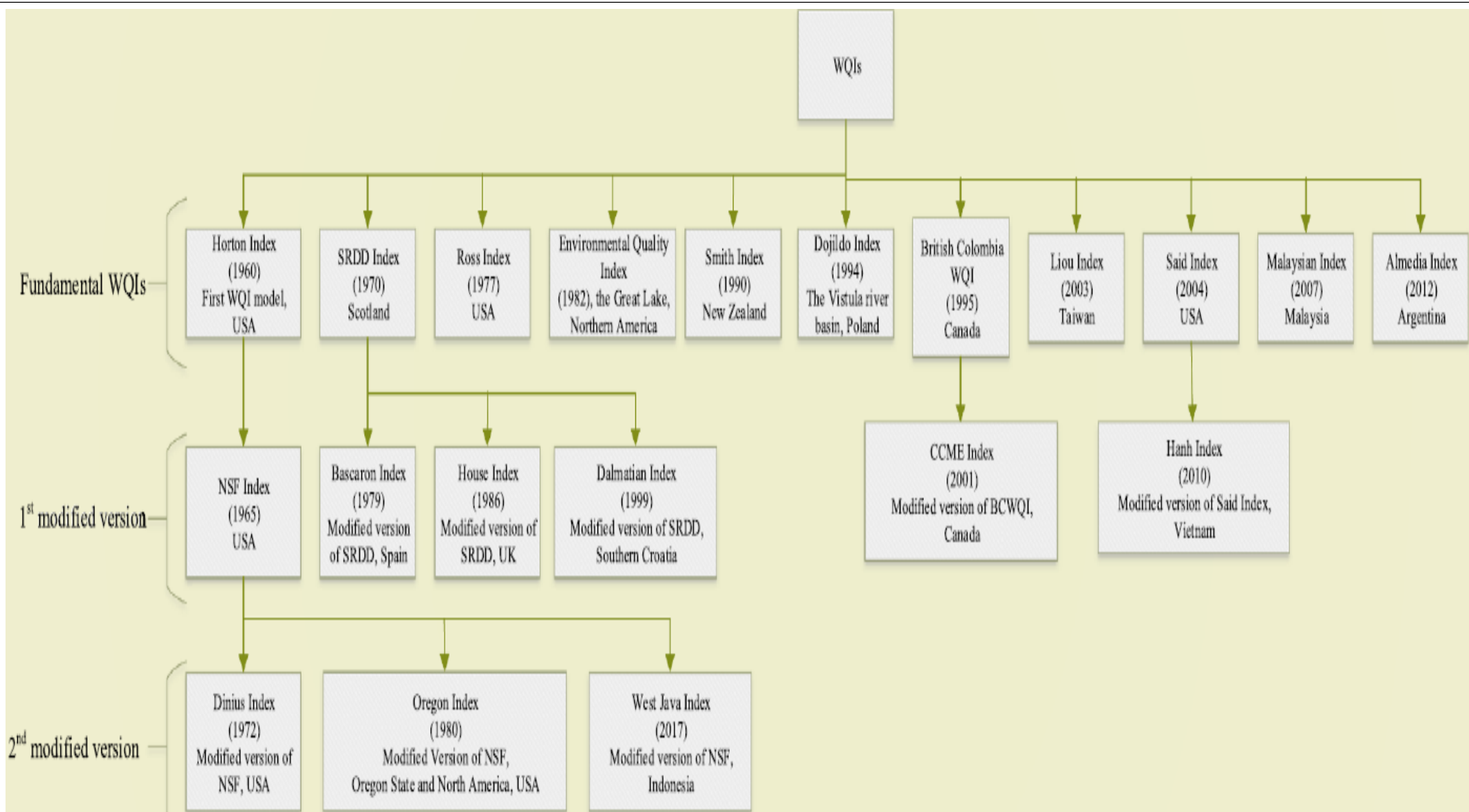
Ένας Δείκτης Ποιότητας Νερού (WQI) αποτελείται γενικά από τέσσερις διακριτές διαδικασίες ή στοιχεία. Αρχικά επιλέγονται οι σημαντικές παράμετροι ποιότητας του νερού. Στη συνέχεια, αναλύονται τα δεδομένα ποιότητας του νερού και οι συγκεντρώσεις κάθε παραμέτρου μετατρέπονται σε έναν μοναδικό αδιάστατο υποδείκτη. Στη συνέχεια, πραγματοποιείται ο προσδιορισμός των συντελεστών στάθμισης για κάθε παράμετρο ποιότητας νερού και ακολουθεί ο υπολογισμός ενός συνολικού δείκτη ποιότητας νερού μέσω μιας συνάρτησης συνάθροισης που ενσωματώνει τους υποδείκτες και τους συντελεστές στάθμισης όλων των παραμέτρων ποιότητας του νερού.

Έχουν δημιουργηθεί πολυάριθμα μοντέλα WQI, τα οποία παρουσιάζουν διαφορές στη δομή, στις παραμέτρους που λαμβάνουν υπόψη ή στα βάρη και τα σχετικά βάρη των παραμέτρων και τις μεθόδους των αθροισμάτων που χρησιμοποιούνται (Debels et al., 2005; Jha et al., 2015; Kannel et al., 2007; Sun et al., 2016).

Τα ζητήματα αβεβαιότητας των μοντέλων δείκτη ποιότητας νερού (WQI) αναφέρονται συχνά από ερευνητές (Kannel et al., 2007). Η παρουσία της αβεβαιότητας είναι μια αναπόφευκτη πτυχή της μαθηματικής μοντελοποίησης, όπως σημειώνεται από τους Lowe et al. (2017). Αξίζει να σημειωθεί ότι η αβεβαιότητα του μοντέλου μπορεί να επηρεαστεί και από τα τέσσερα στάδια του WQI.

3.1 Ιστορική αναδρομή

Η Εικόνα 1 απεικονίζει τη χρονολογία ανάπτυξης του μοντέλου WQI σε γραφική μορφή. Παρά τη σχετικά πρόσφατη ανάπτυξη των μοντέλων WQI τον τελευταίο μισό αιώνα, οι δείκτες ποιότητας νερού έχουν χρησιμοποιηθεί για τους σκοπούς της ταξινόμησης της ποιότητας του νερού από τα μέσα του 1800, όπως σημειώθηκε από τους Abbasi και Abassi (2012).



Εικόνα 1 Η χρονολογική ανάπτυξη του μοντέλου WQI (Uddin et al., 2021)

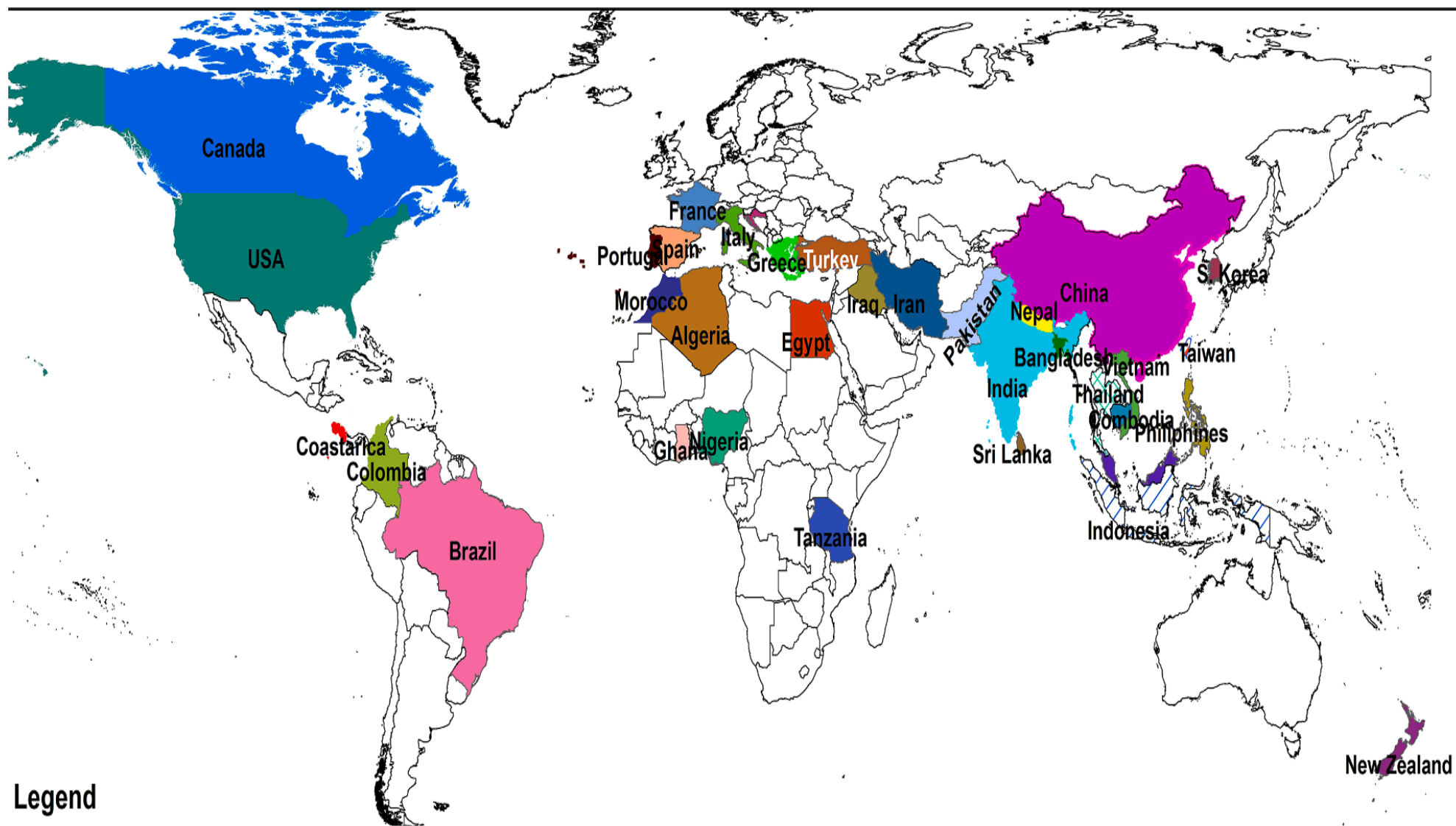
Το 1965, ο Horton διατύπωσε το αρχικό μοντέλο WQI, το οποίο βασίστηκε σε δέκα παραμέτρους ποιότητας του νερού που θεωρήθηκαν σημαντικές στην πλειονότητα των υδάτινων σωμάτων (Horton, 1965). Ο Brown, σε συνεργασία με το Εθνικό Ίδρυμα Υγιεινής, πρότεινε μια βελτιωμένη επανάληψη του μοντέλου Horton's Quality Water Index (WQI), γνωστό ως NSF-WQI. Αυτό το μοντέλο έχει αναπτυχθεί με τη βοήθεια μιας ομάδας 142 ειδικών στην ποιότητα του νερού που έχουν παράσχει πολύτιμες γνώσεις σχετικά με την επιλογή και τη στάθμιση των παραμέτρων (Abbasi and Abbasi, 2012).

Τα επόμενα μοντέλα WQI έχουν αναπτυχθεί χρησιμοποιώντας το NSF-WQI ως βάση. Το SRDD εισήγαγε το SRDD-WQI το 1973, το οποίο ήταν αποτέλεσμα έμπνευσης από το μοντέλο του Brown και χρησιμοποιήθηκε για την αξιολόγηση της ποιότητας του νερού από ποτάμι. Το Bascaron Index (1979), το House Index (1986) και το Dalmatian Index (Stambuk-Giljanović, 2003) είναι μεταγενέστερες προσαρμογές του SRDD-WQI.

Το μοντέλο Environmental Quality Index δημιουργήθηκε από τους Steinhart et al. (1982) ως μέσο αξιολόγησης της ποιότητας του νερού των οικοσυστημάτων των Μεγάλων Λιμνών.

Το Υπουργείο Περιβάλλοντος, Γης και Πάρκων της Βρετανικής Κολομβίας ανέπτυξε το British Columbia WQI (BCWQI) στα μέσα της δεκαετίας του '90. Αυτός ο δείκτης χρησιμοποιήθηκε για την αξιολόγηση της ποιοτικής κατάστασης διαφόρων υδάτινων περιοχών στην επαρχία της Βρετανικής Κολομβίας του Καναδά, όπως αναφέρεται από τους Saffran et al. (2001). Σύμφωνα με τους Said et al. (2004), το BCWQI παρατηρήθηκε ότι παρουσιάζει τη μεγαλύτερη ευαισθησία στο σχεδιασμό δειγματοληψίας και την υψηλότερη εξάρτηση από τη συγκεκριμένη εφαρμογή των στόχων ποιότητας του νερού. Το 2001, το CCME WQI δημιουργήθηκε από την Ομάδα Εργασίας για τις Κατευθυντήριες Γραμμές για την Ποιότητα του Νερού του Καναδικού Συμβουλίου Υπουργών Περιβάλλοντος. Αυτό έγινε μετά από ενδελεχή αξιολόγηση και τροποποίηση του μοντέλου BCWQI, όπως περιγράφεται από τους Saffran et al. (2001) και Lumb et al. (2011), αντίστοιχα. Το CCME αναγνώρισε το μοντέλο BCWQI το 1990, όπως αναφέρεται από τον Dunn (1995). Πολλά μοντέλα, συμπεριλαμβανομένου του δείκτη Liou, του Malaysian Index και του Almeida Index, έχουν αναπτυχθεί στη σύγχρονη εποχή.

Επί του παρόντος, πάνω από 35 μοντέλα για τον Δείκτη Ποιότητας Νερού (WQI) έχουν αναπτυχθεί και εφαρμοστεί από διαφορετικές χώρες και/ή οργανισμούς παγκοσμίως, όπως αναφέρουν οι Abbasi and Abbasi (2012), Dadolahi-Sohrab et al. (2012), Kannel et al. (2007) και Stoner (1978). Όπως απεικονίζεται στην Εικόνα 2 και Εικόνα 3, τα μοντέλα δείκτη ποιότητας νερού (WQI) έχουν χρησιμοποιηθεί εκτενώς σε διάφορες περιοχές σε όλο τον κόσμο και είναι προφανές ότι ενώ τα μοντέλα WQI έχουν χρησιμοποιηθεί για την αξιολόγηση της ποιότητας διαφόρων υδάτινων περιοχών, η σημαντική πλειοψηφία του 82% αυτών των εφαρμογών έχει κατευθυνθεί προς την αξιολόγηση της ποιότητας του νερού των ποταμών. Επιπλέον, τα δεδομένα που παρουσιάζονται στον Πίνακα 3, δείχνουν ότι τα πλαίσια CCME και NSF έχουν χρησιμοποιηθεί στο 50% των μελετών που εξετάστηκαν.



Εικόνα 2 Οι χώρες και οι υδάτινες περιοχές που έχουν εφαρμοστεί οι δείκτες WQI παγκοσμίως (Uddin et al., 2021)



Εικόνα 3 Οι χώρες και οι υδάτινες περιοχές που έχουν εφαρμοστεί οι δείκτες WQI παγκοσμίως (Uddin et al., 2021)

Πίνακας 3 Οι εφαρμογές των μοντέλων WQI από το 1960 έως το 2019 (Uddin et al., 2021)

Μοντέλο WQI	Αριθμός εφαρμογών	Ποτάμια	Λίμνες	Ακτογραμμές και θάλασσες
CCME	36	28	5	3
NSF	18	17	1	
FIS	12	10	1	1
MWQI	8	6	1	1
Horton	7	6		1
SRDD	6	6		
Bascaron	4	3		1
EQI	2	1	1	
Oregon	2	2		
Smith	2	2		
Almedia	1	1		
BCWQI	1	1		
Dalmatian	1			1
Dojildo	1	1		
Dinius	1	1		
Hanh index	1	1		
House index	1	1		
Liou index	1	1		
Said	1			1
WJWQI	1			1

3.2 Η δομή του μοντέλου WQI

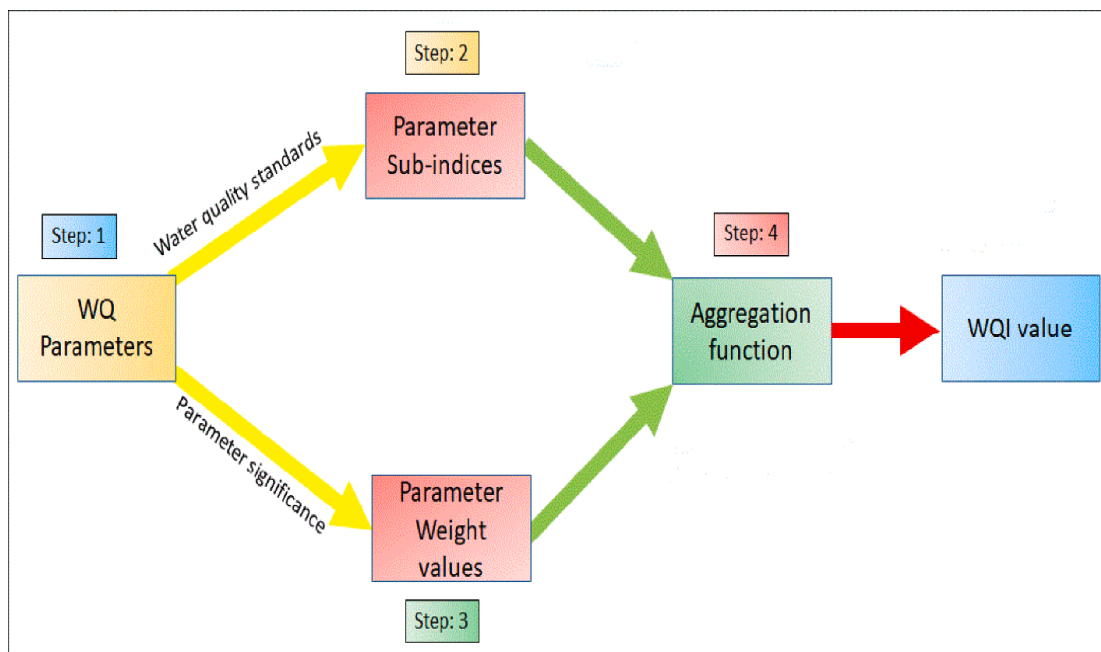
Η Εικόνα 4 απεικονίζει την τυπική διαμόρφωση των μοντέλων WQI, τα οποία συνήθως περιλαμβάνουν τέσσερα θεμελιώδη στάδια (Abbasi και Abbasi, 2012· Abrahao et al., 2007· Lumb et al., 2011· Sutadian et al., 2018). Τα στάδια αυτά είναι τα εξής:

A) Η διαδικασία επιλογής των παραμέτρων ποιότητας του νερού περιλαμβάνει την επιλογή μιας ή περισσότερων παραμέτρων που θα συμπεριληφθούν στην αξιολόγηση.

B) Στη συνέχεια περιλαμβάνεται η δημιουργία υποδεικτών από συγκεντρώσεις παραμέτρων, οι οποίοι στη συνέχεια μετατρέπονται σε μορφή χωρίς μονάδα.

Γ) Η διαδικασία εκχώρησης τιμών βαρύτητας σε παραμέτρους περιλαμβάνει την ανάθεση σταθμίσεων με βάση τη σχετική σημασία τους για την αξιολόγηση.

Δ) Η διαδικασία προσδιορισμού του δείκτη ποιότητας νερού περιλαμβάνει τη χρήση μιας συνάρτησης συσσώρευσης. Αυτό συνεπάγεται τη συγχώνευση των επιμέρους δεικτών μεμονωμένων παραμέτρων, λαμβάνοντας παράλληλα υπόψη τις αντίστοιχες στάθμισές τους για να ληφθεί ένας ολοκληρωμένος δείκτης. Συνήθως, χρησιμοποιείται μια κλίμακα αξιολόγησης για την ταξινόμηση και την κατηγοριοποίηση της ποιότητας του νερού, με βάση τη συνολική τιμή του δείκτη.

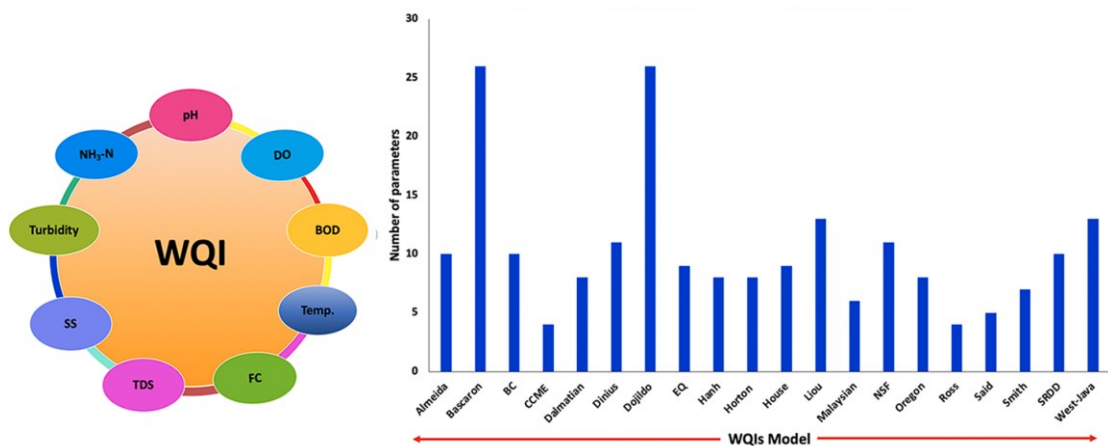


Εικόνα 4 Η γενική δομή του μοντέλου WQI (Uddin et al., 2021)

3.2.1 Η διαδικασία επιλογής παραμέτρων

Η επιλογή των παραμέτρων αποτελεί το πρωταρχικό στάδιο της διαδικασίας του Δείκτη Ποιότητας Νερού (WQI). Έχει παρατηρηθεί ότι υπάρχει σημαντική διακύμανση μεταξύ των μοντέλων ως προς τον τύπο και την ποσότητα των παραμέτρων που επιλέγονται, καθώς και τη λογική στην οποία βασίζεται η επιλογή τους.

Οι παράμετροι που ενσωματώνονται πιο συχνά (βλέπε Εικόνα 5) περιλαμβάνουν τη θερμοκρασία, τη θολότητα, το pH, τα αιωρούμενα στερεά (SS), τα ολικά διαλυμένα στερεά (TDS), τα κολοβακτηρίδια (FC), το διαλυμένο οξυγόνο (DO), τη βιοχημική απαίτηση οξυγόνου (BOD), και το νιτρικό άζωτο ($\text{NH}_3\text{-N}$). Η πλειονότητα των μοντέλων χρησιμοποίησε ένα εύρος από οκτώ έως έντεκα παραμέτρους που σχετίζονται με την ποιότητα του νερού όπως φαίνεται στην Εικόνα 5. Μερικά μοντέλα χρησιμοποιούν μόνο τέσσερις παραμέτρους. Αυτά τα μοντέλα περιλαμβάνουν τον δείκτη CCME, τον δείκτη Roos και τον δείκτη Said (Ferreira et al., 2011; Lumb et al., 2006; Said et al., 2004; Khan et al., 2004; Lumb et al., 2011). Αντίθετα, το μοντέλο Bascaron απαιτούσε τη χρήση είκοσι έξι (26) παραμέτρων.



Εικόνα 5 Οι πιο συνηθισμένες παράμετροι που χρησιμοποιούνται στα μοντέλα WQI και ο αριθμός των παραμέτρων ανά μοντέλο (Uddin et al., 2021)

Η επιλογή των παραμέτρων του μοντέλου WQI βασίστηκε συνήθως σε παράγοντες όπως η **διαθεσιμότητα δεδομένων**, η **κρίση των ειδικών** ή η **περιβαλλοντική σημασία** μιας δεδομένης παραμέτρου ποιότητας νερού. Σύμφωνα με τους Debels et al. (2005), ένας σημαντικός αριθμός μοντέλων δείκτη ποιότητας νερού (WQI) χρησιμοποίησε μόνο θεμελιώδεις παραμέτρους ποιότητας νερού. Αυτό αποδόθηκε στη μη διαθεσιμότητα δεδομένων για άλλες μετρούμενες παραμέτρους, όπως σημειώθηκε

από τους Cude (2001) και Banerjee και Srivastava (2009). Οι ερευνητές προσαρμόζουν συχνά τις λίστες παραμέτρων των μοντέλων τους με βάση τη διαθεσιμότητα και την προσβασιμότητα των δεδομένων. Σε ορισμένες περιπτώσεις, η συνεκτίμηση σημαντικών παραμέτρων ποιότητας του νερού μπορεί να μην είναι εφικτή λόγω αυτών των περιορισμών (Ma et al., 2020; Naubi et al., 2016). Πολλά μοντέλα Δείκτη Ποιότητας Νερού (WQI) εξαιρούσαν αιωρούμενα στερεά, μικροβιολογική μόλυνση και τοξικές ενώσεις λόγω των δαπανηρών αναλυτικών διαδικασιών και της ανεπαρκούς διαθεσιμότητας προηγμένων εργαστηριακών εγκαταστάσεων. Διάφορες μελέτες έχουν επιλέξει παραμέτρους ποιότητας του νερού με βάση την προβλεπόμενη εφαρμογή τους, όπως η αξιολόγηση της ποιότητας του πόσιμου νερού ή η αξιολόγηση των επιπτώσεων στα αστικά περιβάλλοντα (Kannel et al., 2007).

Η τεχνική Delphi χρησιμοποιήθηκε σε διάφορες εφαρμογές των μοντέλων Water Quality Index (WQI) για την επιλογή παραμέτρων που σχετίζονται με την ποιότητα του νερού (Abbasi and Abbasi, 2012· Dunnette, 1979). Η επιλογή των σημαντικών παραμέτρων πραγματοποιείται συνήθως από γνώμες ειδικών, οι οποίες συχνά συγκεντρώνονται μέσω συνεντεύξεων ή ερευνών (House, 1989).

Συνήθως, δεν υπάρχουν προδιαγεγραμμένοι κανονισμοί ή αρχές που να διέπουν τη διαδικασία επιλογής της παραμέτρου ποιότητας νερού που θα ενσωματωθεί στο πλαίσιο του Δείκτη Ποιότητας Νερού (WQI). Το συμβατικό μοντέλο WQI δεν διαθέτει μια δομημένη προσέγγιση για τον καθορισμό των παραμέτρων του. Η επιλογή των παραμέτρων για το μοντέλο WQI φαίνεται να έχει βασιστεί κυρίως σε επικρατούσες ανησυχίες για την ποιότητα του νερού, συμπεριλαμβανομένων, ενδεικτικά, της διαθεσιμότητας οξυγόνου, του ευτροφισμού, των παραμέτρων που σχετίζονται με την υγεία, των φυσικών και χημικών φαινομένων και των διαλυμένων συστατικών. Η εφαρμογή γενικών κριτηρίων χωρίς τη συμπερίληψη επικίνδυνων παραμέτρων της ποιότητας του νερού παρατηρήθηκε σε διάφορα νέα μοντέλα WQI (Bilgin, 2018; Mahmood, 2018; Noori et al., 2019; Verma et al., 2019 ; Ewaid, 2016). Γενικά, τα μοντέλα δείκτη ποιότητας νερού (WQI) δεν ενσωμάτωσαν την αξιολόγηση των τοξικών ή ραδιενεργών συστατικών στην αξιολόγηση της ποιότητας του νερού. Πολλά μοντέλα, όπως ο δείκτης Oregon, ο δείκτης Dojildo, ο δείκτης Liou, ο δείκτης Almeida και το West-Java WQI, προτείνουν τη συμπερίληψη τοξινών όπως απορρυπαντικά και φαινόλες, φυτοφάρμακα και ιχνοστοιχεία όπως Pb, Cu, Zn, Cd, Hg, Mn, Fe κ.λπ. στην αξιολόγηση της ποιότητας του νερού σε ένα δεδομένο υδάτινο σώμα.

3.2.2 Η δημιουργία των υποδεικτών

Ο κύριος στόχος της διαδικασίας των υποδεικτών είναι να μετατρέψει τις συγκεντρώσεις των παραμέτρων σε αδιάστατες τιμές που αναφέρονται ως υποδείκτες παραμέτρων, όπως αναφέρθηκε από τους Abbasi και Abbasi το 2012. Διάφορα μοντέλα WQI έχουν χρησιμοποιήσει συμβατικές τιμές αναφοράς για την ποιότητα του νερού για να καθορίσουν τους αντίστοιχους υποδείκτες, όπως αποδεικνύεται από μελέτες που διεξήγαγαν οι Liou et al. (2004), Abbasi and Abbasi (2012) και Sutadian et al. (2016). Αν και η πλειονότητα των μοντέλων που εξετάστηκαν ενσωμάτωσαν αυτό το συγκεκριμένο βήμα, το μοντέλο CCME (Neary et al., 2001) και το μοντέλο Dojlido (Dojlido et al., 1994) δεν το περιλάμβαναν. Αντίθετα, αυτά τα μοντέλα χρησιμοποίησαν τις συγκεντρώσεις παραμέτρων απευθείας για να πραγματοποιήσουν την τελική συνάρτηση συνάθροισης, χωρίς τη χρήση υποδεικτών.

A) Οι συγκεντρώσεις των παραμέτρων.

Η διαδικασία υποδεικτών που χρησιμοποιεί διάφορους δείκτες όπως ο δείκτης Horton, ο δείκτης Dinius, ο δείκτης Dalmatian, ο δείκτης Liou και ο δείκτης Said περιλαμβάνει τη χρήση των μετρούμενων συγκεντρώσεων παραμέτρων ως τιμές υποδείκτη χωρίς καμία διαδικασία μετατροπής.

B) Οι γραμμικές παρεμβαλλόμενες συναρτήσεις

Οι γραμμικές παρεμβαλλόμενες συναρτήσεις είναι μαθηματικές συναρτήσεις που δημιουργούνται συνδέοντας δύο ή περισσότερα σημεία δεδομένων με ευθείες γραμμές. Αυτές οι λειτουργίες χρησιμοποιούνται συνήθως σε διάφορους τομείς όπως η μηχανική και η οικονομία.

Οι τιμές του υποδείκτη υπολογίστηκαν γραμμικά χρησιμοποιώντας συνιστώμενες περιοχές παραμέτρων από πρότυπα ποιότητας νερού, σύμφωνα με το μοντέλο NSF (Effendi and Romanto Wardiatno, 2015; Lobato et al., 2015; Tomas et al., 2017). Η κλίμακα υποδείκτη χρησιμοποιήθηκε με εύρος από 0 έως 100. Σε περιπτώσεις όπου οι συγκεντρώσεις παραμέτρων ανακαλύφθηκαν χαμηλότερες από τις συνιστώμενες τιμές, εκχωρήθηκε μια τιμή υποδείκτη 100. Αντίθετα, μια τιμή 0 καταγραφόταν αυτόματα όταν οι συγκεντρώσεις των παραμέτρων υπερέβαιναν τις συνιστώμενες τιμές. Αυτή η μεθοδολογία χρησιμοποιήθηκε προηγουμένως από τους Hoseinzadeh et al. (2015), Lobato et al. (2015), Misaghi et al. (2017), και Medeiros et al. (2017). Το μοντέλο WQI που χρησιμοποιήθηκε στη Δυτική Java χρησιμοποίησε μια βασική γραμμική

συνάρτηση παρεμβολής. Η τιμή του υποδείκτη προσδιορίστηκε με τη χρήση των εξισώσεων (1) και (2) στη συγκεκριμένη περίπτωση.

$$S_i = S_1 - \left[(S_1 - S_2) \left(\frac{X_i - X_1}{X_2 - X_1} \right) \right] \quad \text{Εξίσωση (1)}$$

$$S_i = S_1 - \left[(S_1 - S_2) \left(\frac{X_1 - X_i}{X_1 - X_2} \right) \right] \quad \text{Εξίσωση (2)}$$

Η τιμή του υποδείκτη (S_i) για μια δεδομένη παράμετρο ποιότητας νερού (i) προσδιορίζεται με βάση τη μετρούμενη τιμή (X_i). Οι τιμές υποδείκτη που συμβολίζονται με S_1 και S_2 αντιστοιχούν στα ανώτερα και κατώτερα όρια των κατευθυντήριων τιμών (X_1 και X_2) που έχουν καθοριστεί για την παράμετρο i , όπου το X_1 αντιπροσωπεύει τη μέγιστη τιμή και το X_2 την ελάχιστη τιμή. Η εξίσωση που συμβολίζεται ως (1) χρησιμοποιείται σε περιπτώσεις όπου η τιμή της παραμέτρου που μετράται υπερβαίνει το ανώτερο όριο της κατευθυντήριας τιμής. Αντίθετα, η εξίσωση (2) χρησιμοποιείται όταν η μετρούμενη τιμή πέσει κάτω από την ανώτερη κατευθυντήρια τιμή. Αυτή η μεθοδολογία έχει καθιερωθεί στο παρελθόν από τον Dunnette το 1979 και τους Sutadian et al. το 2016.

Οι Liou και συνεργάτες (2004) πρότειναν τη χρήση της εξίσωσης (3) ως μέσου υπολογισμού της τιμής του υποδείκτη για την παράμετρο i .

$$S_i = \frac{P_c}{M_{pl}}$$

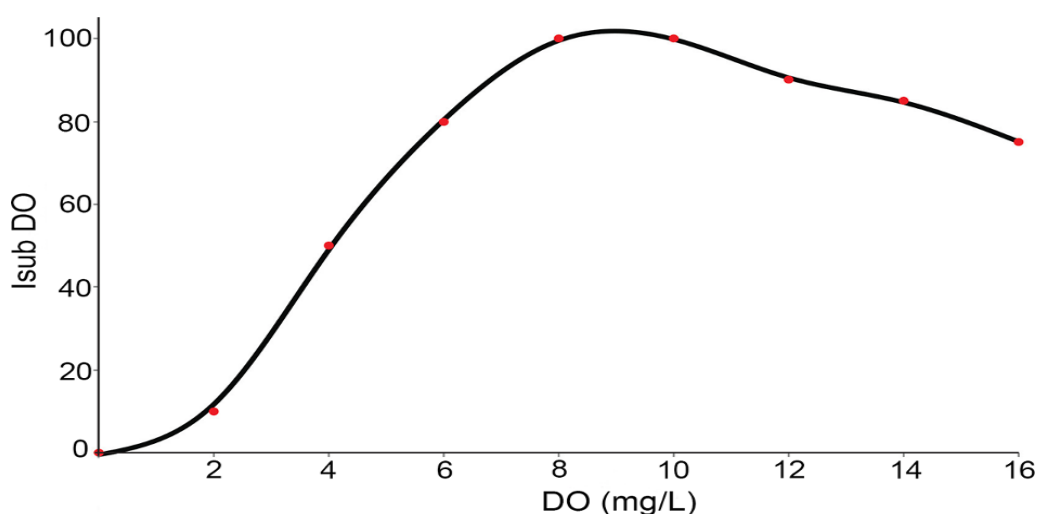
Η εξίσωση που παρουσιάζεται υποδηλώνει τη σχέση μεταξύ της μετρούμενης τιμής (P_c) και του μέγιστου επιτρεπτού κατευθυντηρίου ορίου (M_{pl}) μιας δεδομένης παραμέτρου ποιότητας νερού, εκφραζόμενη σε χιλιοστόγραμμα ανά λίτρο (mg/L).

Γ) Οι λειτουργίες των καμπυλών βαθμολόγησης.

Ο Δείκτης Περιβαλλοντικής Ποιότητας (EQI) και ο Δείκτης Μεγάλων Λιμνών (GLNI) εισήχθησαν από τους Schierow και Chesters (1988), ενώ ο δείκτης ποιότητας νερού του ποταμού Μαλαισίας (MRWQI) μελετήθηκε από τους Fulazzaky et al. (2010), Gazzaz et al. (2012), Hasan et al. (2015), Naubi et al. (2016), Othman and Alaa Eldin (2012), Shuhaimi-Othman et al. (2007), Sim et al. (2015) και Amneera et al. (2013). Αυτοί οι δείκτες χρησιμοποιούν καμπύλες συναρτήσεων βαθμολόγησης για να μετατρέψουν τις μετρούμενες τιμές των παραμέτρων ποιότητας του νερού σε τιμές

χωρίς διάσταση (Sutadian et al., 2017). Οι τιμές του υποδείκτη του Δείκτη Ποιότητας Νερού του Όρεγκον (WQI) προήλθαν μέσω της χρήσης λογαριθμικών μετασχηματισμών και μιας τεχνικής μη γραμμικής παλινδρόμησης, όπως αναφέρεται από τους Dunnette (1979) και Cude (2001).

Διάφορα μοντέλα δείκτη ποιότητας νερού (WQI), συμπεριλαμβανομένου του δείκτη Almeida (2012), του δείκτη House (1989) και του μοντέλου WQI επιφάνειας Hanh, έχουν χρησιμοποιήσει μια μεθοδολογία καμπύλης αξιολόγησης για να εξάγουν την τιμή του υποδείκτη. Η ανάπτυξη του συστήματος καμπύλης αξιολόγησης ενημερώθηκε από καθιερωμένες κατευθυντήριες γραμμές για τις παραμέτρους ποιότητας του νερού, οι οποίες θεσπίστηκαν από νομοθετικά όργανα ή άλλες σχετικές αρχές (HOUSE, 1989; Pham et al., 2011; Sutadian et al., 2016, 2017). Η καμπύλη βαθμολόγησης καθιερώνει μια συσχέτιση μεταξύ της ποσοτικοποιημένης τιμής παραμέτρου και μιας καθορισμένης κλίμακας υποδείκτη, όπως είχε αρχικά σκιαγραφηθεί από το HOUSE (1989). Η Εικόνα 6 απεικονίζει μια περίπτωση όπου οι τιμές διαλυμένου οξυγόνου (DO) συσχετίζονται με μια κλίμακα υποδείκτη που εκτείνεται από το 0 έως το 100, όπως περιγράφεται από τον Smith το 1990.



Εικόνα 6 Παράδειγμα κλίμακας υποδείκτη (Smith, 1990)

Η καμπύλη αξιολόγησης καθορίζεται τυπικά από την ομάδα ειδικών που πραγματοποιούν τη μελέτη, όπως τεκμηριώνεται από τους Smith (1990) και Sutadian et al. (2016). Η κατηγορία υδάτινων περιοχών (π.χ. υπόγεια νερά, επιφανειακά νερά, θαλάσσια νερά, λύματα κ.λπ.) και η προβλεπόμενη χρήση/εφαρμογή (π.χ. πόσιμο, γεωργία, οικολογική προοπτική, ψυχαγωγία, διαχείριση λεκανών απορροής, επεξεργασία λυμάτων κ.λπ.) λαμβάνονται υπόψη (O'Flaherty και Allen 2001).

3.2.3 Η βαρύτητα των παραμέτρων

Συνήθως, η τιμή βάρους μιας παραμέτρου προσδιορίζεται λαμβάνοντας υπόψη τη σημασία της παραμέτρου ποιότητας του νερού ή/και των σχετικών προτύπων ποιότητας του νερού, όπως σημειώθηκε από τους Sarkar και Abbasi το 2006. Τα περισσότερα μοντέλα του δείκτη ποιότητας νερού (WQI) χρησιμοποίησαν μεθοδολογίες διαφοροποιούμενης στάθμισης, όπου το άθροισμα όλων των τιμών βάρους των παραμέτρων ισοδυναμεί με 1. Οι δείκτες Horton, Bascaron και Ameida χρησιμοποίησαν ένα μη ομοιόμορφο σχήμα στάθμισης, όπου τα βάρη ήταν ακέραιοι και το άθροισμά τους υπερέβαινε το 1. Ορισμένα μοντέλα, όπως το μοντέλο του Όρεγκον, χρησιμοποίησαν μια προσέγγιση ίσης στάθμισης, σύμφωνα με την οποία σε κάθε παράμετρο δόθηκε το ίδιο βάρος. Αντίθετα, ο δείκτης CCME, ο δείκτης Smith και τα μοντέλα δείκτη Dojildo δεν απαιτούν τη χρήση τιμών βάρους για τον υπολογισμό της τελικής βαθμολογίας.

Η τελική τιμή δείκτη μπορεί να επηρεαστεί σημαντικά από τις τιμές βάρους των παραμέτρων μέσω της χρήσης της συνάρτησης συνάθροισης. Η ανάπτυξη της ευρωστίας στο μοντέλο WQI επιτυγχάνεται πιο αποτελεσματικά μέσω της εφαρμογής ενός συστήματος άνισης στάθμισης παραμέτρων, όπου αποδίδονται οι καταλληλότερες τιμές στάθμισης.

Η εφαρμογή αυτής της μεθοδολογίας χρησιμεύει για να μειώσει το επίπεδο ασάφειας που υπάρχει στο πλαίσιο του Δείκτη Ποιότητας Νερού (WQI), ενισχύοντας έτσι τη συνολική ορθότητα του μοντέλου. Από την άλλη πλευρά, σε περίπτωση που χρησιμοποιούνται ακατάλληλες σταθμίσεις, όπου σε μια συγκεκριμένη παράμετρο αποδίδεται μια σημασία που υπερβαίνει την πραγματική της αξία, μπορεί να έχει αρνητικό αντίκτυπο στην αξιολόγηση του μοντέλου.

Προφανώς, υπάρχει αξιοσημείωτη μεταβλητότητα μεταξύ των τιμών που αποδίδονται σε μια συγκεκριμένη παράμετρο. Η εφαρμογή WQI επιτρέπει τον καθορισμό τιμών στάθμισης που αποκλίνουν από τις συνιστώμενες τιμές, προκειμένου να ενισχυθεί η ακρίβεια των εξόδων του μοντέλου.

Δύο επικρατούσες μεθοδολογίες έχουν χρησιμοποιηθεί για την απόκτηση κατάλληλων τιμών βάρους για παραμέτρους. Πολλά μοντέλα δείκτη ποιότητας νερού (WQI) έχουν ενσωματώσει τη γνώμη των ειδικών στη διαδικασία στάθμισης παραμέτρων, όπως σημειώνεται από τους Sarkar και Abbasi (2006). Ο δείκτης House

χρησιμοποίησε τη μέθοδο των συνεντεύξεων βασικού προσωπικού για να καθορίσει τις κατάλληλες τιμές βάρους για τις παραμέτρους (HOUSE, 1989), όπου ζητήθηκε από τους ερωτηθέντες να συμπληρώσουν ερωτηματολόγια. Οι δείκτες Horton, NSF, SRDD, Ross, EQ, House, Dalmatian και Almeida χρησιμοποίησαν τη μεθοδολογία Delphi για να καθορίσουν τις σταθμίσεις παραμέτρων τους. Οι ομάδες εμπειρογνομώνων συνήθως αποτελούνται από σημαντικούς ενδιαφερόμενους φορείς, συμπεριλαμβανομένων επαγγελματιών στον τομέα της ποιότητας του νερού, πολιτικών, κυβερνητικών αξιωματούχων και μη κυβερνητικών οργανισμών ή αρχών που είναι υπεύθυνοι για την επίβλεψη της διαχείρισης της ποιότητας των υδάτινων πόρων.

Η μεθοδολογία AHP, που επινοήθηκε από τον Thomas Saaty κατά τη διάρκεια της δεκαετίας του 1970, είναι μια αναλυτική προσέγγιση. Η λήψη αποφάσεων πολλαπλών κριτηρίων είναι μια μεθοδολογία που χρησιμοποιείται για τη λήψη αποφάσεων σε περίπλοκα περιβάλλοντα όπου λαμβάνονται υπόψη πολλές μεταβλητές ή κριτήρια για την ιεράρχηση και την επιλογή εναλλακτικών λύσεων. Στο πλαίσιο των σταθμίσεων παραμέτρων WQI, μπορεί κανείς να εξακριβώσει τις βέλτιστες σταθμίσεις για συγκεκριμένες παραμέτρους που αντικατοπτρίζουν με ακρίβεια την επίδρασή τους στη συνολική ποιότητα του νερού. Η χρήση κριτηρίων συγκρίσεων κατά ζεύγη χρησιμοποιείται προκειμένου να δημιουργηθούν τιμές βάρους για την παράμετρο. Αυτή η πρακτική διευκολύνει την αξιολόγηση της αξιοπιστίας των αξιολογήσεων του υπεύθυνου λήψης αποφάσεων, ενώ ταυτόχρονα μετριάζει τυχόν προκαταλήψεις που ενδέχεται να επηρεάσουν τη διαδικασία λήψης αποφάσεων. Το μοντέλο West-Java Water Quality Index (WQI) χρησιμοποίησε τη μεθοδολογία Analytic Hierarchy Process (AHP) για να καθορίσει τιμές βάρους για τις παραμέτρους, όπως αναφέρεται από τους Sutadian et al. το 2017. Η τεχνική AHP χρησιμοποιήθηκε αποτελεσματικά από τους Ocampo-Duque et al. (2006) και Gazzaz et al. (2012) για τον προσδιορισμό των τιμών βάρους που τόνιζαν τη σχετική σημασία των παραμέτρων, όπως σημειώνεται από τους Sutadian et al. (2017). Σύμφωνα με τους Sarkar και Abbasi (2006), η AHP έχει αναγνωριστεί από πολλούς ερευνητές ως μια βιώσιμη προσέγγιση για τη μείωση της αβεβαιότητας του μοντέλου και την ενίσχυση της ακρίβειας της διαδικασίας στάθμισης.

3.2.4 Η διαδικασία συγκέντρωσης

Το τελικό βήμα του μοντέλου WQI περιλαμβάνει τη διαδικασία συγκέντρωσης. Η διαδικασία περιλαμβάνει τη συγκέντρωση υποδεικτών παραμέτρων σε μια μοναδική βαθμολογία για τον δείκτη ποιότητας νερού, όπως περιγράφεται από τους Sutadian et al. το 2016. Η πλειονότητα των μοντέλων έχει χρησιμοποιήσει είτε αθροιστικές ή πολλαπλασιαστικές συναρτήσεις, είτε υβρίδιο και των δύο. Αυτό το κείμενο συζητά εν συντομία τις διάφορες συναρτήσεις συνάθροισης.

(1) Αθροιστικές συναρτήσεις

Ορισμένα μοντέλα WQI, όπως το μοντέλο Horton, το μοντέλο SRDD, ο δείκτης NSF (προηγούμενη έκδοση), ο δείκτης House, τα μοντέλα ευρετηρίου της Μαλαισίας και της Δαλματίας, έχουν χρησιμοποιήσει μια βασική συνάρτηση συνάθροισης προσθετικών, η οποία έχει διαμορφωθεί ως:

$$WQI = \sum_{i=1}^n s_i w_i$$

Η τιμή του υποδείκτη για την παράμετρο i συμβολίζεται ως s_i , ενώ η αντίστοιχη τιμή βάρους της παραμέτρου, w_i , κυμαίνεται από 0 έως 1. Ο συνολικός αριθμός των παραμέτρων αντιπροσωπεύεται από n .

(2) Πολλαπλασιαστικές συναρτήσεις

Πολλά μοντέλα, όπως το NSF, το West Java index και το μοντέλο Liou, έχουν χρησιμοποιήσει μια πολλαπλασιαστική συνάρτηση συνάθροισης που έχει διαμορφωθεί ως εξής:

$$WQI = \prod_{i=1}^n s_i^{w_i}$$

(3) Συνδυασμός συναρτήσεων

Ορισμένοι μελετητές έχουν προσπαθήσει να χρησιμοποιήσουν τη συνδυασμένη συνάθροιση, η οποία περιλαμβάνει έναν συνδυασμό αθροιστικών και πολλαπλασιαστικών συναρτήσεων, προκειμένου να εξαχθεί η τελική βαθμολογία WQI. Αυτή η προσέγγιση έχει διερευνηθεί από τους Abbasi και Abbasi (2012) καθώς και από τους Swamee και Tyagi (2000). Η συνδυασμένη συνάρτηση συσσωμάτωσης χρησιμοποιήθηκε αποτελεσματικά από τους Liou et al. (2004), Ewaid και Abed (2017)

και Alobaidy et al. (2010) στην αξιολόγησή τους για την ποιότητα του νερού στην Ταϊβάν. Το πλαίσιο NSF ενσωματώνει αθροιστικές και πολλαπλασιαστικές συναρτήσεις.

(4) Η συνάρτηση που υπολογίζει την τετραγωνική ρίζα του αρμονικού μέσου όρου

Η διαδικασία συνάθροισης προτάθηκε από τον Cude (2001) και τον δείκτη Dojlido (1994) για τη χρήση της τετραγωνικής ρίζας της αρμονικής μέσης συνάρτησης. Ο Dojlido και οι συνεργάτες του (1995) εισήγαγαν μια αναθεωρημένη συνάρτηση συνάθροισης για το μοντέλο του Oregon Water Quality Index (WQI), όπως περιγράφεται από τον Cude (2001). Η χρήση της αρμονικής μέσης συνάρτησης στο μοντέλο Hanh εφαρμόστηκε επίσης από τους Pham et al. (2011). Η έκφραση για την τετραγωνική ρίζα της αρμονικής μέσης συνάρτησης είναι η εξής:

$$WQI = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{n^2}}}$$

(5) Η συνάρτηση ελάχιστου τελεστή

Στη μελέτη που διεξήχθη από τον Smith (1990), η συνάρτηση ελάχιστου χειριστή (όπως αντιπροσωπεύεται από την Εξ. 7) χρησιμοποιήθηκε για τον προσδιορισμό των τιμών του συνολικού δείκτη ποιότητας του νερού. Αυτό περιλάμβανε την επιλογή των ελάχιστων τιμών υποδείκτη για τις παραμέτρους. Ο δείκτης επινοήθηκε από τον Smith με σκοπό την αξιολόγηση της ποιότητας του νερού των ποταμών και των ρεμάτων στη Νέα Ζηλανδία. Μαθηματικά, αυτό μπορεί να εκφραστεί ως εξής:

$$WQI = \text{Min}(s_i, s_{i+1}, s_{i+2}, \dots, I_{subn})$$

Στη μελέτη τους, οι Shah και Joshi (2015) χρησιμοποίησαν τον δείκτη Smith για να αξιολογήσουν την ποιότητα των επιφανειακών νερών στην Ινδία. Αυτό σηματοδοτεί την αρχική χρήση του δείκτη Smith στην περιοχή της Νότιας Ασίας, παρά την αρχική του σύσταση αποκλειστικά για εφαρμογή στη Νέα Ζηλανδία από τον Smith (1990).

(6) Σύνολο διακριτών γραμμικών και μη γραμμικών συναρτήσεων συνάθροισης

Πολλά μοντέλα Δείκτη Ποιότητας Νερού (WQI) χρησιμοποίησαν διακριτές γραμμικές ή μη γραμμικές συναρτήσεις συσσωμάτωσης για το σκοπό της συνάθροισης.

Ένα παράδειγμα δείκτη που χρησιμοποιείται στην αξιολόγηση της ποιότητας του νερού είναι ο εν λόγω δείκτης:

$$WQI = \log \left[\frac{(DO)^{1.5}}{(3.8)^{TP} (Turbi)^{0.15} 15 \frac{fecal}{10000} + 0.14(SC)^{0.5}} \right]$$

Αυτός ο δείκτης χρησιμοποιεί τις συγκεντρώσεις των παραμέτρων ως τιμές υποδείκτη και χρησιμοποιεί μια λογαριθμική συνάρτηση, όπως προτείνεται από τους Said et al. (2004), για τη συγκέντρωση του τελικού δείκτη ποιότητας νερού. Οι τιμές του υποδείκτη παραμέτρων για διαλυμένο οξυγόνο, θολότητα, ολικά φωσφορικά άλατα, κολοβακτηρίδια κοπράνων και ειδική αγωγιμότητα αντιπροσωπεύονται από DO (% κορεσμός οξυγόνου), Turbi (NTU), TP (mg/L), περιττώματα (αριθμοί/100 mL), και SC (S/cm στους 25 °C), αντίστοιχα.

4. Περιοχή μελέτης

4.1 Γεωλογία – Υδρογεωλογία περιοχής

Σύμφωνα με την 1^η Αναθεώρηση την 1^η Αναθεώρηση του Σχεδίου Διαχείρισης του Υδατικού Διαμερίσματος (ΥΔ) Αττικής (EL06), η έκταση του ΥΔ αφορά σχεδόν όλη την Περιφέρεια Αττικής (74,9%), τη Σαλαμίνα, το Αγκίστρι, τη Μακρόνησο, την Αίγινα καθώς και τμήμα της Π.Ε. Βοιωτίας (1,4%) και της Π.Ε. Κορινθίας 912,9%), ενώ αποτελείται από μία λεκάνη απορροής ποταμού, τη ΛΑΠ Αττικής (EL0626) (2^η Αναθεώρηση Σχεδίων Διαχείρισης των λεκανών απορροής Ποταμών Υδατικού Διαμερίσματος Αττικής (EL06), 2023).

Το ΥΔ Αττικής χαρακτηρίζεται από πολυσχιδές ανάγλυφο και ανάπτυξη επίμηκων με τη διεύθυνση ορεινών μαζών της να μεταβάλλεται και να αποτελείται από ενδιάμεσες πεδινές λεκάνες. Βορειοδυτικά του ΥΔ βρίσκονται τα όρη της Πάρνηθας, του Κιθαιρώνα, του Πατέρα και των Γερανείων με κύρια διεύθυνση Α-Δ. Στο ανατολικό μέρος, εμφανίζονται από βορρά προς νότο η Πεντέλη αλλά και οι ορεινές μάζες Υμηττού και Λαυρεωτικής. Η Πεντέλη χαρακτηρίζεται από κυκλική ανάπτυξη ενώ στον Υμηττό και τη Λαυρεωτική οι ορογραφικοί άξονες διατάσσονται κατά κύριο λόγο από Βορρά προς Νότο. Στη μέση της περιοχής εκτείνεται η λεκάνη του Κηφισού με τον Κηφισό ποταμό να τη διατρέχει από Β.ΒΑ. προς Ν.ΝΔ. Στο ανατολικό μέρος βρίσκεται η λεκάνη των Μεσογείων ενώ στο δυτικό οι λεκάνες Θριάσιου Πεδίου και Μεγάρων.

Σε ότι αφορά τη γεωλογία της περιοχής, αποτελείται από δύο συστήματα πετρωμάτων. Στα ανατολικά παρουσιάζονται μεταμορφωμένα και πυριγενή πετρώματα όπως μάρμαρα, δολομίτες και διάφοροι σχιστόλιθοι που κατηγοριοποιούνται τόσο στις αυτόχθονες ενότητες, όσο και στις επωθημένες τεκτονικές ενότητες. Στα δυτικά εμφανίζονται ιζηματογενείς ανθρακικές σειρές με φλύσχη της Υποπελαγονικής ενότητας, με τις ενδιάμεσες λεκάνες στα πεδινά να είναι Μειοκαινικής ηλικίας και να χαρακτηρίζονται από νεοτεκτονική ενεργότητα.

Κοκκώδη υδροφόρα συστήματα

Τα κοκκώδη υδροφόρα συστήματα εμφανίζονται στις ιζηματογενείς λεκάνες του ΥΔ Αττικής, όπως της λεκάνης Κηφισού, και στα πεδινά μέρη του Λουτρακίου, Μαραθώνα, Μεγάρων και Μεσογείων, εντός των τεταρτογενών και νεογενών αποθέσεων. Το πάχος των τεταρτογενών αποθέσεων είναι δεκάδων μέτρων που αναπτύσσουν υδροφόρους ορίζοντες, είτε ελεύθερους είτε υπό πίεση. Τα νεογενή ιζήματα έχουν μεγάλο πάχος με λιθостρωματογραφικές εναλλαγές υδροπερατών και ημιπερατών ως υδροστεγανών πετρωμάτων με συνέπεια να δημιουργούν υπόγεια υδροφορία με μορφή επάλληλων υπό πίεση ή μερικώς υπό πίεση υδροφόρων οριζόντων. Οι βροχοπτώσεις, οι επιφανειακές απορροές αλλά και οι πλευρικές μεταγίσεις υπόγειων νερών από τα κοντινά πετρώματα είναι υπεύθυνα για τη τροφοδοσία των συστημάτων.

Καρστικά υδροφόρα συστήματα

Αναπτύσσονται από καρστικά και ανθρακικά πετρώματα που δομούν ένα μεγάλο μέρος της Πάρνηθας, της Πεντέλης, του Υμηττού, του Πατέρα, του Αιγάλεω αλλά και του Μαραθώνα. Τα συγκεκριμένα πετρώματα έχουν μεγάλο πάχος, κατακερματισμό και έντονη καρστικότητα. Οι υπόγειες υδροφορίες που εμφανίζονται στα συστήματα αυτά χαρακτηρίζονται από υψηλή δυναμικότητα

Ρωγματικά υδροφόρα συστήματα

Αυτού του είδους τα υδροφόρα συστήματα αναπτύσσονται στα πυριγενή πετρώματα της περιοχής, τεκτονισμένα με αποτέλεσμα τον σχηματισμό υπόγειων υδροφορέων. Τέτοια συστήματα αναπτύσσονται στα οφιολιθικά πετρώματα που δομούν τη κεντρική ορεινή περιοχή των Γεράνιων όρων αλλά και στα ηφαιστειακά πετρώματα που απαντώνται στο κεντρικό και νότιο τμήμα της Αίγινας. Η δυναμικότητα της υδροφορία αυτών των συστημάτων χαρακτηρίζεται ως μικρή με τις υδροφορίες να είναι τοπικής σημασίας

- Οι γεωλογικοί σχηματισμοί που δομούν το ΥΔ Αττικής σύμφωνα με τα υδρολιθολογικά τους χαρακτηριστικά, διακρίνονται σε περατούς, ημιπερατούς και αδιαπέρατους σχηματισμούς

Περατοί σχηματισμοί

Εντάσσονται οι παράκτιες και αλλουβιακές αποθέσεις που συναντώνται στα πεδινά και σύγχρονα ριπίδια και χαλαρά κορήματα που απαντώνται στα κράσπεδα των πεδινών περιοχών. Ο συντελεστής κατείδυσης τους εκτιμάται στο 8-30% και χαρακτηρίζονται από υψηλό πορώδες. Σε αυτή την κατηγορία σχηματισμών εντάσσονται ασβεστόλιθοι και μάρμαρα περιορισμένης ανάπτυξης και δυναμικότητας που χαρακτηρίζονται από σχετικά υψηλή διαπερατότητα και συντελεστή κατείδυσης 35-45%. Επιπλέον, στη κατηγορία αυτή εντάσσονται καρστικά μάρμαρα και ασβεστόλιθοι ευρείας ανάπτυξης που χαρακτηρίζονται από πολύ υψηλή υδροπερατότητα και έντονα φαινόμενα καρστικοποίησης. Οι σχηματισμοί αυτοί χαρακτηρίζονται ως υδροπερατοί με υψηλό συντελεστή κατείδυσης που φτάνει το 40-50%.

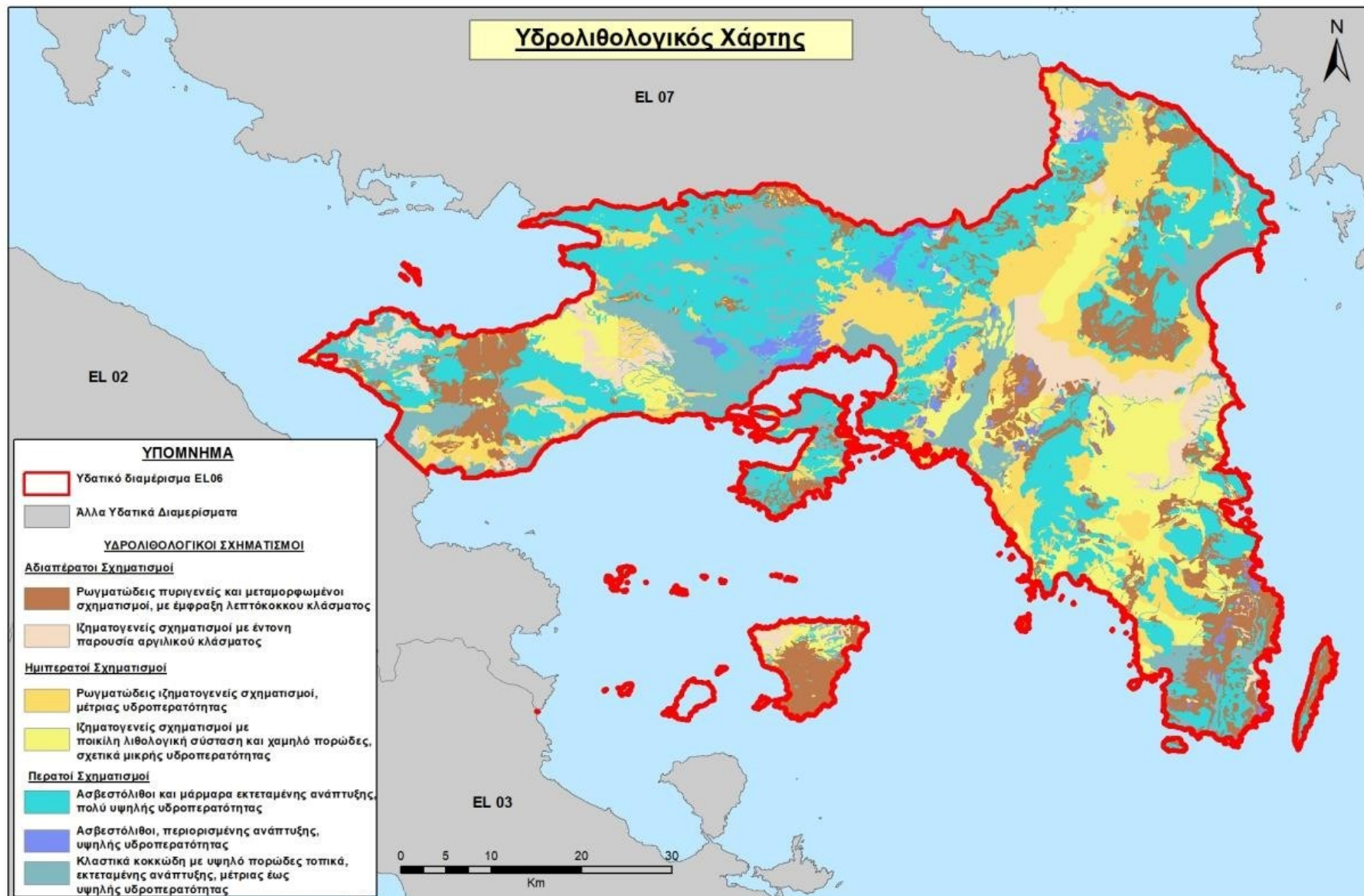
Ημιπερατοί σχηματισμοί

Σε αυτή την κατηγορία εντάσσονται ιζηματογενή πετρώματα που χαρακτηρίζονται από μέτριο ως υψηλό δευτερογενές πορώδες, με την υδροφορία τους να χαρακτηρίζεται από μέτριας ως μικρής δυναμικότητας. Στους ημιπερατούς σχηματισμούς ανήκουν θαλάσσιες και λιμναίες αποθέσεις του Νεογενούς και σχηματισμοί ποικίλης λιθολογικής σύστασης που τους χαρακτηρίζει το χαμηλό πορώδες και η μικρή σχετικά υδροπερατότητα. Στην περιοχή μελέτης μας, οι σχηματισμοί αυτοί παρουσιάζονται στο νότιο τμήμα της λεκάνης του ποταμού Κηφισού και στη λεκάνη των Μεσογείων, ενώ ο συντελεστής κατείδυσης τους κυμαίνεται από 5-20%.

Αδιαπέρατοι σχηματισμοί

Στους αδιαπέρατους σχηματισμούς κατατάσσονται οι ιζηματογενείς σχηματισμοί που παρουσιάζουν υψηλά ποσοστά αργιλικού κλάσματος στη κοκκομετρική τους σύνθεση. Οι σχηματισμοί αυτοί βρίσκονται κατά κύριο λόγο βόρεια της λεκάνης του Κηφισού και της λεκάνης των Μεσογείων. Στην ίδια κατηγορία εντάσσονται μεταμορφωμένα και πυριγενή πετρώματα, που απαντώνται στη Πεντέλη και στο Λαύριο και Κορωπί. Στους αδιαπέρατους σχηματισμούς ο συντελεστής κατείδυσης κυμαίνεται από 3-12%.

Στην 2^η Αναθεώρηση του Σχεδίου Διαχείρισης των Λεκανών Απορροής Ποταμών επικαιροποιήθηκαν οι χαρακτηρισμοί των ΥΥΣ και Υποσυστημάτων που είχαν καθοριστεί με την 1^η Αναθεώρηση.



Εικόνα 7 Υδρολιθολογικός Χάρτης Υδατικού Διαμερίσματος Αττικής (EL06)

Πηγή 2^η Αναθεώρηση του Σχεδίου Διαχείρισης των Λεκανών Απορροής Ποταμών

Ο υδρολιθολογικός χάρτης που φαίνεται στην Εικόνα 7, συντάχθηκε στο πλαίσιο του Σχεδίου Διαχείρισης Κινδύνου Πλημμύρας (ΣΔΚΠ) του ΥΔ Αττικής (ΦΕΚ 2693 Β/ 06-07-20180 και εμπεριέχει επτά υδρολιθολογικές κατηγορίες γεωλογικών σχηματισμών (Α1, Α2, Β1, Β2, C1, C2, C3) όπως παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.

Πίνακας 4 Υδρολιθολογικοί σχηματισμοί ΣΔΚΠ

Κατηγορία	Κωδικός	Περιγραφή
Αδιαπέρατοι σχηματισμοί	A1	Ρωγματώδεις πυριγενείς και μεταμορφωμένοι σχηματισμοί, με έμφραξη λεπτόκοκκου κλάσματος
Αδιαπέρατοι σχηματισμοί	A2	Ιζηματογενείς σχηματισμοί με έντονη παρουσία αργιλικού κλάσματος
Ημιπερατοί	B1	Ρωγματώδεις ιζηματογενείς σχηματισμοί, μέτριας υδροπερατότητας
Ημιπερατοί	B2	Ιζηματογενείς σχηματισμοί με ποικίλη λιθολογική σύσταση και χαμηλό πορώδες, σχετικά μικρής υδροπερατότητας
Περατοί	C1	Ασβεστόλιθοι και μάρμαρα εκτεταμένης ανάπτυξης, πολύ υψηλής υδροπερατότητας
Περατοί	C2	Ασβεστόλιθοι, περιορισμένης ανάπτυξης, υψηλής υδροπερατότητας
Περατοί	C3	Κλαστικά κοκκώδη με υψηλό πορώδες τοπικά, εκτεταμένης ανάπτυξης, μέτριας έως υψηλής υδροπερατότητας

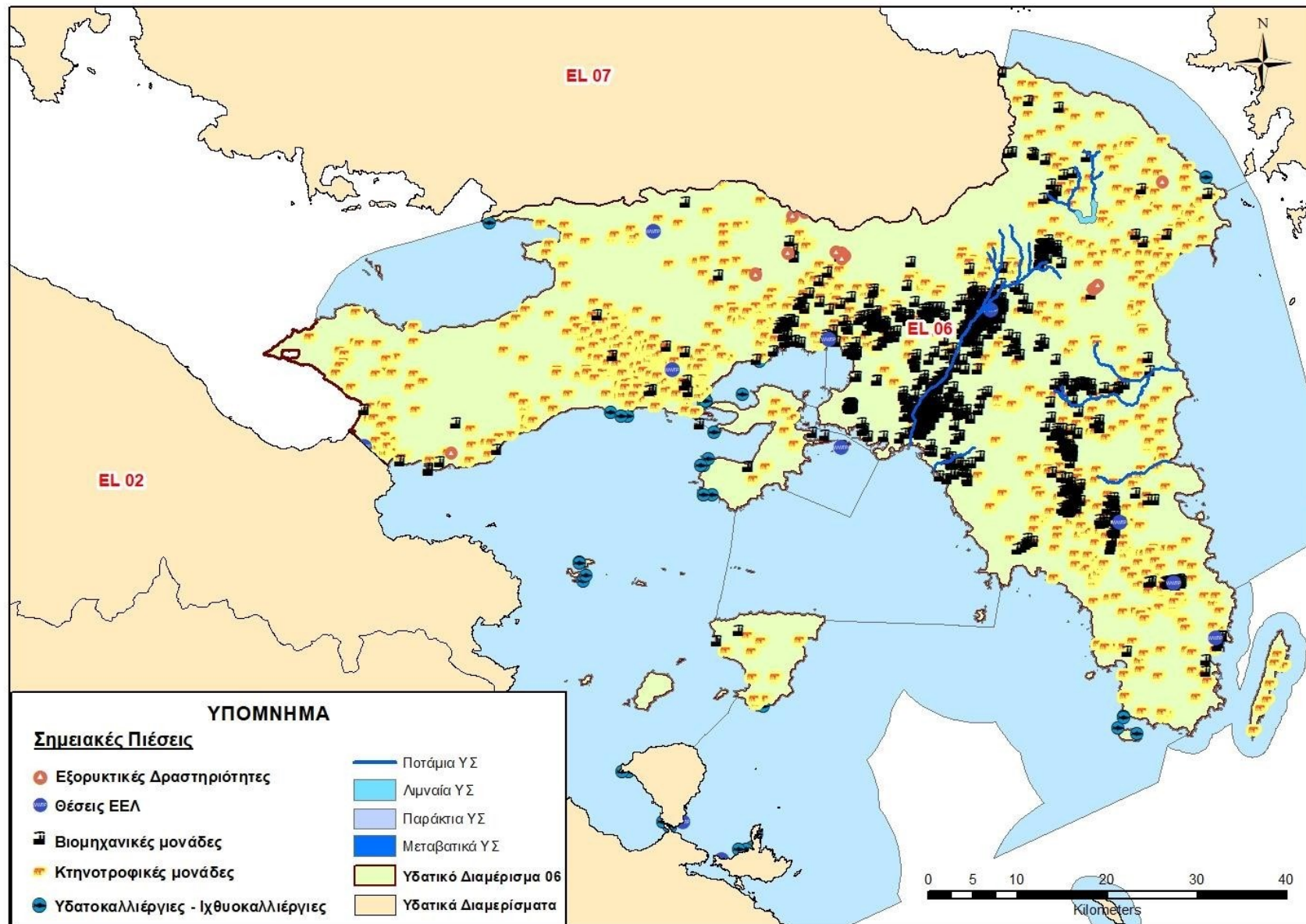
Πηγή 2^η Αναθεώρηση του Σχεδίου Διαχείρισης των Λεκανών Απορροής Ποταμών

4.2 Περιβαλλοντικές πιέσεις

Διάφορες περιβαλλοντικές πιέσεις μπορούν να προκληθούν από την αγροτική δραστηριότητα, την κτηνοτροφία, τα αστικά υγρά απόβλητα που δεν εξυπηρετούνται από δίκτυα αποχέτευσης αλλά και άλλες διάχυτες πηγές ρύπανσης λόγω ατμοσφαιρικών αποθέσεων αλλά και φυσικών χρήσεων γης. Η αστικοποίηση διαδραματίζει επίσης σημαντικό ρόλο στην αλλαγή της σύστασης των διαλυμένων ουσιών των υπόγειων υδάτων. Το νέο αστικό τοπίο έχει τη δυνατότητα να αλλάξει τις αρχικές επιφανειακές συνθήκες και συνεπώς το σύστημα κυκλοφορίας των υπόγειων νερών, επηρεάζοντας κατ' αυτόν τον τρόπο την αραίωση και μεταφορά των διαλυμένων ουσιών στα υπόγεια νερά (Barron et al., 2013). Επιπλέον, η αστικοποίηση προσθέτει νέες πηγές ρύπανσης που είναι ικανές να διεισδύσουν στους υδροφόρους ορίζοντες και εν συνεχεία να ρυπάνουν τα υπόγεια νερά, περιορίζοντας έτσι την ανάπτυξη μιας πόλης (Rezvani et al., 2013; Zhang et al., 2015). Διάφορες μελέτες έχουν δείξει ότι στη Σαγκάη της Κίνας και στη Βαλτιμόρη των Ηνωμένων Πολιτειών, τα αυξημένα επίπεδα νιτρικών ιόντων στα υπόγεια νερά προκλήθηκαν κυρίως από ανθρωπογενείς δραστηριότητες όπως η υπέρμετρη χρήση αζωτούχων λιπασμάτων και ζωικής κοπριάς, η απόρριψη οικιακών και βιομηχανικών λυμάτων και η αυξημένη ατμοσφαιρική απόθεση αζώτου.

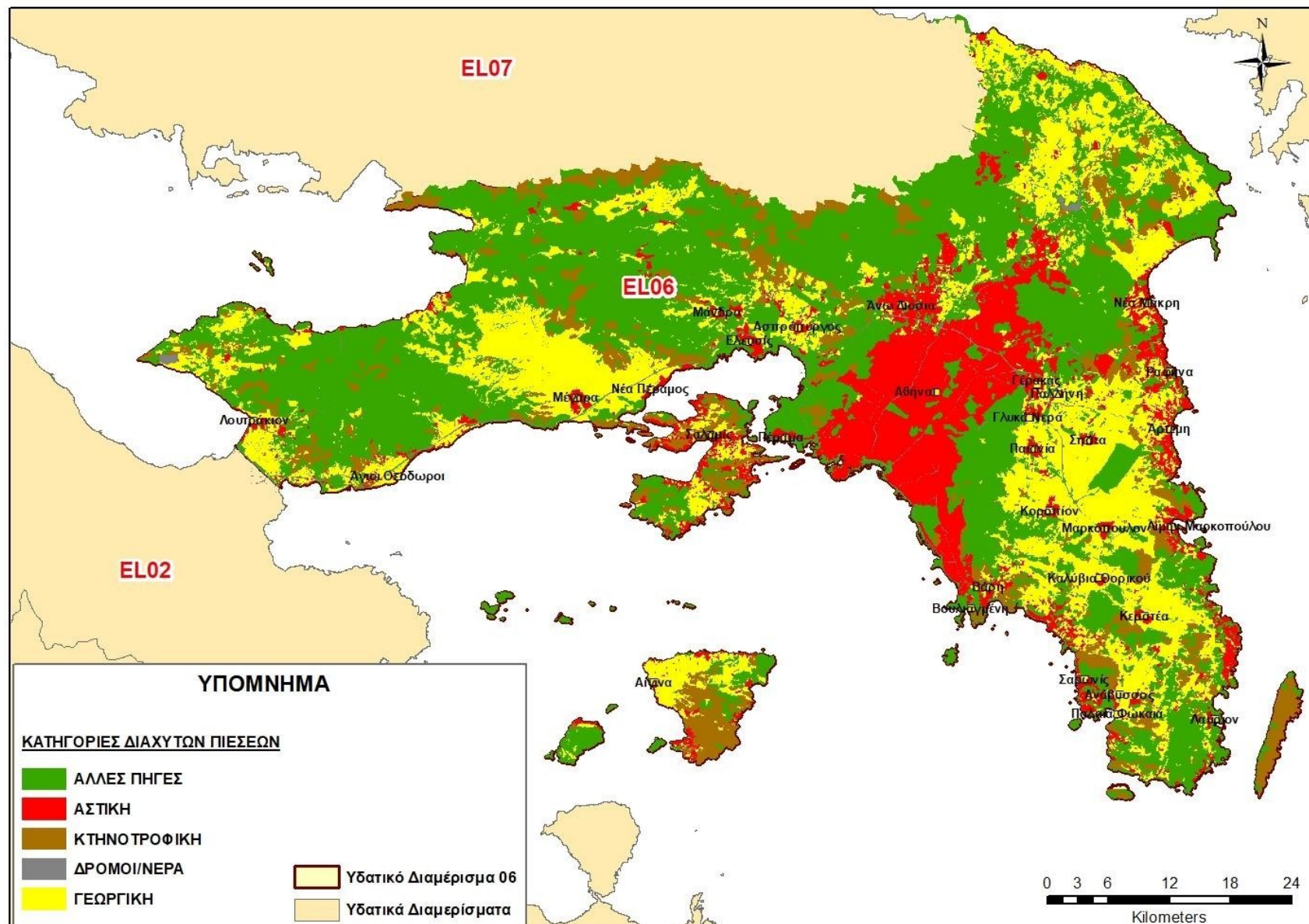
Όπως γίνεται κατανοητό, ο αντίκτυπος της χρήσης αστικής γης στις πιέσεις που ασκούνται στα υπόγεια νερά, έχει καταστεί σημαντικό ζήτημα του αστικού σχεδιασμού χρήσης γης αλλά και της διαχείρισης και προστασίας των υδατικών πόρων. Ως εκ τούτου, η ακριβέστερη περιγραφή της χωρικής κατανομής της ρύπανσης των υπόγειων νερών και η ανάλυση της σχέσης μεταξύ συγκεκριμένου τύπου χρήσης γης και ποιότητας υπόγειων νερών είναι απαραίτητες για τη διατήρηση της κατάλληλης παροχής νερού μιας πόλης και την επίτευξη της βιωσιμότητας των υπόγειων υδάτινων πόρων (Brink et al., 2008; Janniche et al., 2012).

Στην Εικόνα 8 παρουσιάζονται οι σημειακές πιέσεις στο ΥΔ Αττικής, ενώ στην εικόνα 9 οι διάχυτες πηγές ρύπανσης. Ακολουθεί η Εικόνα 10 που δείχνει τα ετήσια φορτία αζώτου (tn) που παράγονται ανά έτος λόγω των διάχυτων πηγών ρύπανσης.



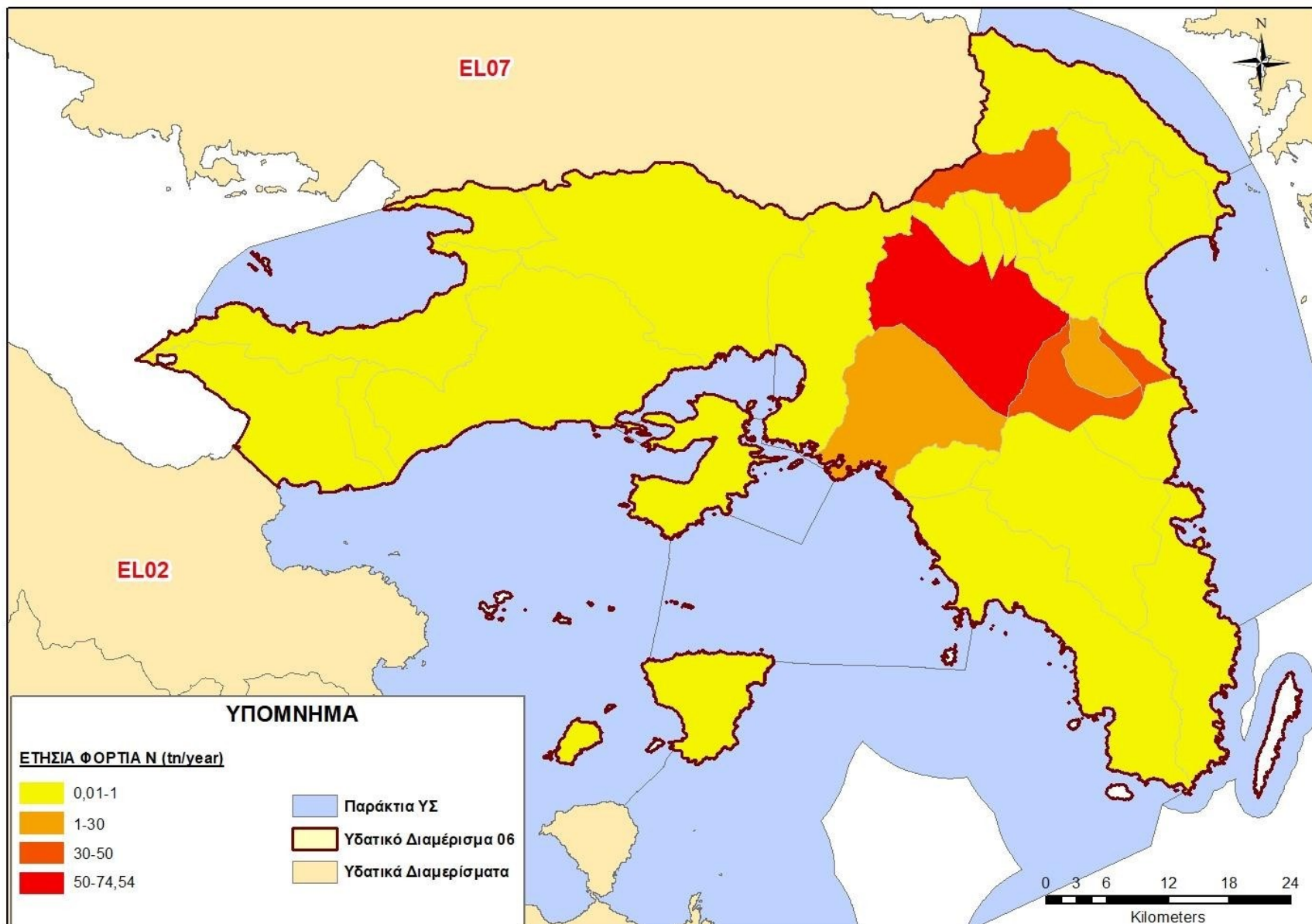
Εικόνα 8 Σημειακές πιέσεις στο Υδατικό Διαμέρισμα Αττικής (EL06)

Πηγή 2^η Αναθεώρηση του Σχεδίου Διαχείρισης των Λεκανών Απορροής Ποταμών



Εικόνα 9 Διάχυτες πηγές ρύπανσης στο Υδατικό Διαμέρισμα Αττικής (EL06)










Πηγή 2^η Αναθεώρηση του Σχεδίου Διαχείρισης των Λεκανών Απορροής Ποταμών



Εικόνα 10 Ετήσια φορτία N (tn/year) που παράγονται στη Λεκάνη Απορροής Αττικής (EL0626) από διάχυτες πηγές ρύπανσης





Πίνακας 5 Ποιοτική κατάσταση Υπόγειων Υδατικών Συστημάτων στο Υδατικό Διαμέρισμα Αττικής (EL06)

A/A	Κωδικός	Ονομασία Συστήματος	Ποιοτικά προβλήματα	Ποιοτική (χημική) κατάσταση	Τάση ρύπων
1	EL0600010	Λουτρακίου	Υπερβάσεις των AAT σε Cl, NO ₃ , & μέταλλα	 ΚΑΛΗ	Δεν προκύπτουν ενδείξεις περαιτέρω επέκτασης της ζώνης υφαλμύρισης προς το εσωτερικό του συστήματος
2	EL0600020	Δυτικών Γερανείων	Υπερβάσεις των AAT σε EC, Cl	 ΚΑΛΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία
3	EL0600030	Κεντρικών Γερανείων - Καλαμακίου	Δεν καταγράφονται	 ΚΑΛΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία
4	EL0600040	Ανατολικών Γερανείων - Μαυροβουνίου	Υπερβάσεις των AAT σε EC, Cl, NO ₃ , & μέταλλα	 ΚΑΛΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία
5	EL0600051	Μεγάρων – Αλεποχωρίου (α)	Υπερβάσεις των AAT σε EC, Cl, NO ₃ , & μέταλλα	 ΚΑΚΗ	Σημαντική πτωτική στα Cl στο σημείο EL06050602
6	EL0600052	Μεγάρων – Αλεποχωρίου (β)	Υπερβάσεις των AAT σε EC, Cl, NO ₃ , & μέταλλα	 ΚΑΛΗ	Δεν καταγράφεται
7	EL0600060	Πατέρα	Δεν καταγράφονται	 ΚΑΛΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία
8	EL0600070	Οινόης	Δεν καταγράφονται	 ΚΑΛΗ	Δεν καταγράφεται
9	EL0600081	Βορειο-ανατολικής Πάρνηθας (α)	Υπερβάσεις των AAT σε EC, Cl	 ΚΑΛΗ	Δεν καταγράφεται
10	EL0600082	Βορειο-ανατολικής Πάρνηθας (β – Αιγάλεω)	Υπερβάσεις των AAT σε EC, Cl, NO ₃ , & μέταλλα	 ΚΑΛΗ	τοπικά ρύπανση στη θέση του σημερινού ΧΥΤΑ Φυλής
11	EL0600090	Θριάσιου Πεδίου	Υπερβάσεις των AAT σε EC, NO ₃ , Cl, & SO ₄	 ΚΑΚΗ	Σημαντική ανοδική στα NO ₃ στα σημεία EL06080609 και EL06090602. Σημαντική πτωτική στα Cl στα σημεία EL06080610 και EL06090604.
12	EL0600100	Καπανδριτίου	Υπερβάσεις των AAT σε NO ₃ , & μέταλλα	 ΚΑΛΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία
13	EL0600110	Λεκάνης Κηφισού (Λεκανοπεδίου Αθήνας)	Υπερβάσεις των AAT σε EC, NO ₃ , Cl, SO ₄ & μέταλλα	 ΚΑΚΗ	Δεν καταγράφεται
14	EL0600120	Μαραθώνα (α)	Υπερβάσεις των AAT σε EC, NO ₃ , Cl, & SO ₄	 ΚΑΛΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία
15	EL0600130	Μαραθώνα (β)	Υπερβάσεις των AAT σε EC, NO ₃ , Cl, SO ₄ & μέταλλα	 ΚΑΚΗ	Σημαντική ανοδική στα NO ₃ στο σημείο EL06130604. Σε όλα τα άλλα σημεία

A/A	Κωδικός	Όνομασία Συστήματος	Ποιοτικά προβλήματα	Ποιοτική (χημική) κατάσταση	Τάση ρύπων
					παρατηρείται τάση μείωσης της συγκέντρωσης NO ₃
16	EL0600140	Πεντέλης	Δεν καταγράφονται	 ΚΑΛΗ	Δεν καταγράφεται
17	EL0600151	Μεσογαίας (α)	Δεν προσδιορίζονται, ελλείπει στοιχεία	 ΚΑΚΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία
18	EL0600152	Μεσογαίας (β)	Υπερβάσεις των AAT σε EC, NO ₃ , Cl & μέταλλα	 ΚΑΚΗ	Σημαντική ανοδική στα NO ₃ στο σημείο EL06150607
19	EL0600160	Υμηττού	Υπερβάσεις των AAT σε EC, NO ₃ , & Cl	 ΚΑΛΗ	Δεν υπολογίστηκε, διότι τα σημεία με υπερβάσεις βρίσκονται στην περιφερειακή ζώνη του συστήματος, αλλά δεν χαρακτηρίζουν το σύνολό του
20	EL0600170	Λαυρεωτικής	Υπερβάσεις των AAT σε EC, Cl & μέταλλα	 ΚΑΛΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία
21	EL0600180	Αναβύσσου	Υπερβάσεις των AAT σε NO ₃ , & Cl	 ΚΑΛΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία
22	EL0600190	Σαλαμίνας	Υπερβάσεις των AAT σε EC, NO ₃ , Cl, & SO ₄	 ΚΑΚΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία
23	EL0600200	Αίγινας	Υπερβάσεις των AAT σε EC, NO ₃ , Cl, SO ₄ & μέταλλα	 ΚΑΚΗ	Σημαντική πτωτική στα SO ₄ στα σημεία EL06200602 και EL06200605
24	EL0600210	Νήσου Αγκίστρι	Δεν προσδιορίζονται, ελλείπει στοιχεία	 ΚΑΛΗ	Δεν καταγράφεται

Πηγή 2^η Αναθεώρηση του Σχεδίου Διαχείρισης των Λεκανών Απορροής Ποταμών

Πίνακας 6 Ποιοτική και ποσοτική κατάσταση, τάσης στάθμης και υπερβάσεων στοιχείων στα Υπόγεια Υδατικά Συστήματα του Υδατικού Διαμερίσματος Αττικής (EL06)

A/A	Κωδικός	Ονομασία	Ποσοτική κατάσταση	Τάση πτώσης στάθμης	Χημική κατάσταση	Τάση ρύπων	Υπερβάσεις ποιοτικών παραμέτρων
1	EL0600010	Λουτρακίου	 ΚΑΛΗ	Δεν καταγράφεται	 ΚΑΛΗ	Δεν προκύπτουν ενδείξεις περαιτέρω επέκτασης της ζώνης υφαλμύρινσης προς το εσωτερικό του συστήματος	Cl, NO ₃ , μέταλλα
2	EL0600020	Δυτικών Γερανείων	 ΚΑΛΗ	Σε ένα σημείο: EL06020602	 ΚΑΛΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία	EC, Cl
3	EL0600030	Κεντρικών Γερανείων - Καλαμακίου	 ΚΑΚΗ	Δεν εκτιμάται λόγω ανεπάρκειας δεδομένων	 ΚΑΛΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία	-
4	EL0600040	Ανατολικών Γερανείων - Μαυροβουνίου	 ΚΑΛΗ	Δεν εκτιμάται λόγω ανεπάρκειας δεδομένων	 ΚΑΛΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία	EC, Cl, NO ₃ , & μέταλλα
5	EL0600051	Μεγάρων – Αλεποχωρίου (α)	 ΚΑΚΗ	Στα υδροσημεία: EL06050613, EL06030644, EL06030646, EL06050604	 ΚΑΚΗ	Σημαντική πτωτική στα Cl στο σημείο EL06050602	EC, Cl, NO ₃ , & μέταλλα
6	EL0600052	Μεγάρων – Αλεποχωρίου (β)	 ΚΑΛΗ	Σε ένα σημείο: EL06050607	 ΚΑΛΗ	Δεν καταγράφεται	-
7	EL0600060	Πατέρα	 ΚΑΛΗ	Δεν εκτιμάται λόγω ανεπάρκειας δεδομένων	 ΚΑΛΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία	-
8	EL0600070	Οινόης	 ΚΑΛΗ	ΟΧΙ	 ΚΑΛΗ	Δεν καταγράφεται	-
9	EL0600081	Βορειο-ανατολικής Πάρνηθας (α)	 ΚΑΛΗ	ΟΧΙ	 ΚΑΛΗ	Δεν καταγράφεται	EC, Cl
10	EL0600082	Βορειο-ανατολικής Πάρνηθας (β – Αιγάλεω)	 ΚΑΛΗ	Στο ένα και μοναδικό σημείο: EL06080608	 ΚΑΛΗ	Τοπικά ρύπανση στη θέση του σημερινού ΧΥΤΑ Φυλής	EC, Cl, NO ₃ , & μέταλλα
11	EL0600090	Θριάσιου Πεδίου	 ΚΑΛΗ	Σε 5 σημεία: EL06080609, EL06090603, EL06090604, EL06040603, EL06040653	 ΚΑΚΗ	Σημαντική ανοδική στα NO ₃ στα σημεία EL06080609 και EL06090602. Σημαντική πτωτική	EC, Cl, SO ₄

A/A	Κωδικός	Όνομασία	Ποσοτική κατάσταση	Τάση πτώσης στάθμης	Χημική κατάσταση	Τάση ρύπων	Υπερβάσεις ποιοτικών παραμέτρων
στα Cl στα σημεία EL06080610 και EL06090604.							
12	EL0600100	Καπανδριτίου	 ΚΑΛΗ	Δεν εκτιμάται λόγω ανεπάρκειας δεδομένων	 ΚΑΛΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία	NO ₃ , μέταλλα
13	EL0600110	Λεκάνης Κηφισού (Λεκανοπεδίου Αθήνας)	 ΚΑΛΗ	Δεν εκτιμάται λόγω ανεπάρκειας δεδομένων	 ΚΑΚΗ	Δεν καταγράφεται	EC, NO ₃ , Cl, SO ₄ & μέταλλα
14	EL0600120	Μαραθώνα (α)	 ΚΑΛΗ	ΟΧΙ	 ΚΑΛΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία	EC, NO ₃ , Cl, & SO ₄
15	EL0600130	Μαραθώνα (β)	 ΚΑΚΗ	Σε 6 από τα 11 σημεία	 ΚΑΚΗ	Σημαντική ανοδική στα NO ₃ στο σημείο EL06130604. Σε όλα τα άλλα σημεία παρατηρείται τάση μείωσης της συγκέντρωσης NO ₃	EC, NO ₃ , Cl, SO ₄ & μέταλλα
16	EL0600140	Πεντέλης	 ΚΑΛΗ	Δεν εκτιμάται λόγω ανεπάρκειας δεδομένων	 ΚΑΛΗ	Δεν καταγράφεται	-
17	EL0600151	Μεσογαίας (α)	 ΚΑΚΗ	Δεν εκτιμάται λόγω ανεπάρκειας δεδομένων	 ΚΑΚΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία	Δεν υπάρχουν, ελλείπει στοιχεία
18	EL0600152	Μεσογαίας (β)	 ΚΑΛΗ	ΟΧΙ	 ΚΑΚΗ	Σημαντική ανοδική στα NO ₃ στο σημείο EL06150607	EC, NO ₃ , Cl & μέταλλα
19	EL0600160	Υμηττού	 ΚΑΛΗ	ΟΧΙ	 ΚΑΛΗ	Δεν υπολογίστηκε, διότι τα σημεία με υπερβάσεις βρίσκονται στην περιφερειακή ζώνη του συστήματος, αλλά δεν χαρακτηρίζουν το σύνολό του	EC, NO ₃ , & Cl
20	EL0600170	Λαυρεωτικής	 ΚΑΛΗ	Δεν εκτιμάται λόγω ανεπάρκειας δεδομένων	 ΚΑΛΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία	EC, Cl & μέταλλα
21	EL0600180	Αναβύσσου	 ΚΑΛΗ	ΟΧΙ	 ΚΑΛΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία	NO ₃ , & Cl
22	EL0600190	Σαλαμίνας	 ΚΑΛΗ	Σε ένα σημείο: EL06190603	 ΚΑΚΗ	Δεν προσδιορίζεται, ελλείπει στοιχεία	EC, NO ₃ , Cl, & SO ₄
23	EL0600200	Αίγινας	 ΚΑΚΗ	Σε 8 από τα 12 σημεία	 ΚΑΚΗ	Σημαντική πτωτική στα SO ₄ στα σημεία EL06200602 και EL06200606	EC, NO ₃ , Cl, SO ₄ & μέταλλα

A/A	Κωδικός	Ονομασία	Ποσοτική κατάσταση	Τάση πτώσης στάθμης	Χημική κατάσταση	Τάση ρύπων	Υπερβάσεις ποιοτικών παραμέτρων
24	ΕΙ0600210	Νήσου Αγκίστρι	 ΚΑΛΗ	Δεν εκτιμάται λόγω απουσίας σημείων	 ΚΑΛΗ	Δεν καταγράφεται	Δεν υπάρχουν, ελλείπει στοιχεία

Πηγή 2^η Αναθεώρηση του Σχεδίου Διαχείρισης των Λεκανών Απορροής Ποταμών

Πίνακας 7 Επιπτώσεις ανθρώπινων δραστηριοτήτων στα υπόγεια υδατικά συστήματα με περαιτέρω χαρακτηρισμό για τη ΛΑΠ Αττικής (EL0626)

A/A	Κωδικός	Ονομασία	Μέσες Ετήσιες	Υπάρχουσες συνθήκες Υπερ-	Τεχνητός Εμφλουτισμός	Ρύπανση-Μόλυνση	Αλληλεπίδραση ΕΥΣ & ΥΣ	Θαλάσσια Διεύθυνση	Αξιοσημείωτα Ποιοτικά Χαρακτηριστικά Υδάτος	Τριτογένεια
1	EL0600010	Λουτρακίου	1,50	OXI	OXI	Αστικοποίηση, γεωργία, κτηνοτροφία, ΕΕΛ	OXI	Τοπικά στην παράκτια ζώνη	Υπερβάσεις των AAT σε Cl, NO ₃ , & μέταλλα	Μέση
2	EL0600020	Δυτικών Γερανείων	1,63	OXI	OXI	Κτηνοτροφία, γεωργία	OXI	Τοπικά, σε τμήμα της παράκτιας ζώνης (φυσική)	Υπερβάσεις των AAT σε EC, Cl	Υψηλή
3	EL0600030	Κεντρικών Γερανείων - Καλαμακίου	7,66	NAI	OXI	Δευτερογενής τομέας, γεωργία, κτηνοτροφία, ΕΕΛ	OXI	OXI	Δεν καταγράφονται	Χαμηλή
4	EL0600040	Ανατολικών Γερανείων - Μαυροβουνίου	1,71	OXI	OXI	Αστικοποίηση, γεωργία, κτηνοτροφία, ΕΕΛ	OXI	Τοπικά στην παράκτια ζώνη	Υπερβάσεις των AAT σε EC, Cl, NO ₃ , & μέταλλα	Υψηλή
5	EL0600051	Μεγάρων – Αλεποχωρίου (α)	6,40	NAI	OXI	Γεωργία, κτηνοτροφία, ΕΕΛ	OXI	NAI	Υπερβάσεις των AAT σε EC, Cl, NO ₃ , & μέταλλα	Μέση
6	EL0600052	Μεγάρων – Αλεποχωρίου (β)	18,20	OXI	OXI	Γεωργία, κτηνοτροφία αστικοποίηση, ΕΕΛ	OXI	NAI (φυσική)	Υπερβάσεις των AAT σε EC, Cl, NO ₃ , & μέταλλα	Μέση
7	EL0600060	Πατέρα	3,39	OXI	OXI	Γεωργία, κτηνοτροφία αστικοποίηση	OXI	Τοπικά, σε τμήμα της παράκτιας ζώνης (φυσική)	Δεν καταγράφονται	Υψηλή
8	EL0600070	Οινόης	0,70	OXI	OXI	Γεωργία, κτηνοτροφία αστικοποίηση	OXI	OXI	Δεν καταγράφονται	Μέση
9	EL0600081	Βορειο-ανατολικής Πάρνηθας (α)	5,29	OXI	OXI	Γεωργία, κτηνοτροφία	OXI	Τοπικά στην παράκτια ζώνη (φυσική)	Υπερβάσεις των AAT σε EC, Cl	Υψηλή
10	EL0600082	Βορειο-ανατολικής Πάρνηθας (β – Αιγάλεω)	0,10	OXI	OXI	Γεωργία, κτηνοτροφία αστικοποίηση, ΧΥΤΑ	OXI	NAI (φυσική)	Υπερβάσεις των AAT σε EC, Cl, NO ₃ , & μέταλλα	Υψηλή
11	EL0600090	Θριάσιου Πεδίου	2,19	OXI	OXI	Αστικοποίηση γεωργία, κτηνοτροφία, ΕΕΛ	OXI	NAI	Υπερβάσεις των AAT σε EC, NO ₃ , Cl, & SO ₄	Μέση

A/A	Κωδικός	Όνομασία	Μέσες Ετήσιες	Υπάρχουν Συνθήκες Υπερ-	Τεχνητός Εμπλουτισμός	Ρύπανση Μόλυβη	Αλληλεπίδραση ΕΥΣ & ΥΥΣ	Θαλάσσια Διευσίωση	Αξιοσημεία Ποιότητας Χαρακτηριστικά Υδατο-	Τριτογενή
12	EL0600100	Καπανδριτίου	5,90	OXI	OXI	Γεωργία, κτηνοτροφία αστικοποίηση	OXI	OXI	Υπερβάσεις των AAT σε NO ₃ , & μέταλλα	Μέση
13	EL0600110	Λεκάνης Κηφισού (Λεκανοπεδίου Αθήνας)	1,43	OXI	OXI	Αστικοποίηση γεωργία, κτηνοτροφία, ΕΕΛ	OXI	Τοπικά στην παράκτια ζώνη	Υπερβάσεις των AAT σε EC, NO ₃ , Cl, SO ₄ & μέταλλα	Μέση
14	EL0600120	Μαραθώνα (α)	1,92	OXI	OXI	Γεωργία, κτηνοτροφία	OXI	Τοπικά στην παράκτια ζώνη (φυσική)	Υπερβάσεις των AAT σε EC, NO ₃ , Cl, & SO ₄	Υψηλή
15	EL0600130	Μαραθώνα (β)	5,30	NAI	OXI	Γεωργία, κτηνοτροφία, ΕΕΛ	OXI	NAI	Υπερβάσεις των AAT σε EC, NO ₃ , Cl, SO ₄ & μέταλλα	Μέση
16	EL0600140	Πεντέλης	2,95	OXI	OXI	Αστικοποίηση γεωργία, κτηνοτροφία	OXI	OXI	Δεν καταγράφονται	Υψηλή
17	EL0600151	Μεσογαίας (α)	0,02	NAI	OXI	Αστικοποίηση, κτηνοτροφία	OXI	NAI	Δεν προσδιορίζονται, ελλείπει στοιχείων	Υψηλή
18	EL0600152	Μεσογαίας (β)	8,63	OXI	OXI	Αστικοποίηση γεωργία, κτηνοτροφία, ΕΕΛ	OXI	OXI	Υπερβάσεις των AAT σε EC, NO ₃ , Cl & μέταλλα	Μέση
19	EL0600160	Υμηττού	0,72	OXI	OXI	Γεωργία, κτηνοτροφία, ΕΕΛ	OXI	Στην παράκτια ζώνη (φυσική) και στην ενδοχώρα	Υπερβάσεις των AAT σε EC, NO ₃ , & Cl	Υψηλή
20	EL0600170	Λαυρεωτικής	3,99	OXI	OXI	Αστικοποίηση γεωργία, κτηνοτροφία, ΕΕΛ	OXI	Τοπικά στην παράκτια ζώνη (φυσική)	Υπερβάσεις των AAT σε EC, Cl & μέταλλα	Μέση προς υψηλή
21	EL0600180	Αναβύσσου	1,31	OXI	OXI	Αστικοποίηση γεωργία, κτηνοτροφία, ΕΕΛ	NAI	Τοπικά στην παράκτια ζώνη	Υπερβάσεις των AAT σε NO ₃ , & Cl	Μέση
22	EL0600190	Σαλαμίνας	0,83	OXI	OXI	Αστικοποίηση γεωργία, κτηνοτροφία, ΕΕΛ	OXI	Στην παράκτια ζώνη (φυσική) και στην ενδοχώρα	Υπερβάσεις των AAT σε EC, NO ₃ , Cl, & SO ₄	Μέση προς υψηλή
23	EL0600200	Αίγινας	4,32	NAI	OXI	Αστικοποίηση γεωργία, κτηνοτροφία	OXI	Στην παράκτια ζώνη (φυσική) και στην ενδοχώρα	Υπερβάσεις των AAT σε EC, NO ₃ , Cl, SO ₄ & μέταλλα	Μεταβαλλόμενη κατά θέσεις

A/A	Κωδικός	Όνομασία	Μέσος Ετήσιος	Υπάρχουσες Συνθήκες Υπερ-	Τεχνητός Εμπλουτισμός	Ρύπανση-Μόλυνση	Αλληλεπίδραση ΕΥΣ & ΥΥΣ	Θαλάσσια Δείσδυση	Αξιοσημείωτα Ποιοτικά Χαρακτηριστικά Υδατος	Τριωτότητα
24	ΕΛ0600210	Νήσου Αγκίστρι	0,07	ΟΧΙ	ΟΧΙ	Αστικοποίηση	ΟΧΙ	Τοπικά στην παράκτια ζώνη (φυσική)	Δεν προσδιορίζονται, ελλείψει στοιχείων	Υψηλή

Πηγή 2^η Αναθεώρηση του Σχεδίου Διαχείρισης των Λεκανών Απορροής Ποταμών

5. Αποτελέσματα

5.1 Μετρήσεις νιτρικών ιόντων NO_3^- για τα έτη 2009, 2018 και 2022 στο Λεκανοπέδιο Αττικής

Τα νιτρικά ιόντα (NO_3^-) στα υπόγεια νερά προέρχονται κατά κύριο λόγο από ανθρώπινες δραστηριότητες. Πιθανούς ρυπαντές αποτελούν οι χώροι υγειονομικής ταφής, τα ανόργανα νιτρικά λιπάσματα λόγω αλόγιστης χρήσης τους αλλά και ακατάλληλες μέθοδοι διαχείρισης κοπριάς σε γεωργικές εκτάσεις (Ram et al., 2021). Τα νιτρικά άλατα διεισδύουν εύκολα στις κοιλότητες του εδάφους, ρυπαίνοντας έτσι τα υπόγεια νερά και με αυτό τον τρόπο είναι ικανά να βλάψουν την ανθρώπινη υγεία (Subba, 2018).

Τα νιτρικά άλατα είναι ένας σημαντικός ρύπος που διατίθεται στους υδάτινους πόρους. Τελευταία, οι υψηλές συγκεντρώσεις νιτρικών αλάτων στα υπόγεια νερά αποτελούν αυξανόμενο πρόβλημα παγκοσμίως. Τα νιτρικά εισέρχονται στους υδάτινους πόρους μέσω ανθρωπογενών παρεμβάσεων, όπως η εφαρμογή λιπασμάτων σε γεωργικές εκτάσεις, οι κτηνοτροφικές δραστηριότητες και οι απορρίψεις υγειονομικών και βιομηχανικών λυμάτων.

Η παρουσία αζώτου με τη μορφή νιτρικών ιόντων στο νερό μπορεί να είναι επιζήμια για τον άνθρωπο και άλλους ζώντες οργανισμούς. Οι αποβολές, οι επιπλοκές κατά τη γέννηση, ο αυξημένος κίνδυνος και γαστρικού καρκινώματος, η καταστροφή του γαστρεντερικού συστήματος, τα έλκη και οι τερατογόνες επιδράσεις έχουν όλα συνδεθεί με υψηλά επίπεδα νιτρικών αλάτων στα πόσιμα υπόγεια νερά. Ως εκ τούτου, είναι σημαντικό να παρακολουθούνται τα επίπεδα νιτρικών αλάτων στα υπόγεια ύδατα. Ο Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας (ΠΟΥ) έθεσε όριο πόσιμου νερού 15 mg / L και 50 mg / L για παιδιά (βρέφη) και ενήλικες, αντίστοιχα. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι τα νιτρικά άλατα έχουν αρνητικό αντίκτυπο στην ανθρώπινη υγεία (Ayejoto and Egbueri, 2023)

Λόγω της ταχέως σοβαρής ρύπανσης των υδάτινων πόρων και των συναφών κινδύνων για την ανθρώπινη υγεία, απαιτείται όλο και μεγαλύτερη προσοχή στην ποιότητα του πόσιμου νερού. Η αξιολόγηση της ποιότητας του νερού και η εκτίμηση κινδύνου για την ανθρώπινη υγεία παρέχουν πολύτιμες πληροφορίες για την εθνική

χρήση και προστασία των υδάτινων πόρων και για την ανθρώπινη υγεία (Chai et al., 2021; Muhammad and Usman, 2022).

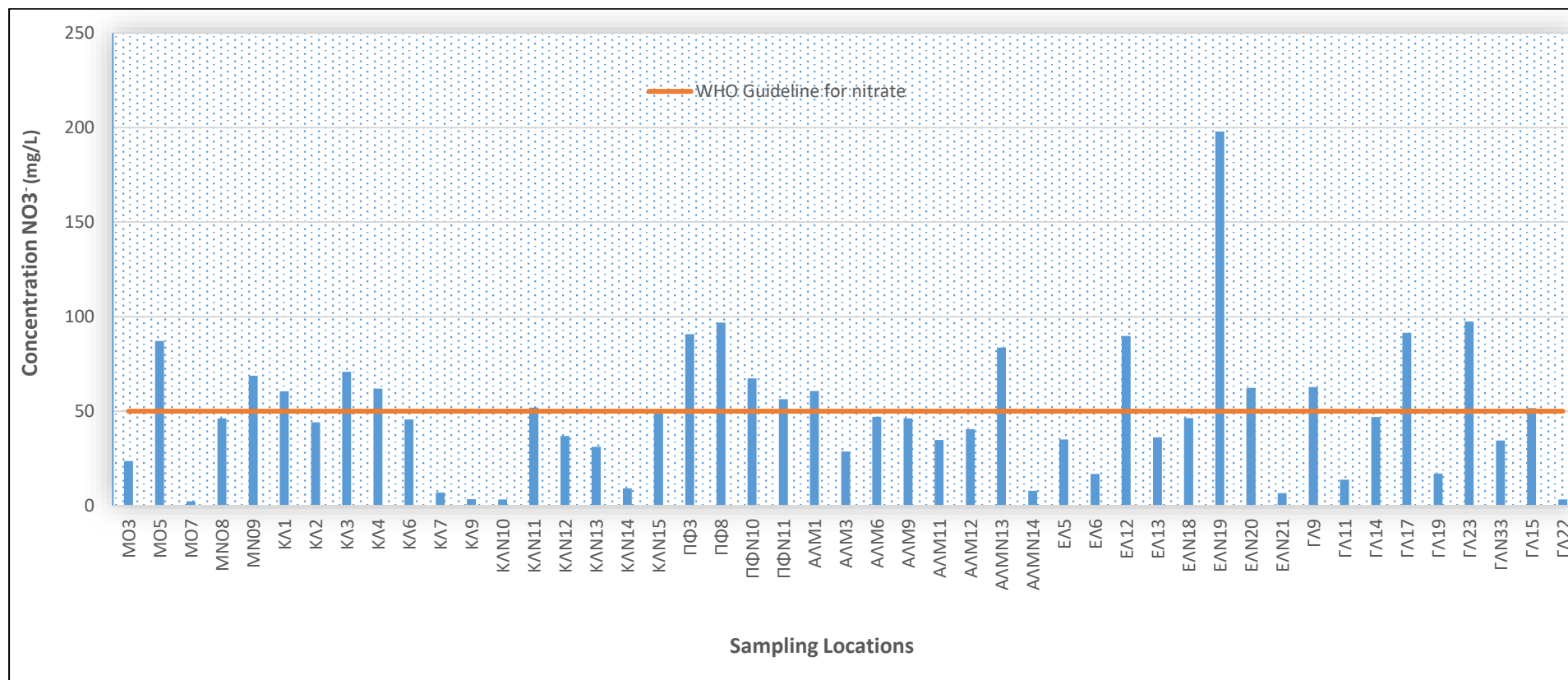
Για το έτος 2009 οι τιμές νιτρικών κυμαίνονταν από 2,4 έως 198 mg/L με μέση τιμή 48,4 mg/L, με το **40,4%** των δειγμάτων να κινείται άνω του ανώτερου αποδεκτού ορίου των 50 mg/L για ποσιμότητα, που έχει θέσει ο ΠΟΥ (2017)

Πίνακας 8 Συγκεντρώσεις NO₃⁻ (mg/L) στις περιοχές δειγματοληψιών για το έτος 2009

MIN TIMH

Locations	C (NO ₃ ⁻)	Safe Limit
MO3	23,7	50
MO5	87,1	50
MO7	2,4	50
MNO8	46,2	50
MN09	68,8	50
ΚΛ1	60,6	50
ΚΛ2	44,1	50
ΚΛ3	70,8	50
ΚΛ4	61,9	50
ΚΛ6	45,6	50
ΚΛ7	6,9	50
ΚΛ9	3,5	50
ΚΛΝ10	3,3	50
ΚΛΝ11	51,9	50
ΚΛΝ12	36,9	50
ΚΛΝ13	31,1	50
ΚΛΝ14	9,2	50
ΚΛΝ15	49,1	50
ΠΦ3	90,7	50
ΠΦ8	96,9	50
ΠΦΝ10	67,3	50
ΠΦΝ11	56,3	50
ΑΛΜ1	60,7	50
ΑΛΜ3	28,6	50
ΑΛΜ6	47,1	50
ΑΛΜ9	46,2	50
ΑΛΜ11	34,8	50
ΑΛΜ12	40,5	50
ΑΛΜΝ13	83,7	50
ΑΛΜΝ14	7,9	50
ΕΛ5	35,1	50
ΕΛ6	16,8	50
ΕΛ12	89,8	50
ΕΛ13	36,2	50
ΕΛΝ18	46,3	50
ΕΛΝ19	198,0	50
ΕΛΝ20	62,4	50
ΕΛΝ21	6,6	50
ΓΛ9	62,8	50
ΓΛ11	13,8	50
ΓΛ14	46,9	50
ΓΛ17	91,4	50
ΓΛ19	16,9	50
ΓΛ23	97,4	50
ΓΛΝ33	34,5	50
ΓΛ15	51,7	50
ΓΛ22	3,3	50

MAX TIMH



Διάγραμμα 1 Συγκεντρώσεις NO₃⁻ (mg/L) στις περιοχές μελέτης για το 2009 και σύγκρισή τους με τις κατευθυντήριες οδηγίες του ΠΟΥ (2017)



Εικόνα 11 Χωρική συσχέτιση μέγιστης συγκέντρωσης NO₃⁻ (mg/L) με δυνητικά σημειακές πηγές ρύπανσης στο λεκανοπέδιο Αττικής (2009)

Η μεγαλύτερη τιμή στα νιτρικά ιόντα που παρατηρείται στο σημείο δειγματοληψίας ΕΛΝ19 και μπορεί να αποδοθεί στη γεινίαση με το κοιμητήριο βορειότερα του σημείου δειγματοληψίας με την έντονη αστικοποίηση ωστόσο να δημιουργεί με τη σειρά της και αυτή πιέσεις στα υπόγεια νερά. Η επίδραση των κοιμητηρίων στην ποιότητα του νερού έχει μελετηθεί στο παρελθόν. Πιο συγκεκριμένα οι Franco et al (2022) αναφέρουν ότι η παραδοσιακή ταφή έχει ανακαλυφθεί ότι έχει άμεσο αντίκτυπο στο έδαφος και στα υπόγεια νερά. Αυτό οφείλεται στην παρουσία νεκρολάσπης.

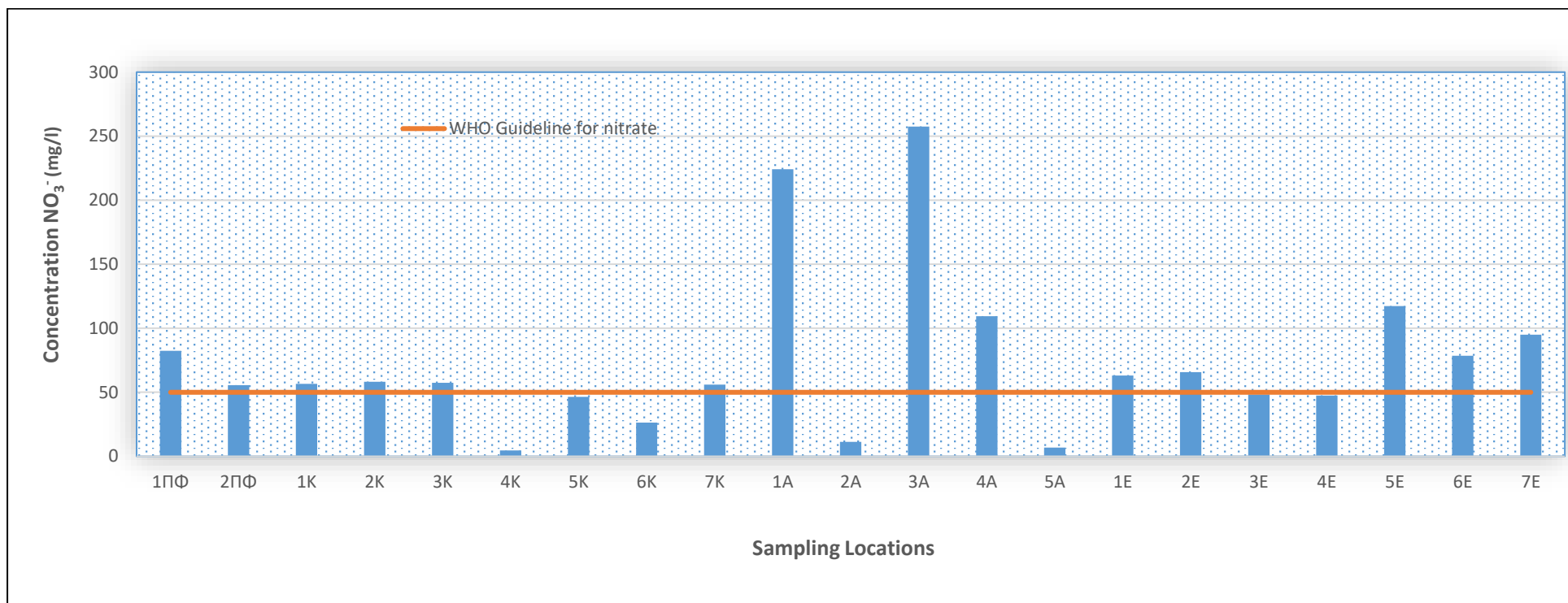
Σε καλά στραγγιζόμενα εδάφη, η κίνηση των NO_3^- -N στον υδροφόρο ορίζοντα επιταχύνεται, μειώνοντας τις πιθανότητες απονιτροποίησης, απορρόφησής τους από τα φυτά ή ενσωμάτωσής τους στην οργανική ύλη. Από την άλλη πλευρά, τα εδάφη που έχουν κακή αποστράγγιση μπορεί να οδηγήσουν σε βραδύτερη μετακίνηση ουσιών και συχνά έχουν αρκετή οργανική ύλη για να διευκολύνουν την απονιτροποίηση όταν το έδαφος είναι μερικώς ή πλήρως κορεσμένο (Liao et al. ., 2012· Scanlon et al., 2007· Welch et al., 2011).

Συνεπώς, μέσω της νεκρολάσπης από την αποσύνθεση των νεκρών σωμάτων, γίνεται μεταφορά μιας ποικιλίας ρύπων, συμπεριλαμβανομένων των οργανικών ιόντων όπως τα νιτρικά και τα θειικά, καθώς και ανόργανα ιόντα όπως το αρσενικό, ο σίδηρος, ο χαλκός, το κάισιο και ο μόλυβδος. Μπορεί επίσης να μεταφερθούν βακτήρια και ιοί όπως *Escherichia coli*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Citrobacter*, *Streptococcus faecalis*, *Clostridium perfringens*, *Clostridium welchii* και *Salmonella typhi*. Δυστυχώς, η απουσία πολεοδομικού σχεδιασμού και ο περιορισμένος χώρος συχνά έχει ως αποτέλεσμα την εγγύτητα των κατοικημένων περιοχών με τα νεκροταφεία. Αυτό εγείρει σημαντικές ανησυχίες για την ανθρώπινη υγεία λόγω της παρουσίας ρύπων σε αυτό το περιβάλλον.

Για το έτος 2018 όπως παρουσιάζεται και στον Πίνακα 9, οι τιμές νιτρικών κυμαίνονταν από 4,7 έως 257,4 mg/L με μέση τιμή 74,7 mg/L, με το **66,7%** των δειγμάτων να κινείται άνω του ανώτερου αποδεκτού ορίου των 50 mg/L για ποσιμότητα, που έχει θέσει ο ΠΟΥ (2017).

Πίνακας 9 Συγκεντρώσεις NO₃⁻ (mg/L) στις περιοχές δειγματοληψιών για το έτος 2018

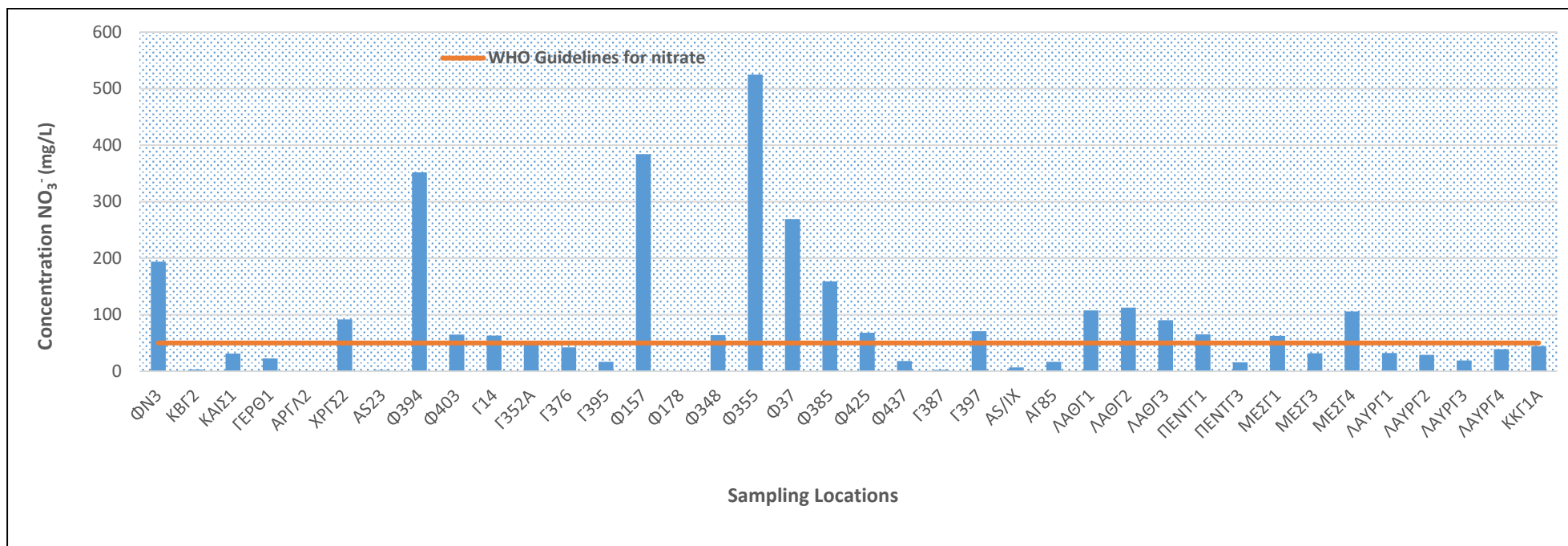
	Locations	C (NO ₃ ⁻)	Safe Limit
	1ΠΦ	82,4	50
	2ΠΦ	55,6	50
	1K	56,6	50
	2K	58,3	50
	3K	57,4	50
MIN ΤΙΜΗ	4K	4,7	50
	5K	46,5	50
	6K	26,3	50
	7K	55,9	50
	1A	224,2	50
	2A	11,3	50
MAX ΤΙΜΗ	3A	257,4	50
	4A	109,5	50
	5A	6,9	50
	1E	63,1	50
	2E	65,8	50
	3E	48,2	50
	4E	47,4	50
	5E	117,4	50
	6E	78,6	50
	7E	94,9	50



Διάγραμμα 2 Συγκεντρώσεις NO₃⁻ (mg/L) στις περιοχές μελέτης για το 2018 και σύγκρισή τους με τις κατευθυντήριες οδηγίες του ΠΟΥ (2017)

Πίνακας 689 Συγκεντρώσεις NO₃⁻ (mg/L) στις περιοχές δειγματοληψιών για το έτος 2022

	ΦΝ3	194,00	50
	ΚΒΓ2	3,10	50
	ΚΑΙΣ1	31,10	50
	ΓΕΡΘ1	22,90	50
MIN ΤΙΜΗ	ΑΡΓΛ2	0,48	50
	ΧΡΓΣ2	91,50	50
	ΑΣ23	2,41	50
	Φ394	352,00	50
	Φ403	65,00	50
	Γ14	63,00	50
	Γ352Α	47,80	50
	Γ376	42,10	50
	Γ395	16,80	50
	Φ157	384,00	50
	Φ178	0,69	50
	Φ348	64,00	50
MAX ΤΙΜΗ	Φ355	525,00	50
	Φ37	269,00	50
	Φ385	159,00	50
	Φ425	68,20	50
	Φ437	18,00	50
	Γ387	2,65	50
	Γ397	70,80	50
	ΑΣ/ΙΧ	7,03	50
	ΑΓ85	17,00	50
	ΛΑΘΓ1	107,50	50
	ΛΑΘΓ2	112,50	50
	ΛΑΘΓ3	90,50	50
	ΠΕΝΤΓ1	65,60	50
	ΠΕΝΤΓ3	16,10	50
	ΜΕΣΓ1	62,80	50
	ΜΕΣΓ3	31,60	50
	ΜΕΣΓ4	105,80	50
	ΛΑΥΡΓ1	32,10	50
	ΛΑΥΡΓ2	29,10	50
	ΛΑΥΡΓ3	19,20	50
	ΛΑΥΡΓ4	38,90	50
	ΚΚΓ1Α	44,50	50



Διάγραμμα 3 Συγκεντρώσεις NO₃⁻ (mg/L) στις περιοχές μελέτης για το 2022 και σύγκρισή τους με τις κατευθυντήριες οδηγίες του ΠΟΥ (2017)

Οι υψηλότερες τιμές νιτρικών ιόντων που παρατηρούνται σε δείγματα υπόγειων νερών στις περιοχές μελέτης για το έτος 2022 (Φ355, Φ157, Φ394), πιθανώς να είναι δείγμα υπέρμετρης χρήσης χημικών λιπασμάτων καθώς πολλά σημεία δειγματοληψιών στο συγκεκριμένο έτος είναι γεωργικές εκτάσεις

Η αλόγιστη χρήση λιπασμάτων N πάνω από την ποσότητα που μπορούν να απορροφήσουν οι καλλιέργειες μπορεί να έχει ως αποτέλεσμα τη διαρροή νιτρικών αλάτων και τη ρύπανση των υπόγειων νερών, χωρίς να βελτιώνονται οι γεωργικές αποδόσεις (Liu and Yang, 2012). Η μακροπρόθεσμη μεταφορά νιτρικών ιόντων σε πολλούς υδροφόρους ορίζοντες σε όλο τον κόσμο έχει αναγνωριστεί ως κύρια αιτία ρύπανσης των υπόγειων νερών (Mahvi et al., 2005· Suchy et al., 2018).

Σύμφωνα με αναφορές, η έκπλυση σημαντικών επιπέδων NO_3^- -N μπορεί να συμβεί όταν υπάρχει εφαρμογή μεγάλων ποσοτήτων λιπάσματος N και μικρό βάθος ριζοβολίας (Halvorson et al., 2008; Fan et al., 2010). Ο ρυθμός με τον οποίο το NO_3^- -N διοχετεύεται στα υπόγεια νερά επηρεάζεται από τις ιδιότητες του εδάφους και την ποσότητα του λιπάσματος που εφαρμόζεται. Το απόθεμα NO_3^- -N στο έδαφος και η συγκέντρωση νιτρικών στα υποκείμενα υπόγεια νερά επηρεάζεται σε μεγάλο βαθμό από παράγοντες όπως ο χρόνος και το είδος της εφαρμογής λιπάσματος και ο τύπος χρήσης γης (McLay et al., 2001; Dahan et al., 2014 Robertson et al., 2017· Suchy et al., 2018).

Η απονιτροποίηση είναι ο πρωταρχικός μηχανισμός μέσω του οποίου το NO_3^- -N, το οποίο ξεπλένεται από τα γεωργικά εδάφη, μπορεί να μειωθεί (Dalal et al., 2003· Akiyama et al., 2010). Οι έρευνες παρουσιάζουν αντικρουόμενες απόψεις σχετικά με τη σχέση μεταξύ του ρυθμού εφαρμογής του αζώτου (N) ως λίπασμα και του ρυθμού απονιτροποίησης (Hofstra and Bouwman, 2016; Zhu et al., 2013). Αρκετές μελέτες υποδεικνύουν ότι ο ρυθμός με τον οποίο εφαρμόζεται το άζωτο δεν επηρεάζει το ρυθμό απονιτροποίησης. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι η παρουσία του NO_3^- δεν είναι περιοριστικός παράγοντας σε αυτή τη διαδικασία, όπως καταδεικνύεται από την έρευνα που διεξήχθη από τους DeKlein και VanLogtestijn το 1996, καθώς και από τους Maris et al. το 2015. Προηγούμενη έρευνα έχει δείξει ότι ο ρυθμός εφαρμογής αζώτου (N) έχει αξιοσημείωτο αντίκτυπο στην απονιτροποίηση, ιδιαίτερα όταν η ποσότητα N που παρέχεται υπερβαίνει τις ανάγκες των καλλιεργειών. Αυτή η σχέση έχει προσεγγιστεί

χρησιμοποιώντας γραμμική παλινδρόμηση (Gagnon et al., 2011; Lebender et al., 2014) και εκθετική παλινδρόμηση (Ma et al., 2010).

Η απονιτροποίηση έχει τη δυνατότητα να εμποδίσει την κίνηση των εκπλυμένων νιτρικών προς τον υδροφόρο ορίζοντα. Τα ποσοστά απονιτροποίησης, τα οποία εξαρτώνται από τη διαθεσιμότητα οργανικού άνθρακα, τις γεωχημικές και μικροβιολογικές συνθήκες, ενδέχεται να είναι περιορισμένα (Rivett et al., 2008; Chen et al., 2018). Ως εκ τούτου, είναι ζωτικής σημασίας να ποσοτικοποιηθούν οι ρυθμοί έκπλυσης των νιτρικών αλάτων και η απονιτροποίηση, προκειμένου να αξιολογηθούν οι πιθανοί κίνδυνοι για την ποιότητα των υπόγειων νερών στις γεωργικές περιοχές.

Έχουν διεξαχθεί αρκετά πειράματα για τη διερεύνηση της συσσώρευσης και της μεταφοράς NO_3^- -N (Hergert, 1986· Sharma et al., 2012). Ωστόσο, υπάρχει περιορισμένος αριθμός ερευνών που έχουν διερευνήσει την επίδραση της παρατεταμένης εφαρμογής λιπάσματος (πάνω από 10 χρόνια) σε ελεγχόμενα περιβάλλοντα στην κίνηση του NO_3^- -N στο έδαφος. Αυτές οι μελέτες περιλαμβάνουν τις εργασίες των Jolley και Pierre (1977), Benbi et al. (1991) και Constantin et al. (2010). Η τεκμηρίωση των πιθανών μακροπρόθεσμων επιπτώσεων, οι οποίες μπορεί να διαφέρουν από αυτές που αναφέρονται σε βραχυπρόθεσμες δοκιμές, είναι επί του παρόντος ανεπαρκής (Tonitto et al., 2006).

Επιπλέον, η πλειονότητα της υπάρχουσας έρευνας έχει επικεντρωθεί ως επί το πλείστον στη δυναμική του NO_3^- -N στην περιοχή που περιβάλλει τις ρίζες, συχνά σε βάθος 2 μέτρων από την επιφάνεια. Η συμπεριφορά έκπλυσης και απονιτροποίησης του NO_3^- -N στη βαθιά ζώνη κάτω από τη ζώνη της ρίζας δεν είναι ακόμα καλά κατανοητή (Min et al., 2017). Η διεξαγωγή εκτεταμένης δειγματοληψίας εδάφους μετά από μακροχρόνιες δοκιμές εφαρμογής λιπάσματος μπορεί να αποφέρει χρήσιμες γνώσεις στη μελέτη της έκπλυσης NO_3^- -N (Pratt et al., 1972). Αυτό διευκολύνει την πλήρη σύνδεση μεταξύ των διεργασιών στην επιφάνεια και τον αντίκτυπό τους στην ποιότητα των υπόγειων νερών (Robertson et al., 2017). Είναι ζωτικής σημασίας η πρόληψη της μόλυνσης των υπόγειων νερών στις γεωργικές περιοχές και η αποτελεσματική διαχείριση της ποιότητας των νερών.

Τα υπόγεια νερά είναι μια σημαντική και αξιόπιστη παροχή γλυκού νερού για οικιακή κατανάλωση σε πολλές αστικές περιοχές (Ocheri et al., 2014). Ο αυξανόμενος αστικός πληθυσμός και οι δραστηριότητες σε αυτές τις περιοχές επιβαρύνουν το

περιβάλλον, με αποτέλεσμα να επηρεάζεται αρνητικά η βιώσιμη χρήση και διαχείριση των φυσικών πόρων (Vaux, 2011). Από την άλλη η αποτελεσματική διαχείριση των περιβαλλοντικών πόρων, όπως τα υπόγεια νερά, είναι απαραίτητη λόγω της τρέχουσας καταπόνησης τους.

Εκτός από φυσικούς παράγοντες, όπως οι διακυμάνσεις στη λιθολογία και η κατεύθυνση της ροής των υπόγειων νερών, οι ανθρωπογενείς δραστηριότητες που σχετίζονται με διάφορες πρακτικές, θέτουν σε σημαντικό κίνδυνο τους υπόγειους υδάτινους πόρους. Αυτές οι δραστηριότητες επηρεάζουν πρωτίστως την ποιότητα και την ποσότητα των αστικών υδάτινων συστημάτων. Το σύστημα επαναφόρτισης των υπόγειων υδροφορέων σε αυτές τις αναπτυσσόμενες αστικές περιοχές είναι πολύπλοκο λόγω της εισαγωγής νέων πηγών επαναφόρτισης σε ορισμένες περιπτώσεις (Wakode, 2016), ενώ σε άλλες περιπτώσεις, η διαπερατότητα του εδάφους μειώνεται, με αποτέλεσμα την αυξημένη απορροή του νερού στα συστήματα αποχέτευσης. (Mallin, 2009). Από την άλλη η απορροή των καταιγίδων στο έδαφος στις αστικές περιοχές αποτελεί πηγή ρύπανσης και μόλυνσης του εδάφους. Αυτό συμβαίνει λόγω της συσσώρευσης επιφανειακών ρύπων που προκύπτουν από την ανεπαρκή διαχείριση των περιβαλλοντικών πρακτικών. Αυτός είναι ένας τρόπος μέσω του οποίου η ποιότητα των υπόγειων νερών μειώνεται, με αποτέλεσμα να επηρεάζεται η υδροχημεία.

Έχουν εντοπιστεί πρακτικές χρήσης αστικής γης όπως κατάλληλη υπόγεια διάθεση αστικών στερεών και βιομηχανικών αποβλήτων, χρήση ελαττωματικών σηπτικών δεξαμενών και εγκαταστάσεων υγιεινής (Ijioma, 2020). Ορισμένες δραστηριότητες, όπως τα εναλλακτικά συστήματα επαναφόρτισης, έχουν τη δυνατότητα να μολύνουν τα υπόγεια νερά σε πολλές αναπτυσσόμενες αστικές περιοχές. Ως εκ τούτου, είναι σημαντικό να εντοπιστεί και να αναλυθεί ο αντίκτυπος των ανθρώπινων δραστηριοτήτων στα αστικά υπόγεια νερά προκειμένου να αξιολογηθεί με ακρίβεια η ποιότητά τους και να αποκαλυφθούν οι συγκεκριμένες επιπτώσεις της χρήσης της αστικής γης.

Ορισμένες έρευνες και ανασκοπήσεις έχουν εξετάσει τη χρήση σταθερών ανιχνευτών ισοτόπων για τη διερεύνηση της προέλευσης των ανθρωπογενών ρύπων στα υπόγεια νερά. Αυτές οι έρευνες έχουν διεξαχθεί τόσο σε ανεπτυγμένες όσο και σε αναπτυσσόμενες περιοχές του κόσμου (Lu et al., 2015; Harker et al., 2015; Nisi et al., 2016).

Πρόσθετη έρευνα εξέτασε τη σύνθεση των υπόγειων νερών σε αναπτυσσόμενες αστικές περιοχές και διαπίστωσε ότι η υδροχημεία των υπόγειων νερών μπορεί να είναι περίπλοκη ή μεταβαλλόμενη. Η ανάλυση των υπόγειων νερών στο Tema Metropolitan, Upper Accra District της Γκάνα έδειξε ότι οι κύριοι τύποι υπόγειων αλάτων στα νερά είναι το Na-Cl και το Ca-Mg-SO₄ (Fianko et al., 2010). Επίσης συνολικά επτά τύποι αλάτων (Ca-HCO₃, Ca-Cl, Mg-HCO₃, Na-SO₄, Mg-Cl, Na-HCO₃ και Na-Cl) εντοπίστηκαν στο Λάγος, το οποίο είναι η πιο πυκνοκατοικημένη αστική περιοχή στη Νιγηρία. Αν και οι γεωλογικοί σχηματισμοί στο Λάγος αποτελούνται κυρίως από απλές προσχώσεις και παράκτιες πεδιάδες άμμους, οι υδροχημικές ιδιότητες των υπόγειων νερών παρουσίασαν σημαντική μεταβλητότητα.

Τα ευρήματα της μελέτης υπογραμμίζουν και αυτά την επίδραση της χρήσης της αστικής γης στην ποιότητα και την πολυπλοκότητα της υδροχημείας των υπόγειων νερών (Akoteyon et al., 2018).

5.2 Πηλικά κινδύνου HQ για την υγεία παιδιών και ενηλίκων στις περιοχές μελέτης, με βάση τις συγκεντρώσεις NO₃⁻ στο νερό, για τα έτη 2009, 2018 και 2022

Για να εκτιμηθεί ο κίνδυνος για την ανθρώπινη υγεία από έναν ρυπαντικό παράγοντα, είναι απαραίτητο να υπολογιστεί το επίπεδο έκθεσης του ανθρώπου σε αυτόν τον ρυπαντικό παράγοντα εντοπίζοντας την οδό έκθεσής του στο ανθρώπινο σώμα (Miri et al., 2017; Dehghani et al., 2018). Η κατάποση και η δερματική απορρόφηση είναι οι κοινές οδοί έκθεσης στο νερό (Keramati et al., 2018).

Σε αυτή τη μελέτη, ελήφθη υπόψη μόνο η οδός κατάποσης. Η έκθεση εκτιμήθηκε λαμβάνοντας υπόψη τη χρόνια ημερήσια πρόσληψη (CDI), η οποία ήταν ο ημερήσιος ρυθμός πρόσληψης νερού των συγκεντρώσεων των νιτρικών στο πόσιμο νερό. Τα CDI κατάποσης για τα νιτρικά υπολογίστηκε για παιδιά και ενήλικες σύμφωνα με την ακόλουθη εξίσωση (Hu et al., 2014; Khosravi et al., 2017; Baghani et al., 2018; Fakhri et al., 2018a; Rezaei et al., 2018):

$$CDI = (C * DI * EF * ED) / (BW * AT)$$

όπου

C είναι η συγκέντρωση νιτρικών ιόντων στο δείγμα νερού (mg/L)

DI είναι η ημερήσια πρόσληψη νερού (L/ημέρα)

EF είναι η συχνότητα έκθεσης (ημέρες/έτος)

ED είναι η διάρκεια έκθεσης (έτη)

BW είναι το σωματικό βάρος των ηλικιακών ομάδων που μελετήθηκαν (kg) και

AT είναι ο μέσος χρόνος (ημέρες)

Οι τιμές και οι μονάδες C, DI, EF, ED, BW και AT για παιδιά και ενήλικες που χρησιμοποιήθηκαν σε αυτή τη μελέτη συνοψίζονται στον παρακάτω πίνακα.

Πίνακας 11 Παράμετροι εισόδου που χρησιμοποιήθηκαν για την εκτίμηση του κινδύνου για την υγεία στην παρούσα μελέτη

<i>Είδος</i>	<i>Σύμβολο</i>	<i>Μονάδες</i>	<i>Παιδιά</i>	<i>Ενήλικες</i>
<i>Συγκέντρωση</i>	C	mg/L		
<i>Σωματικό Βάρος</i>	BW	Kg	25	70
<i>Ημερήσια Πρόσληψη Νερού</i>	DI	L/day	1,5	2
<i>Συχνότητα Έκθεσης</i>	EF	days/year	365	365
<i>Διάρκεια Έκθεσης</i>	ED	year	10	40
<i>Ημερήσια Πρόσληψη</i>	DI	L/d	1,5	2
<i>Μέσος Χρόνος</i>	AT	days	ED*365	ED*365

Πηγή (Qasemi et al., 2023)

Έπειτα, για τη συνολική ανάλυση επικινδυνότητας και για να εκτιμηθεί η ευρύτερη υποβάθμιση του περιβάλλοντος, οφείλουμε να γνωρίζουμε και την απειλή που διατρέχει η δημόσια υγεία από τη ρύπανση. Τα πηλικά κινδύνου (HQ) χρησιμοποιήθηκαν για να αξιολογηθεί ο πιθανός χρόνιος μη καρκινογόνος κίνδυνος για την υγεία παιδιών αλλά και ενηλίκων, κάτι που σχετίζεται με τη διατροφική έκθεση σε νιτρικά άλατα. Το HQ ορίζεται ως ο λόγος της ποσότητας έκθεσης προς έναν

μολυσματικό παράγοντα σε σχέση με μια RfD ή προς το μέγεθος στο οποίο δεν αναμένονται επιβλαβείς επιπτώσεις (Fallahzadeh et al., 2018)

Η τιμή της HQ ενός μολυσματικού παράγοντα υπολογίστηκε με την ακόλουθη εξίσωση (Hazrati et al., 2016; Jafari κ.ά., 2018; Radfard et al., 2018):

$$HQ = CDI / RfD$$

όπου RfD είναι η από του στόματος δόση αναφοράς. Οι τιμές RfD για τα νιτρικά άλατα ορίζονται σε 1,6 mg / kg / ημέρα (Yousefi et al., 2019).

Εάν η τιμή του HQ ≥ 1 , θεωρήθηκε ως μη αποδεκτός κίνδυνος επιβλαβών μη καρκινογόνων επιπτώσεων στην υγεία και εάν το HQ βρέθηκε να είναι < 1 , τότε θεωρήθηκε εντός του αποδεκτού εύρους (Miri et al., 2018).

Για την εκτίμηση του κινδύνου για την υγεία, στην αρχή, υπολογίστηκε η τιμή της χρόνιας ημερήσιας πρόσληψης (CDI) για το νερό κάθε περιοχής.

- Σε αυτή τη μελέτη, το εύρος των τιμών CDI των νιτρικών για παιδιά και ενήλικες στις περιοχές μελέτης

2009

0,144–11,880 mg/kg/ημέρα (μέσος όρος 2,903 mg/kg/ημέρα) και 0,069–5,657 mg/kg/ημέρα (μέσος όρος 1,382 mg/kg/ημέρα), αντίστοιχα

2018

0,282–15,444 mg/kg/ημέρα (μέσος όρος 4,481 mg/kg/ημέρα) και 0,134–7,354 mg/kg/ημέρα (μέσος όρος 2,134 mg/kg/ημέρα), αντίστοιχα

2022

0,03–31,5 mg/kg/ημέρα (μέσος όρος 5,17 mg/kg/ημέρα) και 0,01–15 mg/kg/ημέρα (μέσος όρος 2,46 mg/kg/ημέρα), αντίστοιχα

- Το εύρος των πηλίκων κινδύνου HQ για παιδιά και ενήλικες στις περιοχές μελέτης ήταν:

2009

0,09–7,43 (μέσος όρος 1,81) και 0,04 –3,54 (μέσος όρος 0,86), αντίστοιχα.

2018

0,18-9,65 (μέσος όρος 2,80) και 0,08-4,60 (μέσος όρος 1,33), αντίστοιχα

2022

0,02-19,69 (μέσος όρος 3,23) και 0,01-9,38 (μέσος όρος 1,54), αντίστοιχα

Συνεχίζοντας, όπως φαίνεται και στους παρακάτω πίνακες, για το έτος 2009 το **74,4%** των περιοχών είχαν τιμές HQ πάνω από 1, υποδεικνύοντας για τα παιδιά την πιθανότητα μη καρκινογόνου κινδύνου από νιτρικά, μέσω της κατάποσης νερού. Σε ότι αφορά τους ενήλικες, οι τιμές των HQ ήταν σε ποσοστό **36%** μεγαλύτερες του 1.

Για το έτος 2018 οι τιμές HQ ήταν σε ποσοστό **81%** πάνω από 1, ενώ για τους ενήλικες το ποσοστό ήταν **57%**.

Τέλος, για το έτος 2022, το HQ για τα παιδιά ήταν σε ποσοστό **68,4%** πάνω από 1, ενώ οι αντίστοιχες τιμές για τους ενήλικες, ήταν μεγαλύτερες του 1 σε ποσοστό **50%**.

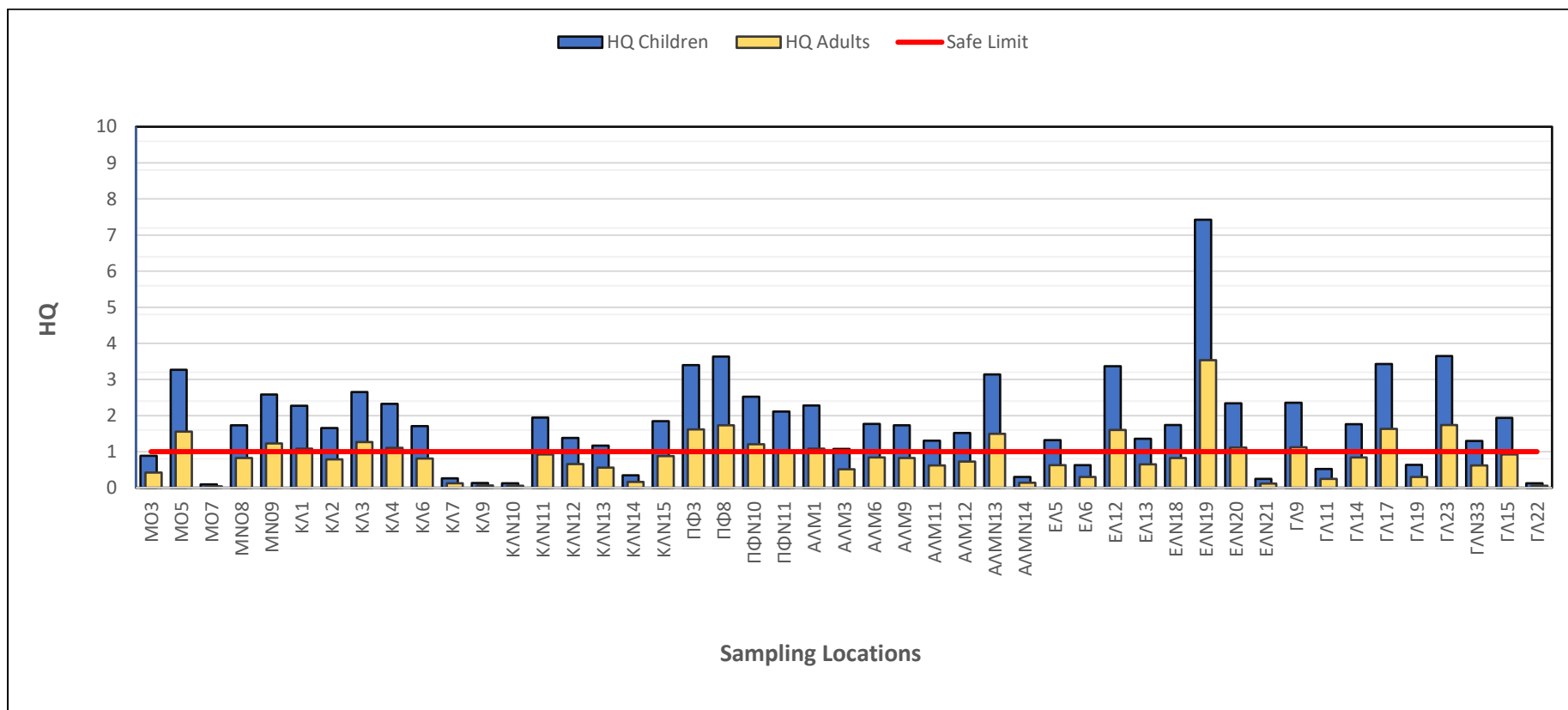
Πίνακας 12 Αποτελέσματα ηλικίων κινδύνου HQ, παιδιών και ενηλίκων για το έτος 2009

MIN ΤΙΜΗ

LOCATION	HQchildren	HQadults	SAFE LIMIT
MO3	0,89	0,42	1,00
MO5	3,27	1,56	1,00
MO7	0,09	0,04	1,00
MNO8	1,73	0,83	1,00
MNO9	2,58	1,23	1,00
ΚΛ1	2,27	1,08	1,00
ΚΛ2	1,65	0,79	1,00
ΚΛ3	2,66	1,26	1,00
ΚΛ4	2,32	1,11	1,00
ΚΛ6	1,71	0,81	1,00
ΚΛ7	0,26	0,12	1,00
ΚΛ9	0,13	0,06	1,00
ΚΛΝ10	0,12	0,06	1,00
ΚΛΝ11	1,95	0,93	1,00
ΚΛΝ12	1,38	0,66	1,00
ΚΛΝ13	1,17	0,56	1,00
ΚΛΝ14	0,35	0,16	1,00
ΚΛΝ15	1,84	0,88	1,00
ΠΦ3	3,40	1,62	1,00
ΠΦ8	3,63	1,73	1,00
ΠΦΝ10	2,52	1,20	1,00
ΠΦΝ11	2,11	1,01	1,00
ΑΛΜ1	2,28	1,08	1,00
ΑΛΜ3	1,07	0,51	1,00
ΑΛΜ6	1,77	0,84	1,00
ΑΛΜ9	1,73	0,83	1,00
ΑΛΜ11	1,30	0,62	1,00
ΑΛΜ12	1,52	0,72	1,00
ΑΛΜΝ13	3,14	1,49	1,00
ΑΛΜΝ14	0,30	0,14	1,00
ΕΛ5	1,32	0,63	1,00
ΕΛ6	0,63	0,30	1,00
ΕΛ12	3,37	1,60	1,00
ΕΛ13	1,36	0,65	1,00
ΕΛΝ18	1,74	0,83	1,00
ΕΛΝ19	7,43	3,54	1,00
ΕΛΝ20	2,34	1,11	1,00
ΕΛΝ21	0,25	0,12	1,00
ΓΛ9	2,36	1,12	1,00
ΓΛ11	0,52	0,25	1,00
ΓΛ14	1,76	0,84	1,00
ΓΛ17	3,43	1,63	1,00
ΓΛ19	0,63	0,30	1,00
ΓΛ23	3,65	1,74	1,00
ΓΛΝ33	1,29	0,62	1,00
ΓΛ15	1,94	0,92	1,00
ΓΛ22	0,12	0,06	1,00

MAX ΤΙΜΗ

* Με κόκκινο χρώμα γραμματοσειράς οι τιμές πάνω από το ασφαλές όριο

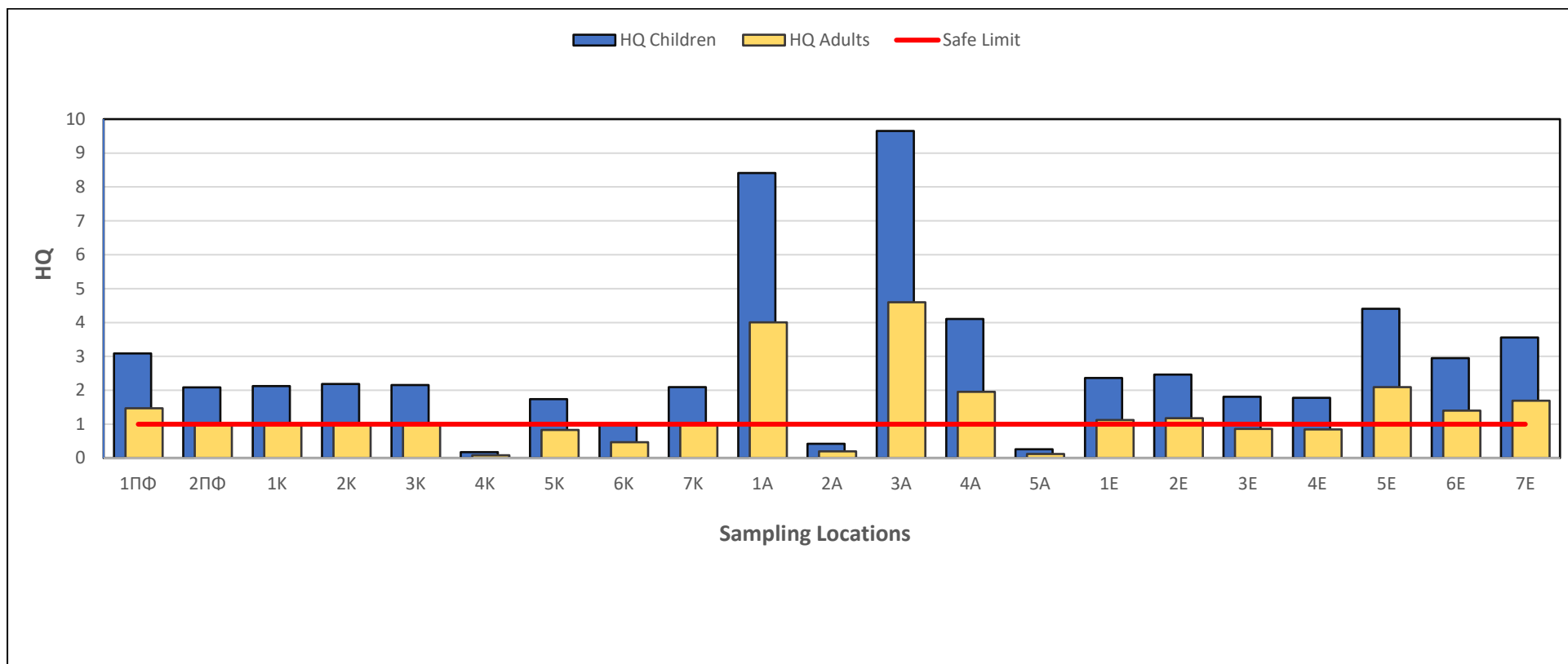


Διάγραμμα 3 Εκτίμηση κινδύνου για την υγεία παιδιών και ενηλίκων στις περιοχές μελέτης, με βάση συγκεντρώσεις NO₃⁻ στο νερό, για το έτος 2009

Πίνακας 13 Αποτελέσματα πηλίκων κινδύνου HQ, παιδιών και ενηλίκων για το έτος 2018

	LOCATION	HQchildren	HQadults	SAFE LIMIT
	1ΠΦ	3,09	1,47	1,00
	2ΠΦ	2,09	0,99	1,00
	1K	2,12	1,01	1,00
	2K	2,19	1,04	1,00
	3K	2,15	1,03	1,00
MIN ΤΙΜΗ	4K	0,18	0,08	1,00
	5K	1,74	0,83	1,00
	6K	0,99	0,47	1,00
	7K	2,10	1,00	1,00
	1A	8,41	4,00	1,00
	2A	0,42	0,20	1,00
MAX ΤΙΜΗ	3A	9,65	4,60	1,00
	4A	4,11	1,96	1,00
	5A	0,26	0,12	1,00
	1E	2,37	1,13	1,00
	2E	2,47	1,18	1,00
	3E	1,81	0,86	1,00
	4E	1,78	0,85	1,00
	5E	4,40	2,10	1,00
	6E	2,95	1,40	1,00
	7E	3,56	1,69	1,00

* Με κόκκινο χρώμα γραμματοσειράς οι τιμές πάνω από το ασφαλές όριο

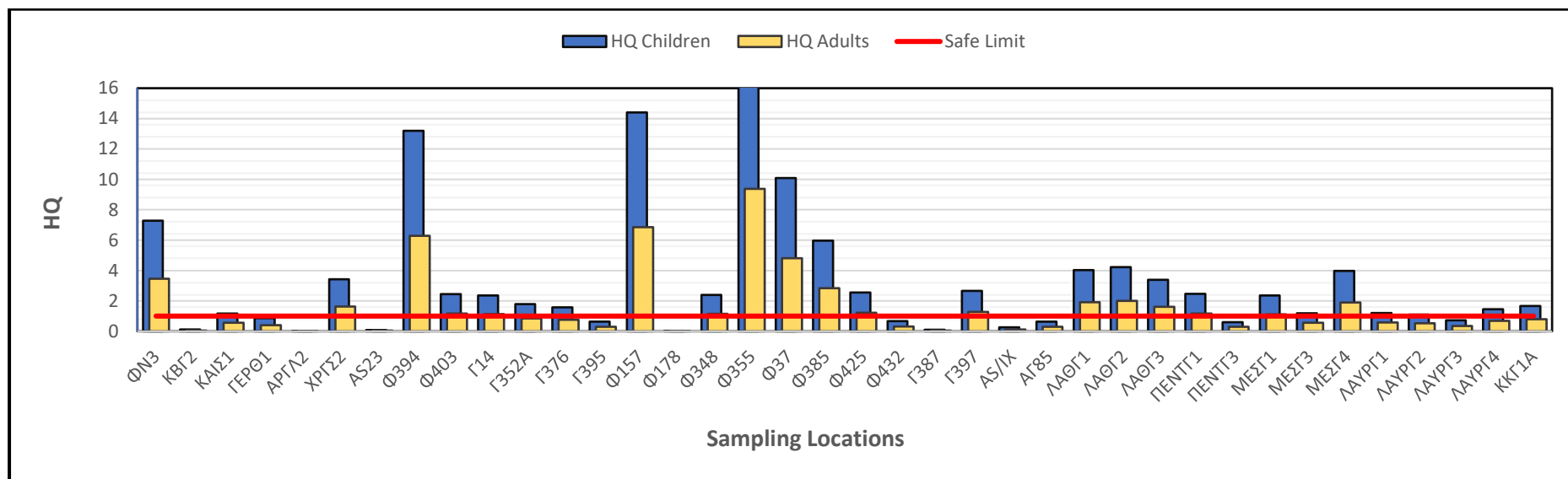


Διάγραμμα 4 Εκτίμηση κινδύνου για την υγεία παιδιών και ενηλίκων στις περιοχές μελέτης, με βάση συγκεντρώσεις NO_3^- στο νερό, για το έτος 2018

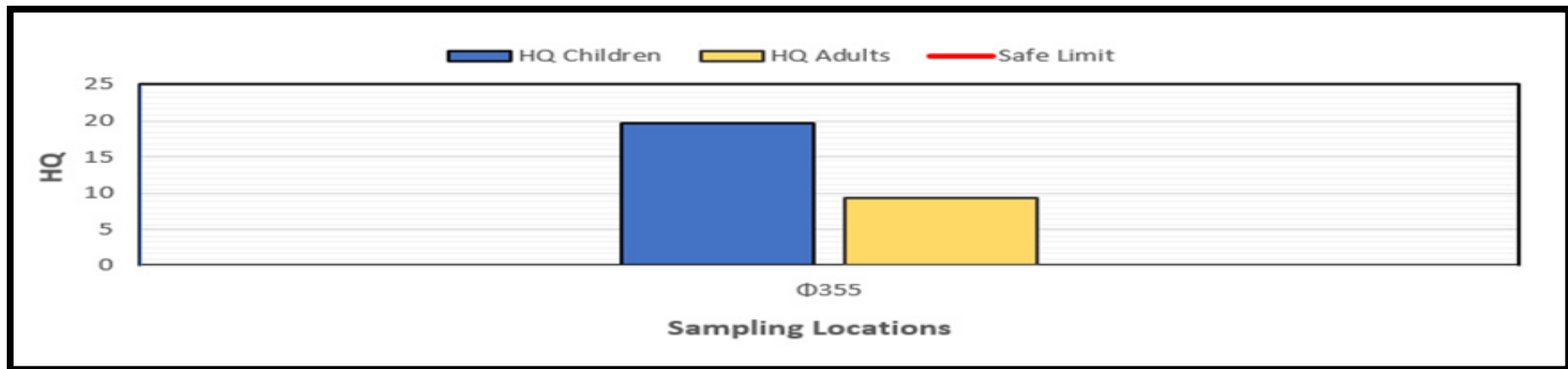
Πίνακας 14 Αποτελέσματα πηλίκων κινδύνου HQ, παιδιών και ενηλίκων για το έτος 2022

	LOCATION	HQchildren	HQadults	SAFE LIMIT
	ΦN3	7,28	3,46	1
	KBΓ2	0,12	0,06	1
	ΚΑΙΣ1	1,17	0,56	1
	ΓΕΡΘ1	0,86	0,41	1
MIN ΤΙΜΗ	ΑΡΓΛ2	0,02	0,01	1
	ΧΡΓΣ2	3,43	1,63	1
	ΑΣ23	0,09	0,04	1
	Φ394	13,20	6,29	1
	Φ403	2,44	1,16	1
	Γ14	2,36	1,13	1
	Γ352Α	1,79	0,85	1
	Γ376	1,58	0,75	1
	Γ395	0,63	0,30	1
	Φ157	14,40	6,86	1
	Φ178	0,03	0,01	1
	Φ348	2,40	1,14	1
MAX ΤΙΜΗ	Φ355	19,69	9,38	1
	Φ37	10,09	4,80	1
	Φ385	5,96	2,84	1
	Φ425	2,56	1,22	1
	Φ437	0,68	0,32	1
	Γ387	0,10	0,05	1
	Γ397	2,66	1,26	1
	ΑΣ/ΙΧ	0,26	0,13	1
	ΑΓ85	0,64	0,30	1
	ΛΑΘΓ1	4,03	1,92	1
	ΛΑΘΓ2	4,22	2,01	1
	ΛΑΘΓ3	3,39	1,62	1
	ΠΕΝΤΓ1	2,46	1,17	1
	ΠΕΝΤΓ3	0,60	0,29	1
	ΜΕΣΓ1	2,36	1,12	1
	ΜΕΣΓ3	1,19	0,56	1
	ΜΕΣΓ4	3,97	1,89	1
	ΛΑΥΡΓ1	1,20	0,57	1
	ΛΑΥΡΓ2	1,09	0,52	1
	ΛΑΥΡΓ3	0,72	0,34	1
	ΛΑΥΡΓ4	1,46	0,69	1
	ΚΚΓ1Α	1,67	0,79	1

* Με κόκκινο χρώμα γραμματοσειράς οι τιμές πάνω από το ασφαλές όριο



Διάγραμμα 6 Εκτίμηση κινδύνου για την υγεία παιδιών και ενηλίκων στις περιοχές μελέτης, με βάση συγκεντρώσεις NO_3^- στο νερό, για το έτος 2022



Διάγραμμα 7 Εκτίμηση κινδύνου για την υγεία παιδιών και ενηλίκων στις περιοχές μελέτης, με βάση συγκεντρώσεις NO_3^- στο νερό, για το έτος 2022 (Δείγμα Φ355)

Για τις μετρούμενες παραμέτρους, και για τα τρία έτη, οι τιμές CDI και επομένως HQ που παρατηρήθηκαν για παιδιά, ήταν υψηλότερες από τις αντίστοιχες των ενηλίκων. Αυτό θα μπορούσε να αποδοθεί στο χαμηλό σωματικό τους βάρος (Huang et al., 2017; Abeer et al., 2020; Gholami et al., 2021).

Στη παρούσα μελέτη το εύρος των τιμών CDI για παιδιά και ενήλικες στις περιοχές μελέτης για το έτος 2009, ήταν 0,144–11,880 mg/kg/ημέρα (μέσος όρος 2,903 mg/kg/ημέρα) και 0,069–5,657 mg/kg/ημέρα (μέσος όρος 1,382 mg/kg/ημέρα), αντίστοιχα. Οι τιμές εύρεσης για το έτος 2018, κυμαίνονταν στα παιδιά από 0,282–15,444 mg/kg/ημέρα (μέσος όρος 4,481 mg/kg/ημέρα) ενώ στους ενήλικες από 0,134–7,354 mg/kg/ημέρα (μέσος όρος 2,134 mg/kg/ημέρα) και για το έτος 2022 οι τιμές CDI στα παιδιά ήταν από 0,03–31,5 mg/kg/ημέρα (μέσος όρος 5,17 mg/kg/ημέρα) ενώ στους ενήλικες κυμαίνονταν στα 0,01–15 mg/kg/ημέρα (μέσος όρος 2,46 mg/kg/ημέρα).

Για τα πηλικά κινδύνου, το έτος 2009 το εύρος των τιμών HQ για παιδιά και ενήλικες στις περιοχές μελέτης ήταν 0,09–7,43 (μέσος όρος 1,81) και 0,04–3,54 (μέσος όρος **0,86**), αντίστοιχα. Οι ζητούμενες τιμές HQ για το έτος 2018, στα παιδιά ήταν 0,18–9,65 (μέσος όρος 2,8) και στους ενήλικες 0,08–4,6 (μέσος όρος **1,33**) ενώ για το 2002 για παιδιά οι τιμές κινούνταν από 0,02–19,69 (μέσος όρος 3,23) και για ενήλικες από 0,01–9,38 (μέσος όρος **1,54**).

Αυτό το αποτέλεσμα είναι παρόμοιο με προηγούμενες μελέτες σε άλλες περιοχές (Rezaei et al., 2019; Hu et al., 2021; Qasemi et al., 2023)

Σύμφωνα με τους Yu et al. (2020), η αυξημένη επικράτηση των νιτρικών στα υπόγεια νερά στις αγροτικές περιοχές του Yantai είναι αποτέλεσμα ενός συνδυασμού μεταβλητών, συμπεριλαμβανομένης της χρήσης χημικών λιπασμάτων και γεωλογικών παραγόντων. Σύμφωνα με τις τιμές του Δείκτη Κινδύνου (HI) που δημιουργήθηκαν, αποδείχθηκε ότι το εξήντα τοις εκατό των δειγμάτων ενδέχεται να έχουν δυσμενείς επιπτώσεις στα παιδιά. Σύμφωνα με τους Chen et al. (2017), το ποσοστό των δειγμάτων που είχαν επιζήμια αποτελέσματα ήταν σχετικά χαμηλότερο για τους άνδρες (22%) και τις ενήλικες γυναίκες (28%).

Μια ξεχωριστή ανάλυση πραγματοποιήθηκε από τους Adimallaa και Qian το έτος 2020 και τα αποτελέσματα αυτής της έρευνας αποκάλυψαν ότι τα παιδιά στην Telangana ήταν πιο ευάλωτα από τους ενήλικες στους πιθανούς κινδύνους για την

υγεία που σχετίζονται με το φθόριο στα δείγματα νερού. Παρόμοια ευρήματα προέκυψαν και από διάφορες μελέτες (Yousefi et al., 2018; Er et al., 2019; Qasemi et al., 2019; Al-Amshawee and Yunus, 2021).

Τα ευρήματα των προηγούμενων ερευνών συμφωνούν με τα ευρήματα της τρέχουσας μελέτης, η οποία δείχνει ότι η συνέπειες τόσο σε παιδιά όσο και σε ενήλικες μπορεί να είναι σημαντικές. Σε σύγκριση με τους ενήλικες, τα παιδιά είναι πιο επιρρεπή στους κινδύνους για την υγεία που υπάρχουν, επομένως απαιτούν πρόσθετη φροντίδα και προσοχή.

5.3 Water Quality Index

Η ποιότητα του νερού αλλάζει μέσω των φυσικών, χημικών και βιολογικών διεργασιών ανθρωπογενών δραστηριοτήτων, οι οποίες πολλές φορές είναι ικανές να υποβαθμίσουν την ποιότητα του νερού.

Η αλόγιστη χρήση των υπόγειων υδάτινων πόρων έχει προκαλέσει πολλά προβλήματα στο περιβάλλον, συμπεριλαμβανομένης της μείωσης του υδροφόρου ορίζοντα, της θαλάσσιας διείσδυσης και της καθίζησης του εδάφους (Gharibi et al., 2017; Janardhana και Khairy, 2019. Tong et al., 2021)

Το WQI εφαρμόζεται ευρέως ως ένα εργαλείο που βοηθάει τον χαρακτηρισμό της ποιότητας των υπόγειων και επιφανειακών νερών (Damo and Icka, 2013; Tyagi et al., 2013; Bora and Goswami, 2017; Şener et al., 2017). Αυτή η μέθοδος συνδυάζει ένα μεγάλο σύνολο χημικών παραμέτρων σε μία μόνο τιμή, η οποία μπορεί να χρησιμοποιηθεί περαιτέρω για τον υπολογισμό της κατάστασης ποιότητας του νερού σε μια περιοχή (RadFard et al., 2019). Ως εκ τούτου, το WQI χρησιμοποιείται από υπεύθυνους διαχείρισης λήψης αποφάσεων ως εργαλείο για την αναφορά των δεδομένων των μετρήσεων ποιότητας του νερού.

Έως σήμερα, δεν έχει ακόμη διενεργηθεί συνολική αξιολόγηση της δυνητικής ρύπανσης των υδάτων μέσω εύρεσης δεικτών ποιότητας νερού WQI, σε συνδυασμό με την αξιολόγηση του δυνητικού κινδύνου που διατρέχει ο άνθρωπος από την πόση των υπόγειων νερών των περιοχών μελέτης, βάση αποτελεσμάτων πηλίκων κινδύνου HQ.

Έτσι, οι στόχοι αυτής της μελέτης ήταν:

- (i) να αξιολογηθεί η ποιότητα του νερού χρησιμοποιώντας WQI και
- (ii) να εκτιμηθεί ο μη καρκινογόνος κίνδυνος έκθεσης σε νιτρικά από το πόσιμο νερό για τον πληθυσμό των περιοχών μελέτης σε βάθος 15ετίας

Σε αυτή τη μελέτη, έντεκα παράμετροι για το 2009 και 2018 (κάλιο, όξινα ανθρακικά, χλώριο, θεικό, νιτρικά ιόντα, ασβέστιο, μαγνήσιο, νάτριο, pH, αλατότητα και ηλεκτρική αγωγιμότητα) και 10 παράμετροι για το 2022 (κάλιο, όξινα ανθρακικά, χλώριο, θεικό, νιτρικά ιόντα, ασβέστιο, μαγνήσιο, νάτριο, pH και ολική σκληρότητα) έχουν ληφθεί υπόψη για τη μέτρηση του δείκτη ποιότητας του νερού. Το WQI έχει υπολογιστεί χρησιμοποιώντας τις κατευθυντήριες γραμμές ποιότητας πόσιμου νερού που συνιστώνται από τον ΠΟΥ (έτη έκδοσης 2004, 2008, 2011 και 2017). Στην τρέχουσα έρευνα, το WQI έχει υπολογιστεί σε 4 βήματα.

-Πρώτο βήμα

Αντιστοίχιση βάρους (w_i) στις επιλεγμένες παραμέτρους νερού (π.χ. pH, TDS, Cl, HCO₃, Cl, SO₄, NO₃, K,) σύμφωνα με τη σχετική βαρύτητά τους στη συνολική ποιότητα του νερού για πόσιμο νερό (το βάρος μπορεί να είναι από 1 έως 5).

-Δεύτερο βήμα

Υπολογισμός σχετικού βάρους (W_i) της χημικής παραμέτρου χρησιμοποιώντας την ακόλουθη εξίσωση:

$$W_i = \frac{w_i}{\sum w_i} \quad (i = 1 \text{ to } n)$$

όπου W_i είναι το σχετικό βάρος, w_i είναι το βάρος κάθε παραμέτρου και n είναι ο αριθμός των παραμέτρων

-Τρίτο βήμα

Εκχώρηση μιας κλίμακας αξιολόγησης ποιότητας (q_i) για κάθε παράμετρο, όπως παρακάτω:

$$q_i = (C_i / S_i) \times 100$$

όπου

q_i είναι η βαθμολογία ποιότητας,

C_i είναι η συγκέντρωση κάθε χημικής παραμέτρου σε κάθε δείγμα νερού σε mg/L και

S_i είναι το επιθυμητό όριο όπως δίνεται στο πρότυπο ινδικού πόσιμου νερού (BIS 2004).

-Τέταρτο βήμα

Για τον υπολογισμό του WQI, ο υποδείκτης (SI) προσδιορίζεται πρώτα για κάθε χημική παράμετρο, όπως δίνεται παρακάτω:

$$SI_i = W_i \times q_i$$

$$WQI = \sum SI_i / n$$

Όπου

SI_i είναι ο υποδείκτης της παραμέτρου του

W_i είναι το σχετικό βάρος της παραμέτρου του και

q_i είναι η βαθμολογία με βάση τη συγκέντρωση της παραμέτρου του και

n είναι ο αριθμός των χημικών παραμέτρων.

5.4 Αξιολόγηση της ποιότητας του νερού με χρήση WQI

Το WQI βοηθά στη λήψη αποφάσεων σχετικά με την κατάσταση της ποιότητας του νερού για μια ταχεία εκτίμηση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων (Sun et al., 2016). Σε αυτό το έργο, η ποιότητα του νερού στις περιοχές της Αττικής αξιολογήθηκε για πόσιμους σκοπούς. Για να εκτιμηθεί και να χαρακτηριστεί η ποιότητα νερού στις υπό μελέτη περιοχές, εφαρμόστηκε η μεθοδολογία WQI και συγκεκριμένα η μέθοδος Bureau Indian Standards (BIS). Οι συγκεντρώσεις των παραμέτρων EC, TDS, Ca, Na, Mg, HCO₃, SO₄, K, NO₃⁻, pH, Cl αποτέλεσαν κριτήρια για τον υπολογισμό του WQI για κάθε περιοχή. Τα αποτελέσματα που ανήκουν και στις 47 τοποθεσίες δειγματοληψίας για το 2009, στις 21 τοποθεσίες για το 2018 και στις 38 τοποθεσίες για το 2022, χρησιμοποιήθηκαν για την αξιολόγηση της ποιότητας νερού. Επίσης, οι κατευθυντήριες γραμμές του ΠΟΥ (όρια) χρησιμοποιήθηκαν για υπολογισμούς.

Για τον υπολογισμό των τιμών WQI σε κάθε θέση δειγματοληψίας, προσδιορίστηκε ένα βάρος για κάθε παράμετρο ποιότητας νερού λαμβάνοντας υπόψη τη σχετική σημασία της στη συνολική ποιότητα του πόσιμου νερού (Πίνακας 15). Το μέγιστο βάρος αποδόθηκε σε μια παράμετρο, η οποία έχει τη σημαντικότερη επίδραση στην ποιότητα του πόσιμου νερού, στην μέθοδο που χρησιμοποιήσαμε (Bureau of Indian Standards).

Πίνακας 15 Κατευθυντήριες οδηγίες για το πόσιμο νερό, βάρη και σχετικά βάρη παραμέτρων

Parameter	WHO Guidelines	wi	Wi
K	10	2	0,046
HCO₃	244	1	0,0714
Cl	250	3	0,0714
SO₄	200	5	0,0952
NO₃	50	5	0,119
Ca	75	2	0,0476
Mg	30	2	0,0476
Na	200	4	0,093
pH	6,5-8,5 (8,5)	4	0,0952
TDS	500-2000 (500)	4	0,0952
EC	500-1000 (500)	3	0,069

* Οι μονάδες της EC είναι σε $\mu\text{S}/\text{cm}$, ενώ όλες οι υπόλοιπες παράμετροι πέραν του pH, είναι σε mg/L

** Τα βάρη και τα σχετικά βάρη λήφθηκαν από προηγούμενες μελέτες (Batabyal et al., 2015)

Οι υπολογισμένες τιμές WQI για το 2009 ήταν μεταξύ 29,4 και 227,4 (μέσος όρος 113,2) στην τρέχουσα έρευνα όπως φαίνεται στον παρακάτω πίνακα. Η υψηλότερη τιμή WQI για το 2009 (χειρότερη κατάσταση) καταγράφηκε στη Πλατεία Σμύρνης (ΕΛ13) στο Ελληνικό (227,4).

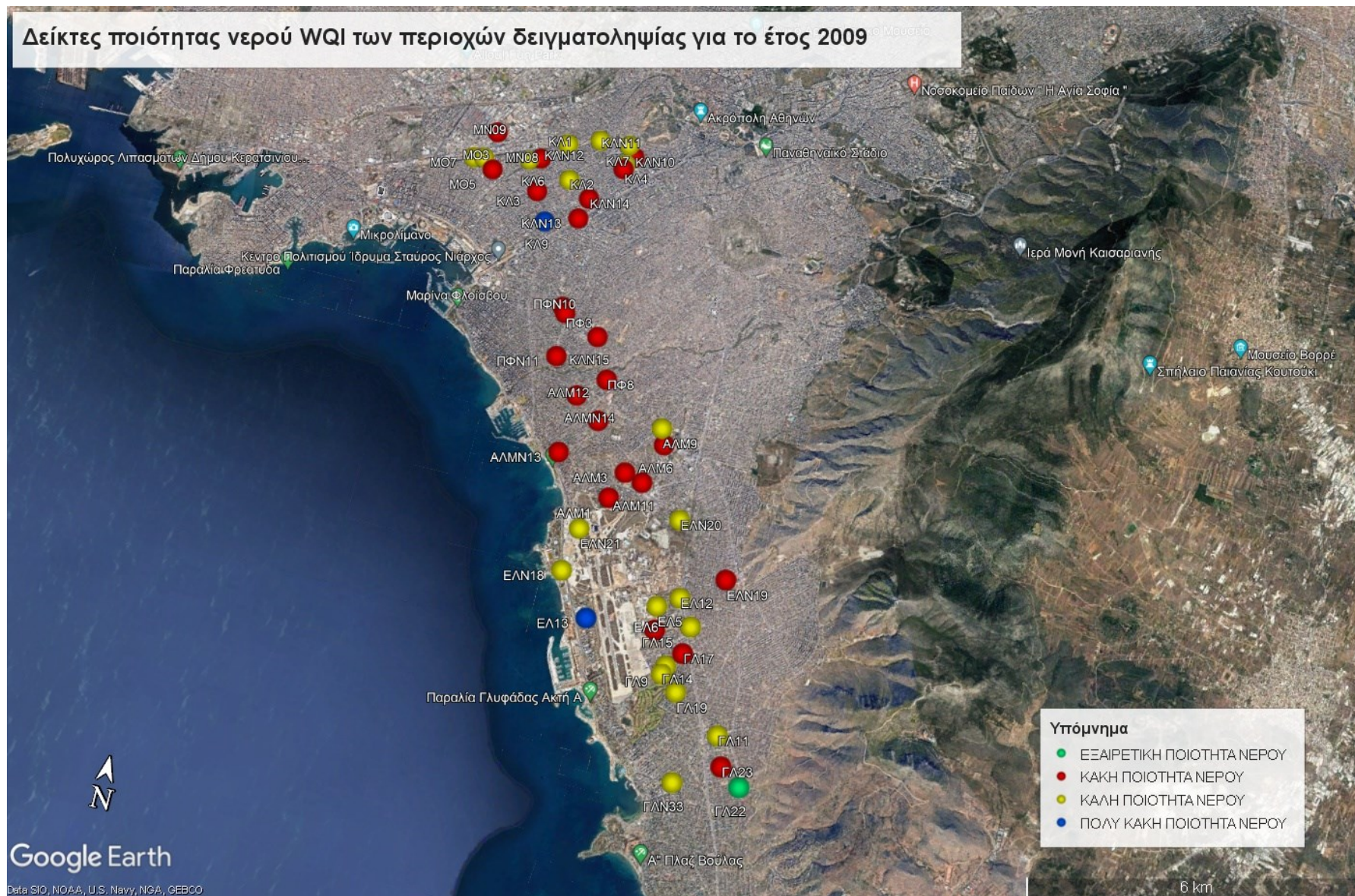
Πίνακας 16 Δείκτες ποιότητας νερού WQI των περιοχών δειγματοληψίας για το έτος 2009

LOCATION	WQI
ΜΟ3	91,4
ΜΟ5	145,5
ΜΟ7	84,7
ΜΝΟ8	83,3
ΜΝΟ9	167,0
ΚΛ1	98,4
ΚΛ2	79,7
ΚΛ3	101,7
ΚΛ4	112,0
ΚΛ6	123,4
ΚΛ7	89,4
ΚΛ9	204,3
ΚΛΝ10	197,7
ΚΛΝ11	88,4
ΚΛΝ12	80,5
ΚΛΝ13	139,2
ΚΛΝ14	112,3
ΚΛΝ15	126,3
ΠΦ3	131,9
ΠΦ8	150,7
ΠΦΝ10	120,1
ΠΦΝ11	152,0
ΑΛΜ1	160,4

LOCATION	WQI
ΑΛΜ3	107,9
ΑΛΜ6	159,9
ΑΛΜ9	85,2
ΑΛΜ11	112,2
ΑΛΜ12	144,0
ΑΛΜΝ13	110,6
ΑΛΜΝ14	110,8
ΕΛ5	86,2
ΕΛ6	104,4
ΕΛ12	89,2
ΕΛ13	227,4
ΕΛΝ18	76,7
ΕΛΝ19	143,4
ΕΛΝ20	68,1
ΕΛΝ21	91,8
ΓΛ9	97,1
ΓΛ11	78,8
ΓΛ14	94,9
ΓΛ17	103,7
ΓΛ19	51,3
ΓΛ23	110,5
ΓΛΝ33	69,8
ΓΛ15	94,4
ΓΛ22	29,4

Πίνακας Κατηγοριοποίηση δεικτών ποιότητας νερού

WQI RANGE	WATER TYPE
<50	EXCELLENT
50-100	GOOD
100-200	POOR
200-300	VERY POOR
<300	UNSUITABLE FOR DRINKING



Εικόνα 12 Δείκτες ποιότητας νερού WQI των περιοχών δειγματοληψίας για το έτος 2009

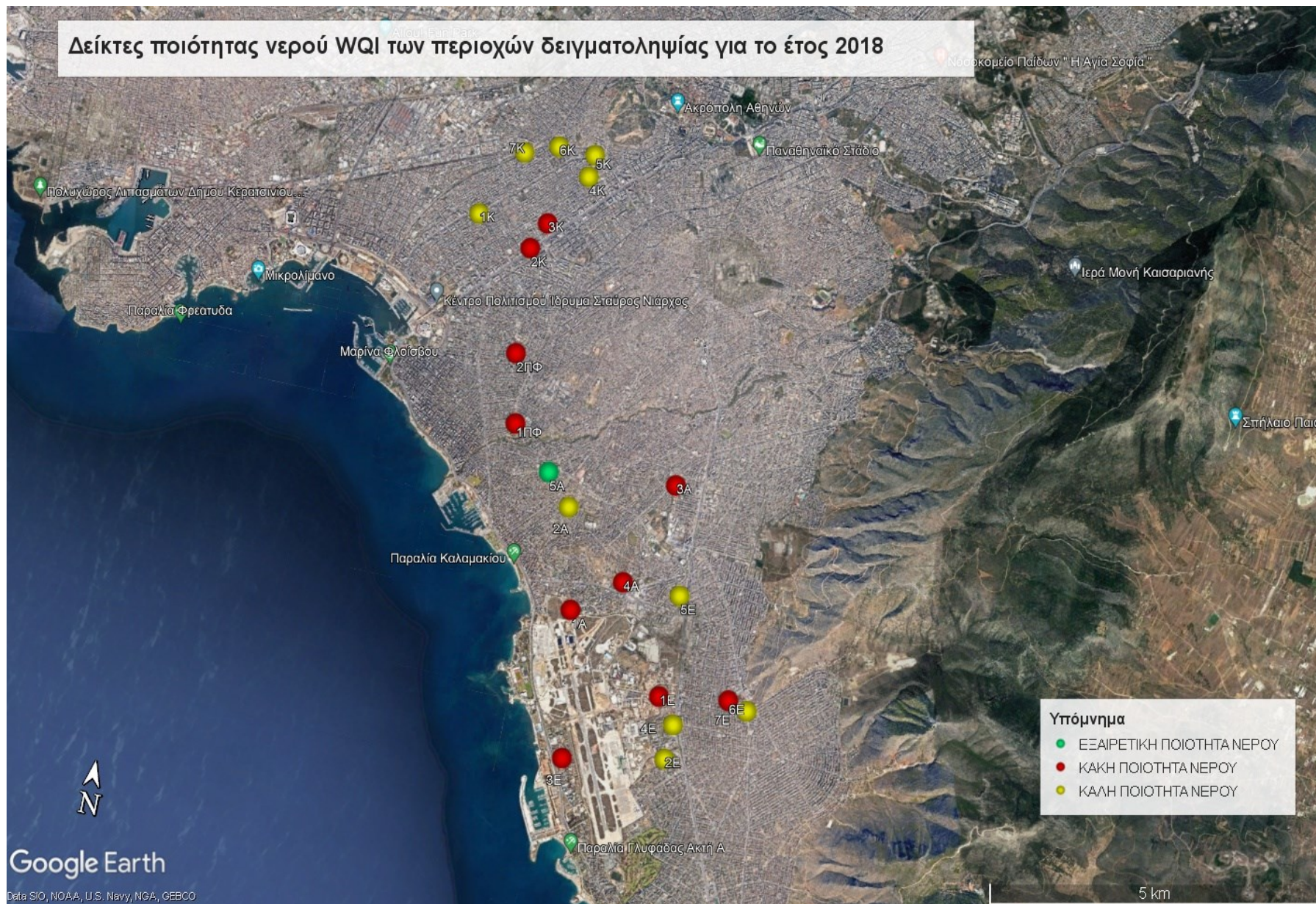
Σε ότι αφορά το έτος 2018, οι τιμές WQI κυμαίνονταν από 29 έως 181,7 (μέσος όρος 103,6), με την υψηλότερη τιμή να καταγράφεται στην οδό Γερούλανου (1Α) στον Άλιμο (181,7)

Πίνακας 14 Δείκτες ποιότητας νερού WQI των περιοχών δειγματοληψίας για το έτος 2018

LOCATION	WQI
1ΠΦ	148,0
2ΠΦ	101,5
1K	88,0
2K	106,7
3K	105,7
4K	76,7
5K	77,6
6K	75,3
7K	93,9
1A	181,7
2A	92,8
3A	147,5
4A	120,3
5A	29,0
1E	103,0
2E	84,6
3E	177,4
4E	71,7
5E	99,5
6E	102,1
7E	90,2

Πίνακας Κατηγοριοποίηση δεικτών ποιότητας νερού

WQI RANGE	WATER TYPE
<50	EXCELLENT
50-100	GOOD
100-200	POOR
200-300	VERY POOR



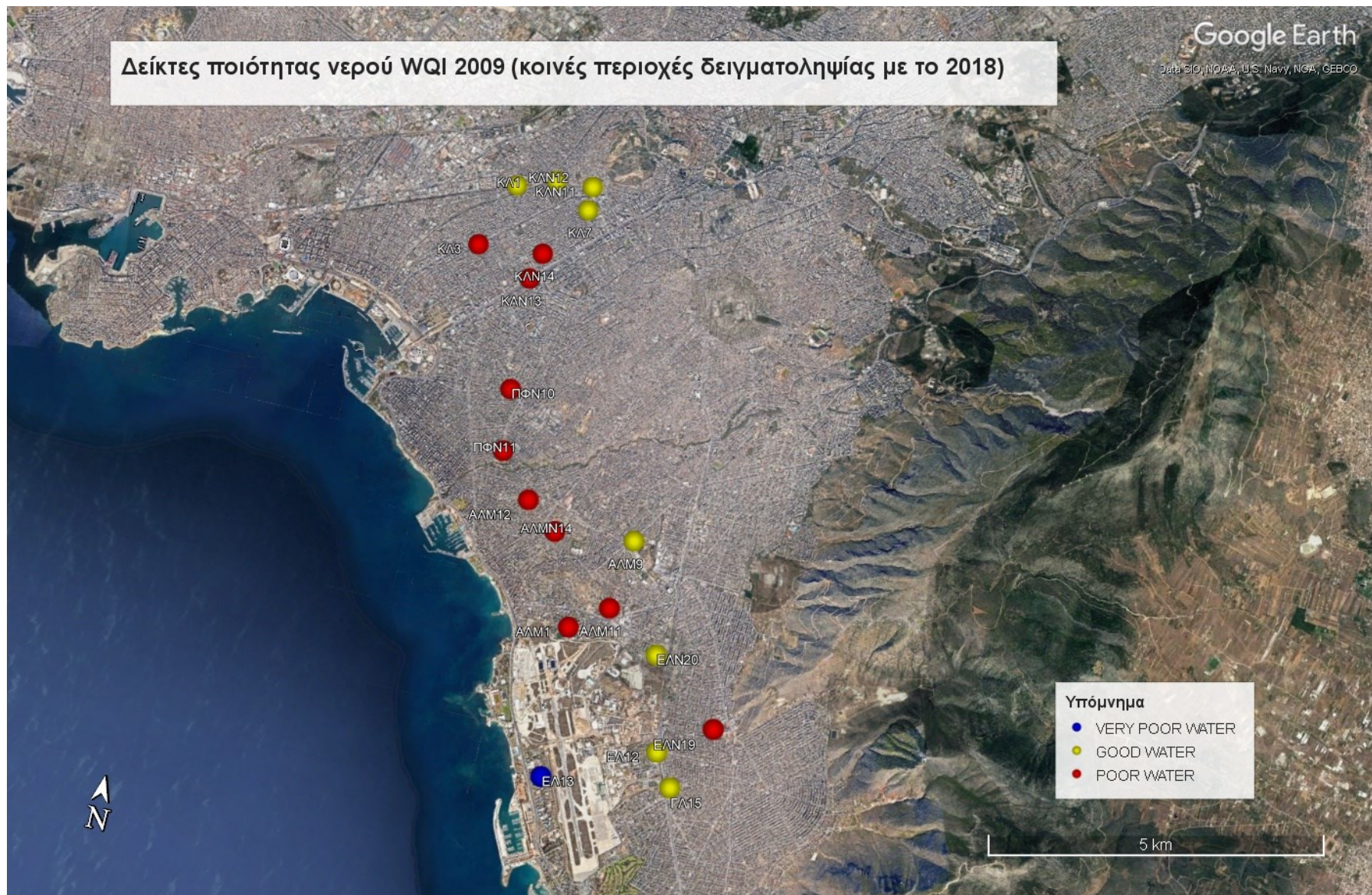
Εικόνα 13 Δείκτες ποιότητας νερού WQI των περιοχών δειγματοληψίας για το έτος 2018

Πίνακας 18 Δείκτες ποιότητας νερού WQI των κοινών περιοχών δειγματοληψίας για τα έτη 2009 και 2018

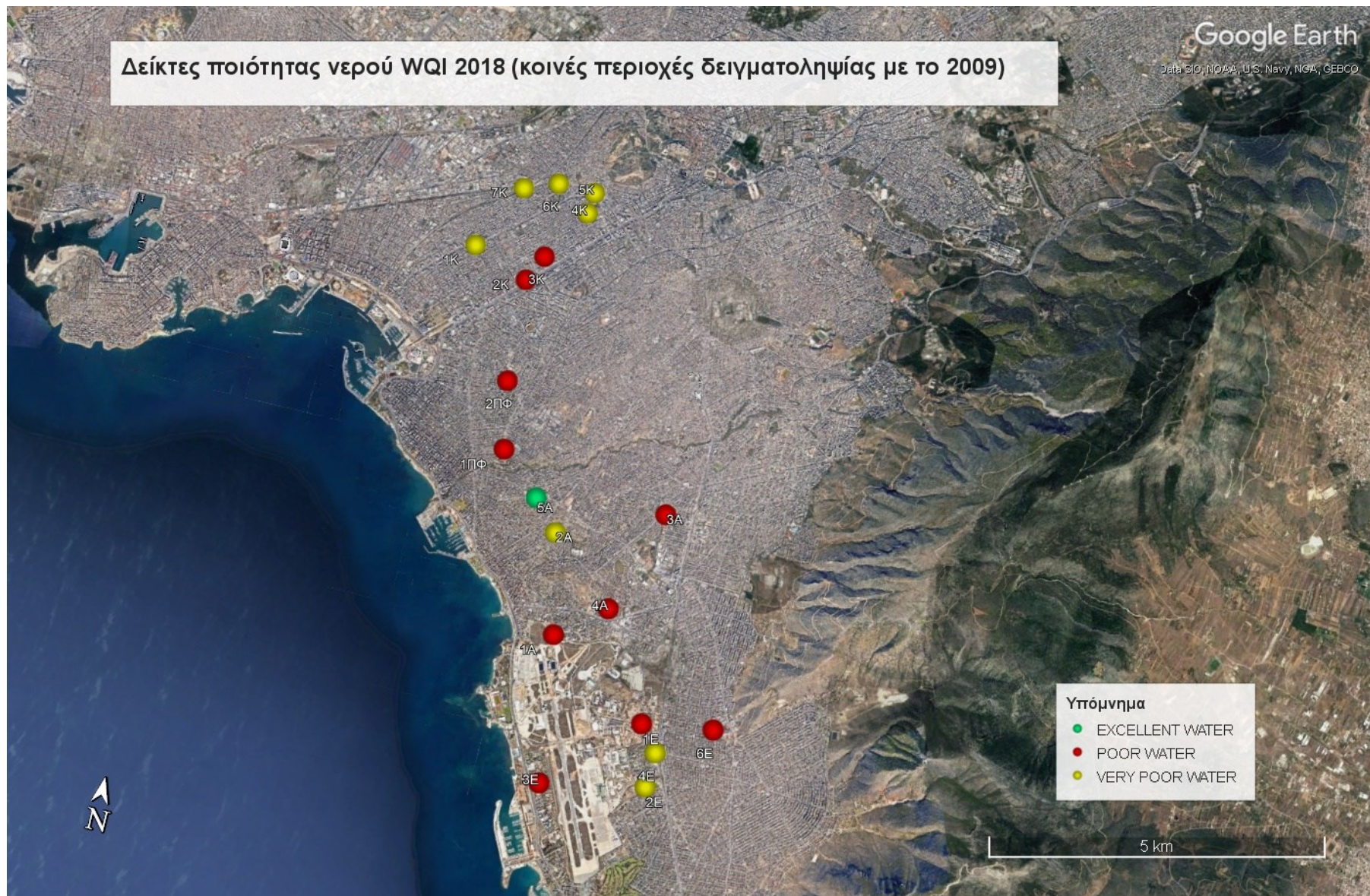
LOCATION	2009	2018	LOCATION
ΚΛ1	98,4	93,9	7Κ
ΚΛ3	101,7	88,0	1Κ
ΚΛ7	89,4	76,7	4Κ
ΚΛΝ11	88,4	77,6	5Κ
ΚΛΝ12	80,5	75,3	6Κ
ΚΛΝ13	139,2	106,7	2Κ
ΚΛΝ14	112,3	105,7	3Κ
ΠΦΝ10	120,1	101,5	2ΠΦ
ΠΦΝ11	152,0	148,0	1ΠΦ
ΑΛΜ1	160,4	181,7	1Α
ΑΛΜ9	85,2	147,5	3Α
ΑΛΜ11	112,2	120,3	4Α
ΑΛΜ12	144,0	29,0	5Α
ΑΛΜΝ14	110,8	92,8	2Α
ΕΛ12	89,2	71,7	4Ε
ΕΛ13	227,4	177,7	3Ε
ΕΛΝ19	143,4	102,1	6Ε
ΕΛΝ20	68,1	103,0	1Ε
ΓΛ15	94,4	84,6	2Ε

Πίνακας Κατηγοριοποίηση δεικτών ποιότητας νερού

WQI RANGE	WATER TYPE
<50	EXCELLENT
50-100	GOOD
100-200	POOR
200-300	VERY POOR
<300	UNSUITABLE FOR DRINKING



Εικόνα 14 Δείκτες ποιότητας νερού WQI 2009 (κοινές περιοχές δειγματοληψίας με το 2018)

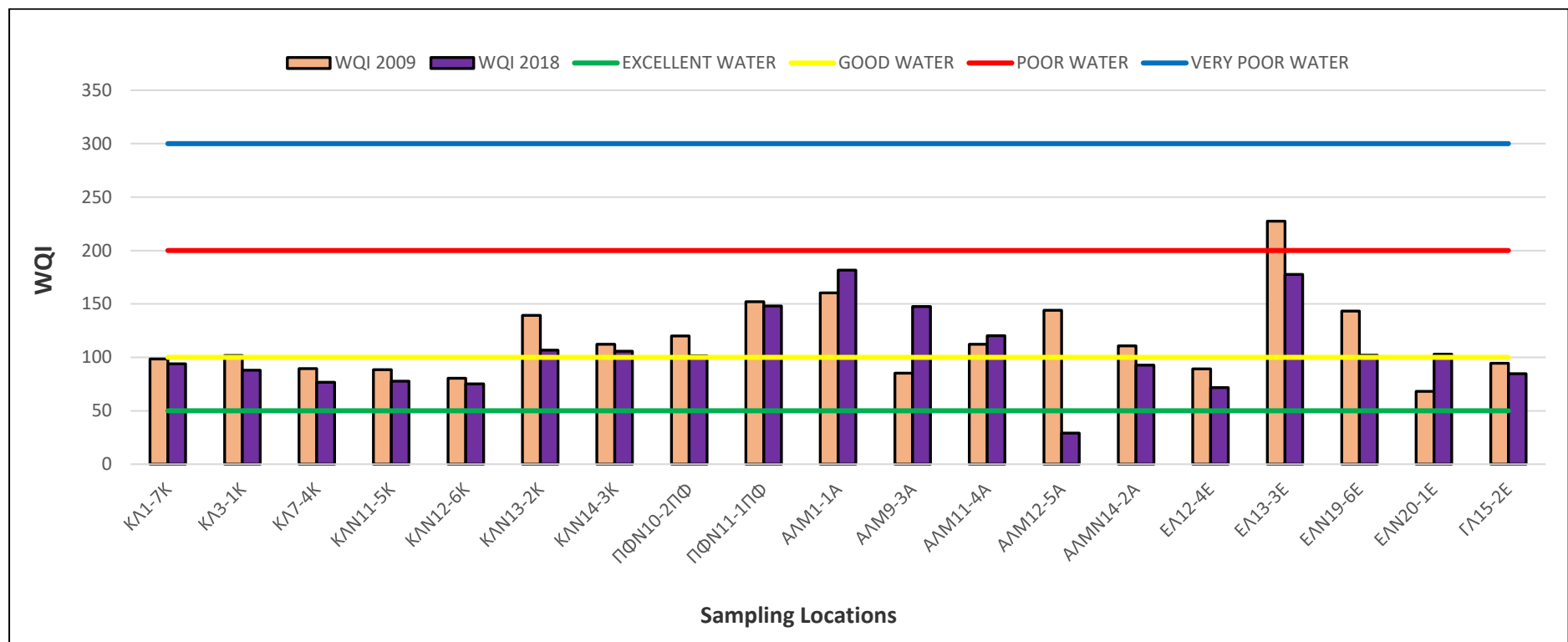


Εικόνα 15 Δείκτες ποιότητας νερού WQI 2018 (κοινές περιοχές δειγματοληψίας με το 2009)

Αξιοσημείωτη μείωση του δείκτη WQI, συνεπώς αύξηση ποιότητας νερού, παρατηρήθηκε στις δειγματοληψίες ΑΛΜ12-5Α, στην οδό Ρήγα Φεραίου στον Άλιμο, με τον δείκτη WQI στο 144 και κακής ποιότητας νερό το 2009, να μειώνεται στο 29 που αποτελεί νερό εξαιρετικής ποιότητας. Άλλη μια σημαντική μείωση του δείκτη WQI αποτελούν οι μετρήσεις που αφορούν τις δειγματοληψίες ΕΛ13-3Ε στην Πλατεία Σμύρνης στο Ελληνικό, που από πολύ κακής ποιότητας νερό το 2009, μετατράπηκε μέχρι το 2018 σε κακής ποιότητας νερό. Προσπαθώντας να αιτιολογήσουμε αυτή τη βελτίωση θα πρέπει να γνωρίζουμε τα αντιπλημμυρικά έργα αλλά και γενικότερα τα έργα που πραγματοποιήθηκαν στην περιοχή. Η «ανακούφιση» του εδάφους από τη μη χρήση του παλαιού αεροδρομίου μπορεί ίσως να δώσει κάποια εξήγηση

Ωστόσο, υποβάθμιση ποιότητας νερού παρουσίασαν οι μετρήσεις 3Α στην Πλατεία Καραϊσκάκη στον δήμο Αλίμου και 1Ε στην οδό Μυστρά του δήμου Ελληνικού, που από νερά καλής ποιότητας το 2009, το 2018 χαρακτηρίζονται ως κακής ποιότητας νερά. Πιθανή αιτιολόγηση θα μπορούσε να είναι αστοχίες που έγιναν κατά την πραγματοποίηση των έργων για την τροφοδότηση των σπιτιών με φυσικό αέριο. Επίσης πιθανά έργα και επέκταση στη Μαρίνα του Αγίου Κοσμά θα μπορούσαν να συνδράμουν στην επιδείνωση της ποιότητας του νερού

Τέλος, από τις 20 κοινές περιοχές δειγματοληψιών (έτη 2009 και 2018), παρατηρήθηκε το 2018 μείωση της ελάχιστης, μέγιστης και μέσης τιμής σε ποσοστό **57,4%**, **20,1%** και **8,6%** αντίστοιχα, σε σύγκριση με τις τιμές του 2009.



Διάγραμμα 8 Τιμές WQI των δειγμάτων υπόγειων νερών της περιοχής μελέτης για τα έτη 2009 και 2018

Οι πολύ αυξημένες τιμές WQI στις θέσεις ΕΛ13-3Ε οφείλονται σε μεγάλο βαθμό στην αυξημένη συγκέντρωση χλωριόντων. Τα ιόντα χλωρίου είναι η κυρίαρχη μορφή ρύπων που υπάρχουν στους παράκτιους υδροφόρους ορίζοντες μετά από θαλάσσια διείσδυση. Τα αυξημένα επίπεδα μπορούν να συσχετιστούν με την εναπόθεση οικιακών και βιομηχανικών απορριμμάτων σε χώρους διάθεσης απορριμμάτων, καθώς και με την παρουσία παγιδευμένων ορυκτών που συνήθως παρατηρούνται σε σχηματισμούς αργίλου που προέρχονται από αρχαία υπόγεια νερά.

Το χλώριο είναι ζωτικής σημασίας για την αξιολόγηση της παρουσίας εμπλουτισμού στους υπόγειους υδροφορείς. Οι νησιωτικές και οι παράκτιες περιοχές έχουν μεγαλύτερη αλατότητα στις βροχοπτώσεις σε σύγκριση με τις εσωτερικές περιοχές λόγω της μεταφοράς σταγονιδίων με αλάτι από υγρές μάζες αέρα που περνούν πάνω από τη θάλασσα. Αυτό έρχεται σε αντίθεση με τη μειωμένη αλατότητα των βροχοπτώσεων στις εσωτερικές περιοχές. Η έρευνα που πραγματοποίησαν οι Dazy et al. (1997) και Lambrakis et al. (2000) έχει δείξει ότι η εναπόθεση αλάτων που προκαλείται από τη βροχόπτωση έχει ουσιαστικό αντίκτυπο στη χημική σύνθεση των υπόγειων νερών στα νησιά. Το επιτρεπόμενο όριο συγκέντρωσης χλωρίου στο νερό είναι 200 χιλιοστόγραμμα ανά λίτρο. Το προβλεπόμενο όριο καθορίζεται στα 25 mg/l σύμφωνα με την Οδηγία 80/778 της ΕΟΚ. Οι καταναλωτές βρίσκουν το νερό με συγκέντρωση χλωρίου πάνω από 500 mg/l να έχει δυσάρεστη γεύση, ενώ τα ζώα δεν επηρεάζονται από αυτό το επίπεδο.

Η παρουσία αργιλικών σχιστόλιθων και αργιλικών ορυκτών είναι η πιθανή αιτία για τη συγκριτικά αυξημένη ιοντοανταλλακτική ικανότητα των υπόγειων νερών. Λόγω της απουσίας οποιασδήποτε αλλαγής στη σκληρότητα του νερού που προκαλείται από τη διείσδυση του παράκτιου υδροφόρου ορίζοντα, οι καταναλωτές πρέπει να είναι ιδιαίτερα προσεκτικοί κατά τη χρήση του νερού για σκοπούς άρδευσης.

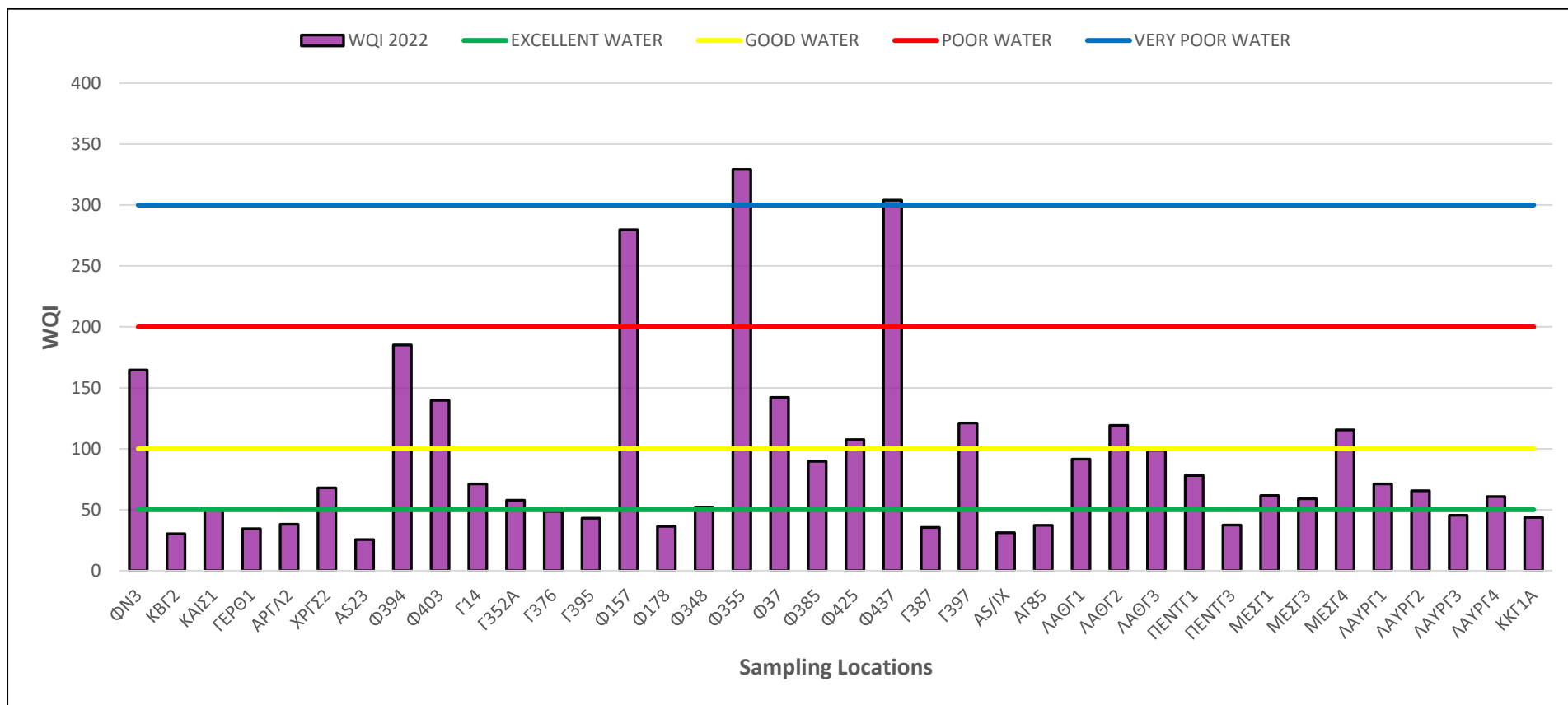
Η αλατότητα του νερού που προορίζεται για άρδευση απαιτεί ιδιαίτερη προσοχή. Σύμφωνα με την Οδηγία της Ευρωπαϊκής Οικονομικής Κοινότητας 80/778, η υψηλότερη αποδεκτή συγκέντρωση ιόντων νατρίου στο νερό που μπορεί να καταναλωθεί είναι 150 mg/L, ενώ η συνιστώμενη συγκέντρωση ιόντων νατρίου σε νερό που είναι κατάλληλο για πόση είναι 20 mg/L.

Πίνακας 19 Δείκτες ποιότητας νερού WQI των περιοχών δειγματοληψίας για το έτος 2022

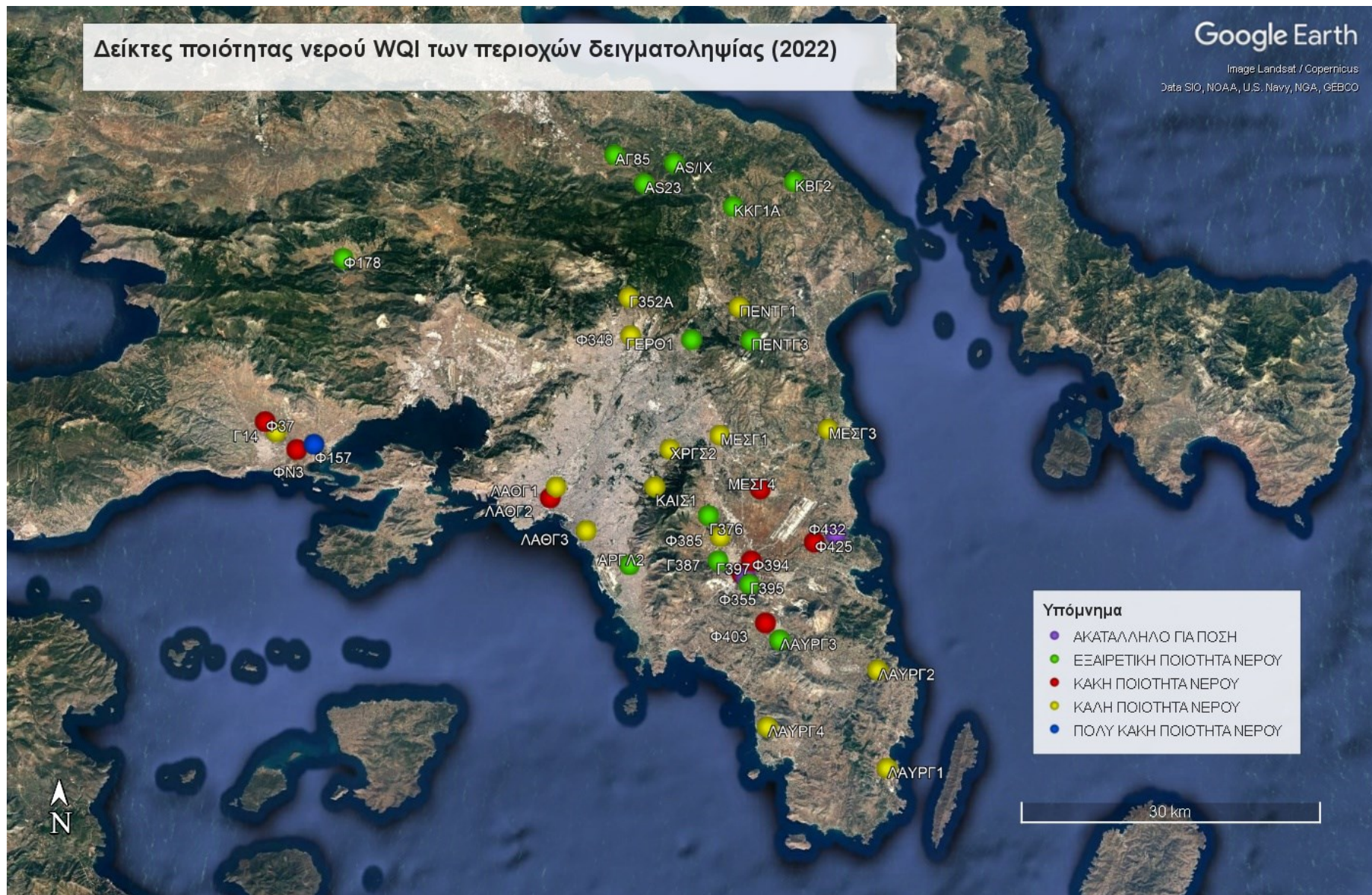
LOCATION	WQI
ΦΝ3	164,7
ΚΒΓ2	30,3
ΚΑΙΣ1	50,3
ΓΕΡΘ1	34,5
ΑΡΓΛ2	38,1
ΧΡΓΣ2	67,9
ΑΣ23	25,5
Φ394	185,3
Φ403	139,8
Γ14	71,2
Γ352Α	57,8
Γ376	48,6
Γ395	43,1
Φ157	279,7
Φ178	36,4
Φ348	52,2
Φ355	329,3
Φ37	142,2
Φ385	89,7
Φ425	107,5
Φ437	304,0
Γ387	35,5
Γ397	121,1
ΑΣ/ΙΧ	31,2
ΑΓ85	37,2
ΛΑΘΓ1	91,5
ΛΑΘΓ2	119,1
ΛΑΘΓ3	98,8
ΠΕΝΤΓ1	78,0
ΠΕΝΤΓ3	37,3
ΜΕΣΓ1	61,7
ΜΕΣΓ3	59,1
ΜΕΣΓ4	115,4
ΛΑΥΡΓ1	71,2
ΛΑΥΡΓ2	65,6
ΛΑΥΡΓ3	45,3
ΛΑΥΡΓ4	60,9
ΚΚΓ1Α	43,7

Πίνακας Κατηγοριοποίηση δεικτών ποιότητας νερού

WQI RANGE	WATER TYPE
<50	EXCELLENT
50-100	GOOD
100-200	POOR
200-300	VERY POOR



Διάγραμμα 9 Τιμές WQI των δειγμάτων υπόγειων νερών της περιοχής μελέτης για το έτος 2022



Εικόνα 16 Δείκτες ποιότητας νερού WQI των περιοχών δειγματοληψίας για το έτος 2022

Οι υπολογισμένες τιμές WQI για το 2022 κυμαίνονταν από 25,5 ως 329,3 (μέσος όρος 97,4), όπως παρουσιάζονται και στον Πίνακα 19. Η υψηλότερη τιμή WQI για το 2022 (χειρότερη κατάσταση) καταγράφηκε στη Πόκα Κορωπίου και πιο συγκεκριμένα στη θέση Φ355 (329,3), ενώ στη θέση Φ432 στη Βραυρώνα εμφανίστηκαν επίσης πολύ υψηλές τιμές δείκτη WQI (304).

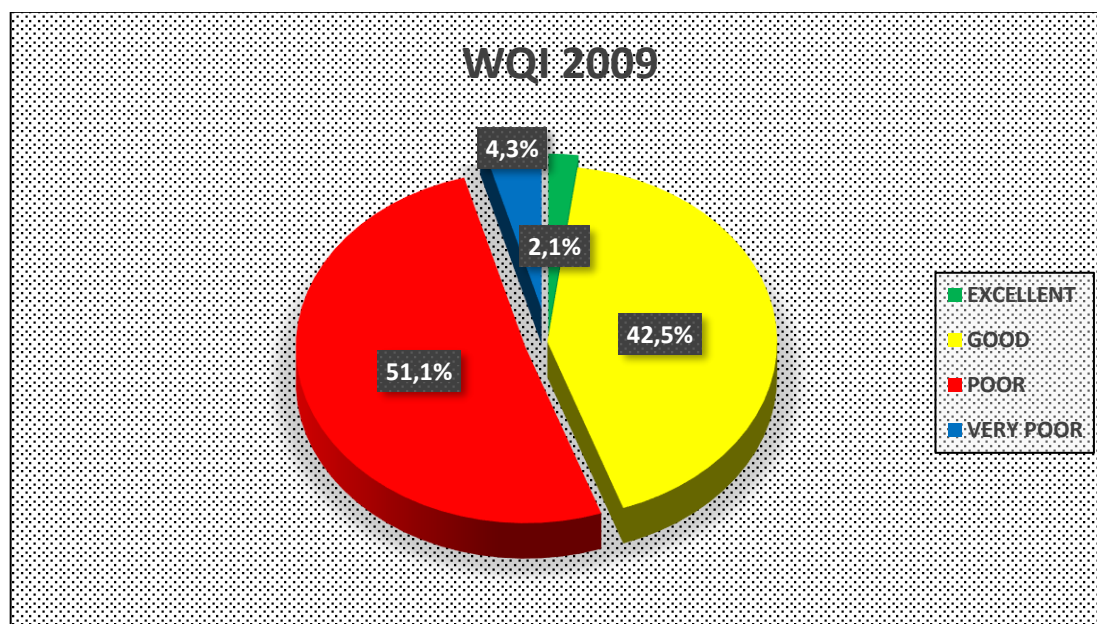
- Η ταξινόμηση WQI έδειξε ότι για το έτος **2009**:

2,1% είχαν **εξαιρετική** ποιότητα νερού ($WQI < 50$)

42,5% είχαν **καλή** ποιότητα νερού ($50 < WQI < 100$)

51% είχαν **κακή** ποιότητα νερού ($100 < WQI < 200$)

4,3% είχαν **πολύ κακή** ποιότητα νερού ($200 < WQI < 300$)



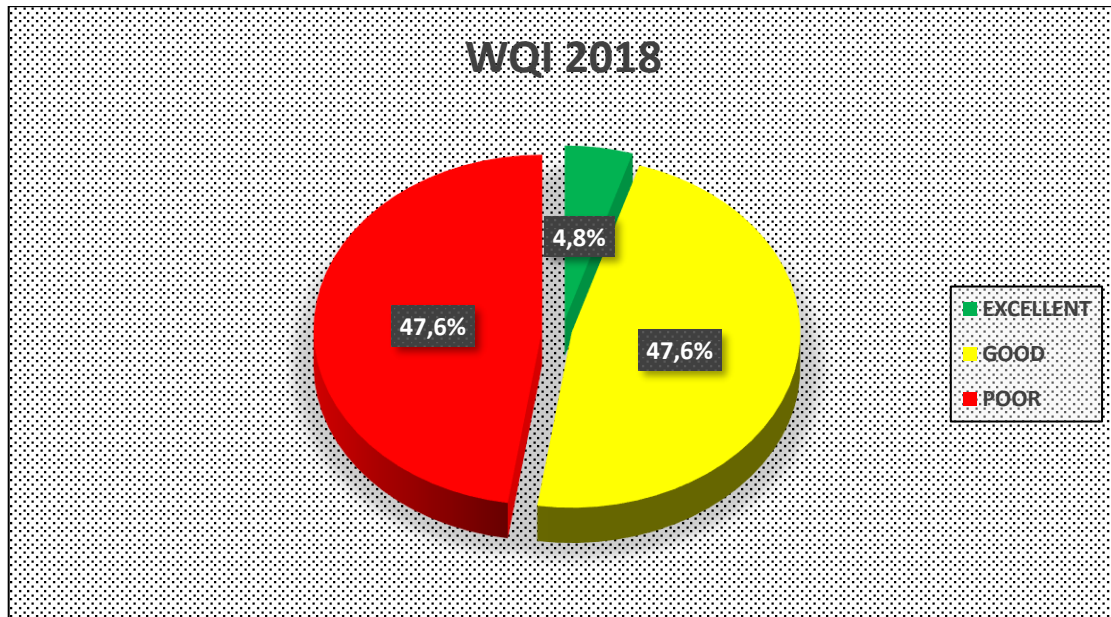
Διάγραμμα 10 Ταξινόμηση τιμών WQI για το έτος 2009

- Αντίστοιχα, η ταξινόμηση των τιμών WQI που βρέθηκαν για το έτος **2018**:

4,8% είχαν εξαιρετική ποιότητα νερού ($WQI < 50$)

47,6% είχαν καλή ποιότητα νερού ($50 < WQI < 100$)

47,6% είχαν κακή ποιότητα νερού ($100 < WQI < 200$)



Διάγραμμα 420 Ταξινόμηση τιμών WQI για το έτος 2018

- Ενώ τέλος, η ταξινόμηση των τιμών WQI για το έτος **2022**

34,2% είχαν εξαιρετική ποιότητα νερού ($WQI < 50$)

36,8% είχαν καλή ποιότητα νερού ($50 < WQI < 100$)

21% είχαν κακή ποιότητα νερού ($100 < WQI < 200$)

2,6% είχαν πολύ κακή ποιότητα νερού ($200 < WQI < 300$)

5,3% ήταν ακατάλληλα για πόση ($WQI > 300$)

6. Συμπεράσματα

Σε αυτή τη μελέτη, η ποιότητα του πόσιμου νερού αξιολογήθηκε χρησιμοποιώντας δείκτη ποιότητας νερού, ενώ ο κίνδυνος για την ανθρώπινη υγεία που σχετίζεται με την κατάποση νιτρικών ιόντων διερευνήθηκε χρησιμοποιώντας πηλικά κινδύνου HQ.

➤ Συνολικά, στον δείκτη WQI για το έτος 2009

η ταξινόμηση WQI έδειξε ότι το **2,1%**, **42,5%**, **51%** και **4,3%** των υδάτινων πόρων είχαν εξαιρετική ($WQI < 50$), καλή ($50 < WQI > 100$), κακή ($100 < WQI > 200$) και πολύ κακή ($200 < WQI > 300$) ποιότητα νερού αντίστοιχα.

➤ Ενώ για το έτος 2018

βρέθηκε ότι το **4,8%**, **47,6%** και **47,6%** των νερών είχαν εξαιρετική ($WQI < 50$), καλή ($50 < WQI > 100$), κακή ($100 < WQI > 200$) ποιότητα νερού αντίστοιχα.

➤ Σε ότι αφορά τον δείκτη WQI για το έτος 2022

βρέθηκε ότι το **34%** των δειγμάτων ήταν εξαιρετικής ποιότητας νερά, το **36,8%** καλής ποιότητας, το **21%** κακής ποιότητας με το **2,6%** να εμφανίζει χαρακτηριστικά πολύ κακής ποιότητας και το **5,3%** από τα νερά των δειγμάτων να θεωρούνται ακατάλληλα για πόση.

Για τα πηλικά κινδύνου, παρατηρήθηκαν υψηλότερες τιμές CDI και επομένως HQ για τα παιδιά σε σύγκριση με τους ενήλικες, με τις τιμές μέσω των όρων μάλιστα να είναι διπλάσιες από αυτές των ενηλίκων. Αυτό είναι κάτι που θα μπορούσε να αποδοθεί στο χαμηλό σωματικό τους βάρος (Huang et al., 2017; Abeer et al., 2020; Gholami et al., 2021), με τον Παγκόσμιο Οργανισμό Υγείας (ΠΟΥ) να θέτει για τον λόγο αυτό όριο πόσιμου νερού 15 mg / L και 50 mg / L για παιδιά (βρέφη) και ενήλικες, αντίστοιχα.

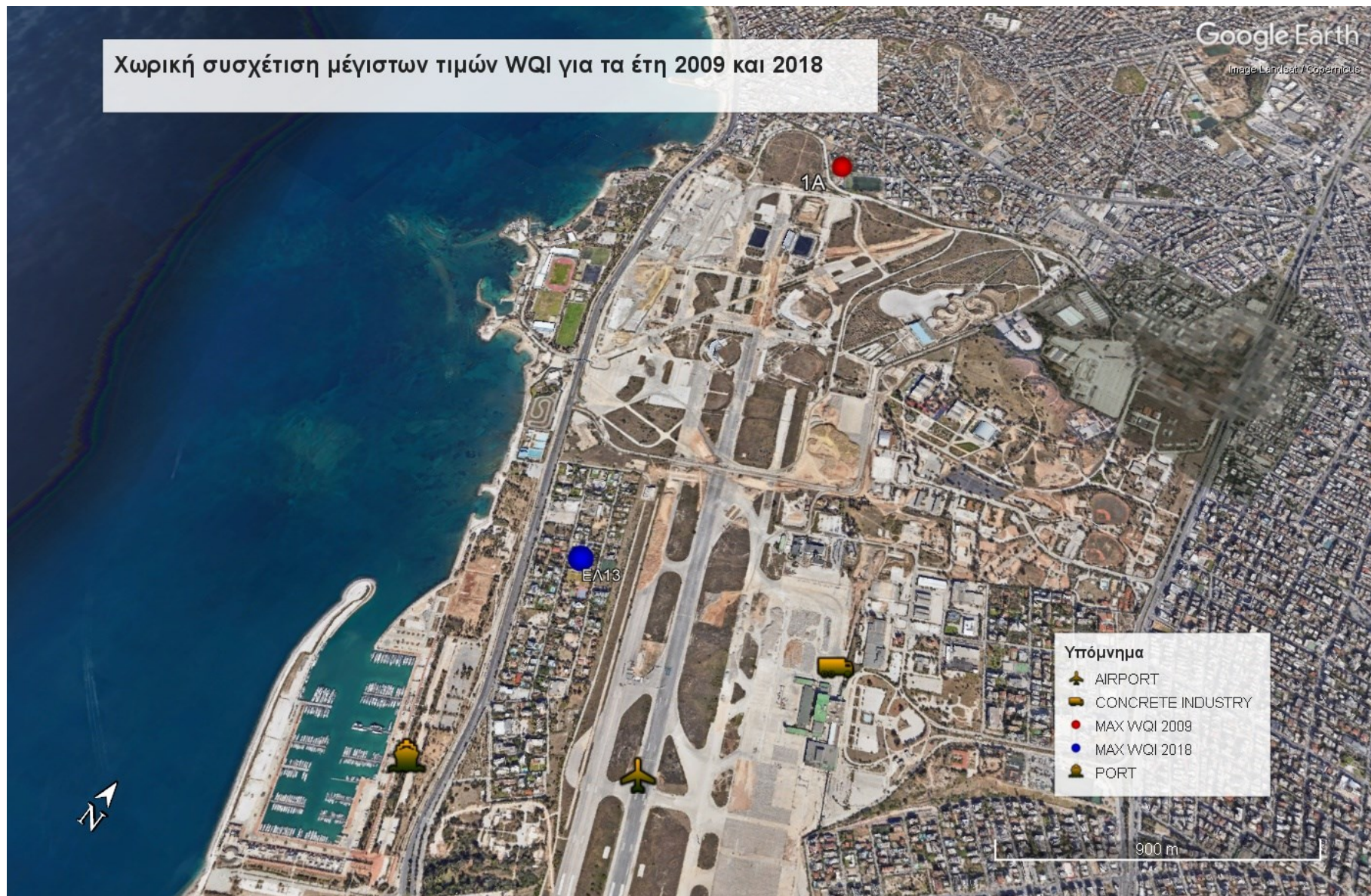
Οι υψηλές τιμές HQ και WQI στις παρατηρούμενες περιοχές μελέτης, όπως φαίνονται και παραπάνω στα αποτελέσματα, βρίσκονται σε πυκνοκατοικημένες περιοχές όπως η Καλλιθέα, που ο πληθυσμός της φτάνει τους 97.616 κατοίκους, ενώ χαμηλότερες τιμές δίνουν τα αποτελέσματα στους δήμους Ελληνικού-Αργυρούπολης με πληθυσμό 50.027 κατοίκους και Μοσχάτου-Ταύρου με 39.661 κατοίκους (ΕΛΣΤΑΤ, 2021), δείχνοντάς μας έτσι την άμεση συσχέτιση του πληθυσμού στην

ποιότητα των υπόγειων νερών, καθώς ο αυξανόμενος πληθυσμός συνεπάγεται μεγαλύτερη ζήτηση για υδάτινους πόρους και με αυτό τον τρόπο επηρεάζεται άμεσα και η χημεία του νερού.

Η μέγιστη τιμή WQI καταγράφηκε σε δείγμα υπόγειου νερού στο Ελληνικό (ΕΛ13), με τη συγκεκριμένη θέση να παρουσιάζει υψηλές συγκεντρώσεις Cl⁻ (848 mg/L) και Na⁺ (600 mg/L). Αυτό οφείλεται στο ότι στη περιοχή επικρατεί καθεστώς διείσδυσης θαλασσινού νερού, με τα αποτελέσματα προηγούμενων μελετών (Mpritzileki et al., 2011) για τις υδρογεωχημικές συνθήκες μέσω πιεζομετρικών καμπυλών, να ενισχύουν το παραπάνω επιχείρημα, ενώ οι αλλαγές χρήσεις γης από το Μοσχάτο ως τη Γλυφάδα τη δεκαετία 2009-2018 αποτέλεσαν κλειδί για τις αλλαγές ποιότητας των νερών που παρατηρήθηκαν.

Ωστόσο, επιβαρυντικούς παράγοντες για το περιβαλλοντικό σύστημα της περιοχής, συνεπώς και για τα υπόγεια νερά, αποτελούν τόσο η Μαρίνα Αγίου Κοσμά όσο και η βιομηχανία μπετόν που βρίσκεται σε πολύ μικρή απόσταση με το αεροδρόμιο Ελληνικού να είναι στα 200 μέτρα (Εικόνα 17), ενώ η αυξημένη παρουσία θεικών στην ίδια θέση (ΕΛ13), υποδηλώνει πιθανώς ρύπανση των νερών από βιομηχανικά απόβλητα και απόβλητα αποχετεύσεων.

Σε κάποιες περιοχές οι δείκτες WQI παρουσιάζουν υψηλότερες τιμές σε σχέση με αυτές του 2009, με τα δείγματα από Άλιμο (3Α) και το Ελληνικό (1Ε) να είναι αυτά που παρουσιάζουν υποβάθμιση ποιότητας, δείχνοντας έτσι την επιδείνωση της χημικής κατάστασης των υπόγειων νερών αυτών των περιοχών.



Εικόνα 17 Χωρική συσχέτιση μέγιστων τιμών WQI για τα έτη 2009 και 2018

Εκτός των παραπάνω, και από τα αποτελέσματα του 2022 συμπεραίνουμε ότι υπάρχει άμεση συσχέτιση χωρικά με τους αυξημένους δείκτες WQI. Όπως βλέπουμε και στις Εικόνες 18 και 19, οι μέγιστες τιμές (Φ355, Φ432) παρουσιάζονται σε περιοχές πολύ κοντά στον Διεθνή Αερολιμένα Αθηνών ‘‘Ελευθέριος Βενιζέλος’’, ενώ η τρίτη μεγαλύτερη τιμή για το έτος είναι από το δείγμα Φ157 και τη περιοχή των Μεγάρων, που βρίσκεται στο 1χλμ. από διωλιστήρια πετρελαίου και σε πολύ κοντινή απόσταση βρίσκεται επίσης αεροδρόμιο.

Τα αεροδρόμια εμπλέκονται σε διαδικασίες που επιβαρύνουν το περιβάλλον. Η λειτουργία των αεροσκαφών και των οχημάτων, τόσο του αεροδρομίου αλλά και των επιβατών, ο καθαρισμός και η συντήρηση των αεροσκαφών και εγκαταστάσεων, η αποθήκευση καυσίμων αλλά και οι διαδικασίες αποπάγωσης και αποφυγής τήξης (anti-icing), επηρεάζουν αρνητικά το υπόγειο υδάτινο οικοσύστημα της περιοχής αφού μέσω έκπλυσης από τα όμβρια ύδατα, τα χημικά που χρησιμοποιούνται στις παραπάνω διαδικασίες, μέρος τους καταλήγει στους υπόγειους υδροφορείς. Εκτός των άλλων, έχει διαπιστωθεί ότι σε αεροδρόμια, όπως των Χανίων, με βάση την ΜΠΕ του 2013 που εκπονήθηκε για το έργο και την καταγραφή που πραγματοποιήθηκε στο πλαίσιο της μελέτης «Φάκελος Ανανέωσης και Τροποποίησης ΑΕΠΟ για τον Αερολιμένα Χανίων», δεν εφαρμόζεται πλήρες σύστημα παρακολούθησης δεικτών και επιδόσεων περιβαλλοντικών επιπτώσεων (Fraport Greece, 2013).

Σημαντική ρύπανση επίσης, μπορεί να δημιουργηθεί από την έκπλυση αντιρρυπαντικών χρωμάτων (antifouling paintings) (ιδιαίτερα όσων περιέχουν οργανοκασσιτερικό τριβουτυλοκασσίτερο - TBT) τα οποία χρησιμοποιούνται για την επίστρωση της γάστρας των πλοίων, με στόχο την αποτροπή της προσκόλλησης θαλάσσιων οργανισμών, όπως τα φύκια και τα μαλάκια, στο κύτος - επιβραδύνοντας έτσι το πλοίο και αυξάνοντας την κατανάλωση καυσίμου (Olivella & Brebbia, 2000). Τα χρώματα αυτά περιέχουν πλήθος τοξικών βιοκτόνων ενώσεων (Torres & De-la-Torre, 2021), οι οποίες μέσω της διάχυσης και της τριβής, μεταφέρονται έχοντας υψηλές συγκεντρώσεις στα ενδιάμεσα ύδατα, με αποτέλεσμα την απευθείας συσσώρευσή τους στα βενθικά ασπόνδυλα (Turner, 2010). Σε ότι αφορά τα διωλιστήρια, ρυπαντές αποτελούν οι υδρογονάνθρακες, θειούχες ενώσεις, φαινόλες, υδρόθειο, μικροποσότητες εξαντλημένων καυστικών ή οξέων, αιωρούμενα στερεά, αμμωνία και μέταλλα.

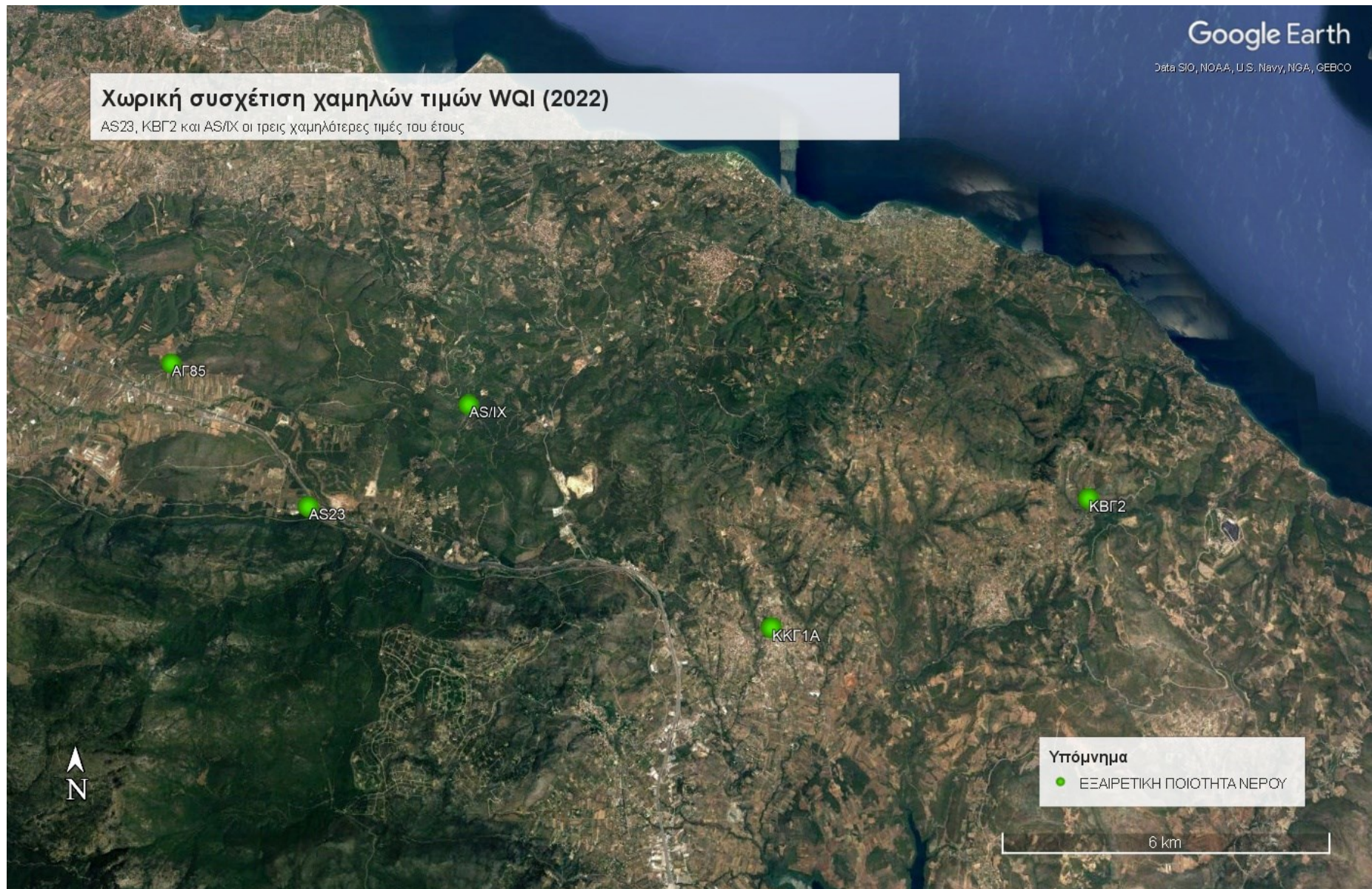
Τέλος, η Εικόνα 20 ενισχύει τα παραπάνω επιχειρήματα, καθώς από τις μετρήσεις των δειγμάτων αυτών των περιοχών, οι δείκτες έδειξαν εξαιρετική ποιότητα νερών, κάτι που μόνο τυχαίο δεν είναι μιας που οι περιοχές αυτές είναι απομακρυσμένες από αστικό ιστό και όσες κατοικημένες περιοχές βρίσκονται πλησίον τους δεν ξεπερνάνε τις 3.359 κατοίκους (ΕΛΣΤΑΤ, 2021)



Εικόνα 18 Χωρική συσχέτιση μέγιστων τιμών WQI (2022)



Εικόνα 19 Χωρική συσχέτιση υψηλών τιμών WQI (2022)



Εικόνα 1014 Χωρική συσχέτιση ελάχιστων τιμών WQI (2022)

Βιβλιογραφία

-
- Abbasi, T., Abbasi, S.A., 2012. Water-Quality Indices. Water Quality Indices. Elsevier, pp. 353–356. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-54304-2.00016-6>.
- Abrahao, R., Carvalho, M., Da Silva, W.R., Machado, T.T.V., Gadelha, C.L.M., Almeida, C., Gonz´alez, S.O., Mallea, M., Gonz´alez, P., 2012. A recreational water quality index using chemical, physical, and microbiological parameters. Environ. Sci. Pollute. Res. 19, 3400–3411. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-0865-5>.
- Alopaid, A.H.M.J., Abid, H.S., Mauled, B.K., 2010. Application of Water Quality Index for Assessment of Doka Lake Ecosystem, Kurdistan Region, Iraq. J. Water Return. Prot. Doi: 10.4236/jwarp.2010.29093.
- Aminah, S., Johari, M., Qama, W.S., 2017. Keresan Penggunaan Indeks Kualiti Air Marin (IKAM) Baru bag Pengurusan Kualiti Air Marin. Undergrad. Res. J. Renew. Chem. 1, 16–22.
- Ameera, W. a., Najib, N.W. a. Z., Mohd Yusof, S.R., Ragunathan, S., 2013. Water quality index of Perlis River, Malaysia. Int. J. Civ. Environ. Eng. 13, 1–6. <https://doi.org/10.1017/S0022112095002084> .
- Appelo, C. A. J.; Postma, D. (2005) Geochemistry, Groundwater, and Pollution, 2nd ed. A.A. Balkema: Rotterdam, Netherlands.
- Ash bolt, Nicholas J., Willie O.K. Grabow and Mario Snozzi, 2001. Indicators of microbial water quality. World Health Organization (WHO). Water Quality: Guidelines, Standards and Health. Ed. by Lorna Fewtrell and Jamie Bartram. Pub. by IWA Publishing, London, UK. ISBN: 1 900222 28 0.
- Babaei Semiro, F., Hassani, A.H., Torabian, A., Karbassi, A.R., Hosseinzadeh Lotfi, F., 2011. Evolution of a new surface water quality index for Karoon catchment in Iran. Water Sci. Technol. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.780> .
- Bai Varadharajan, raman, Bai, raman V, Bouwmeester, reinier, 2009. Fuzzy logic Water Quality index and importance of Water Quality Parameters. Air, Soil Water Res. 2, 51–59. <https://doi.org/10.4137/ASWR.S2156> .

- Bakan, G., "Ozkoç, H.B., Tülek, S., Cüce, H., 2010. Integrated Environmental Quality Assessment of the Ki{dotless}zi{dotless}li{dotless}rmak River and its Coastal Environment. Turkish J. Fish. Aquat. Sci. 10, 453–462. <https://doi.org/10.4194/trjfas.2010.0403> .
- Banerjee, T., Srivastava, R.K., 2009. Application of water quality index for assessment of surface water quality surrounding integrated industrial estate-Pantnagar. Water Sci. Technol. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.537> .
- Bayati, S.A.F.A.-, Rifaie, J.K.A.-, Imran, N.S., 2017. Applied of CCME Water Quality Index for Protection of Aquatic Life for Al-Hussainiya River within Karbala City. Iraq. Int. J. Curr. Eng. Technol. 7, 99–103.
- Bilgin, A., 2018. Evaluation of surface water quality by using Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) method and discriminant analysis method: a case study Coruh River Basin. Environ. Monit. Assess. 190 <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6927-5>.
- Bordalo, A., 2001. Water quality and uses of the Bangpakong River (Eastern Thailand). Water Res. 35, 3635–3642. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00079-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00079-3).
- Bordalo, A.A., Teixeira, R., Wiebe, W.J., 2006. A water quality index applied to an international shared river basin: The case of the Douro River. Environ. Manage. 38, 910–920. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0037-6>.
- Brown, R.M., Mc Clelland, Deininger, R.A., Tozer, R.G., 1970. A Water Quality Index—Do We Dare, 117 Water Sewage Works, pp. 339–343.
- Brown, R.M., McClelland, N.I., Deininger, R.A., Landwehr, J.M., 1973. Validating the WQI. The Paper Presented at National Meeting of American Society of Civil Engineers on Water Resources Engineering. American Society of Civil Engineers, Washington, DC.
- Carbajal-Hernandez, J.J., Sanchez-Fernandez, L.P., Carrasco-Ochoa, J.A., Martínez-Trinidad, J.F., 2012. Immediate water quality assessment in shrimp culture using fuzzy inference systems. Expert Syst. Appl. 39, 10571–10582. <https://doi.org/10.1016/j.eswa.2012.02.141> .
- Carvalho, L., Cortes, R., Bordalo, A.A., 2011. Evaluation of the ecological status of an impaired watershed by using a multi-index approach. Environ. Monit. Assess. 174,493–508. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1473-9> .

- Çepel N, Ergün C. *The Importance of Water and its Ecological Problems*. 2003.
- Che Osmi, S.F., Malek, M.A., Yusoff, M., Azman, N.H., Faizal, W.M., 2016. Development of river water quality management using fuzzy techniques: a review. *Int. J. River Basin Manag.* 14, 243–254. <https://doi.org/10.1080/15715124.2015.1105232> .
- Cude, C.G., 2001. Oregon water quality index: A tool for evaluating water quality management effectiveness. *J. Am. Water Resour. Assoc.* <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb05480.x> .
- Dadolahi-Sohrab, A., Arjomand, F., Fadaei-Nasab, M., 2012. Water quality index as a simple indicator of watersheds pollution in southwestern part of Iran. *Water Environ. J.* 26, 445–454. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2011.00303.x>.
- Debels, P., Figueroa, R., Urrutia, R., Barra, R., Niell, X., 2005. Evaluation of water quality in the Chill'an River (Central Chile) using physicochemical parameters and a modified Water Quality Index. *Environ. Monit. Assess.* <https://doi.org/10.1007/s10661-005-8064-1> .
- Department of Water, 2009. Water quality monitoring program design - A guideline for field sampling for surface water quality.
- Dinius, S.H., 1987. Design of an Index of Water Quality. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 23, 833–843. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1987.tb02959.x> .
- Dojlido, J.A.N., Raniszewski, J., Woyciechowska, J., 1994. Water quality index applied to rivers in the Vistula river basin in Poland. *Environ. Monit. Assess.* 33, 33–42.
- Dunn, G.W., 1995. Trends in water quality variables at the Alberta/Saskatchewan Boundary. Prepared For The Committee On Water Quality.
- Dunnette, D.A., 1979. A Geographically Variable Water Quality Index Used in Oregon. *Source J. (Water Pollut. Control Fed.*
- Effendi, H., RomantoWardiatno, Y., 2015. Water quality status of Ciambulawung river, banten province, based on pollution index and NSF-WQI. *Procedia Environ. Sci.* 24, 228–237. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.03.030> .

- Eliopoulos D., Ioannis-Porfyrios, Eliopoulos D. George, Economou-Eliopoulos Maria, 2021. The Cr(VI) Stability in Contaminated Coastal Groundwater: Salinity as a Driving Force, MDPI <https://doi.org/10.3390/min11020160>
- Ewaid, S.H., 2016. Water quality evaluation of Al-Gharraf river by two water quality indices. Appl. Water Sci. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0523-z>.
- Ewaid, S.H., Abed, S.A., 2017. Water quality index for Al-Gharraf River, southern Iraq. Egypt. J. Aquat. Res. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2017.03.001> .
- Ferreira, W., Paiva, L., Callisto, M., 2011. Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. Brazilian J. Biol. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842011000100005> .
- Fulazzaky, M.A., Seong, T.W., Masirin, M.I.M., 2010. Assessment of water quality status for the selangor river in Malaysia. Water. Air. Soil Pollut. 205, 63–77. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0056-2> .
- Gazzaz, N.M.N.M., Yusoff, M.K.M.K., Aris, A.Z.A.Z., Juahir, H., Ramli, M.F.M.F., 2012. Artificial neural network modeling of the water quality index for Kinta River (Malaysia) using water quality variables as predictors. Mar. Pollut. Bull. 64, 2409–2420. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.08.005> .
- Göksu M. Ziya L. Water pollution. Ankara: Academician Bookstore. 2015.
- Gupta, N., Pandey, P., Hussain, J., 2017. Effect of physicochemical and biological parameters on the quality of river water of Narmada, Madhya Pradesh. India. Water Sci. 31, 11–23. <https://doi.org/10.1016/j.wsj.2017.03.002>.
- Gupta, S., Nayek, S., Chakraborty, D., 2016. Hydrochemical evaluation of Rangit river, Sikkim, India: using Water Quality Index and multivariate statistics. Environ. Earth Sci. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-5223-8>.
- Hallock, D., 2002. A Water Quality Index for Ecology's Stream Monitoring Program. Environ. Assess. Progr. <https://doi.org/10.1021/jp905202x>.
- Harkins, R.D., 1974. An objective water quality index. J. Water Pollut. Control Fed. 46, 588–591.
- Hasan, H.H., Jamil, N.R., Aini, N., 2015. Water Quality Index and Sediment Loading Analysis in Pelus River, Perak. Malaysia. Procedia Environ. Sci. 30, 133–138. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.10.024>.

- Hernandez, M.I.M., 2007. Use of index analysis to evaluate the water quality of a stream receiving industrial effluents. *Water SA*.
- Horton, R.K., 1965. An index-number system for rating water quality. *J. Water Pollut. Control Fed.* 37, 300–306. <https://doi.org/10.2307/25035251>.
- Hoseinzadeh, E., Khorsandi, H., Wei, C., Alipour, M., 2015. Evaluation of Aydughmush River water quality using the National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSFWQI), River Pollution Index (RPI), and Forestry Water Quality Index (FWQI). *Desalin. Water Treat.* 54, 2994–3002. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.913206>.
- House, M.A., 1980. A water quality index for rivers. *Water Int.* 5, 16–21. <https://doi.org/10.1080/02508068008685872>.
- HOUSE, M.A., 1989. A water quality index for river management. *Water Environ. J.* 3, 336–344. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.1989.tb01538.x>.
- Hsu, C., Sandford, B.A., 2007. The delphi techniques: Making sense of consensus. *Pract. Assess. Res. Eval.* 12 <https://doi.org/10.1576/toag.7.2.120.27071>.
- Hurley, T., Sadiq, R., Mazumder, A., 2012. Adaptation and evaluation of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for use as an effective tool to characterize drinking source water quality. *Water Res.* 46, 3544–3552. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.061>.
- Ionus, O., 2010. Water Quality Index -Assessment Method of the Motru River Water Quality (Oltenia, Romania). *Geogr. Univ. DIN CRAIOVA Ser. Geogr.* 13, 74–83.
- Jha, D.K., Devi, M.P., Vidyalakshmi, R., Brindha, B., Vinithkumar, N.V., Kirubakaran, R., 2015. Water quality assessment using water quality index and geographical information system methods in the coastal waters of Andaman Sea, India. *Mar. Pollut. Bull.* 100, 555–561. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.08.032>.
- Juwana, I., Muttil, N., Perera, B.J.C., 2016. Uncertainty and sensitivity analysis of West Java Water Sustainability Index - A case study on Citarum catchment in Indonesia. *Ecol. Indic.* 61, 170–178. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.034>.

- Kannel, P.R., Lee, S., Lee, Y.-S., Kanel, S.R., Khan, S.P., 2007. Application of Water Quality Indices and Dissolved Oxygen as Indicators for River Water Classification and Urban Impact Assessment. *Environ. Monit. Assess.* 132, 93–110. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9505-1>.
- Kelepertzis Efstratios, Galanos Emmanouil, Mitsis Ioannis, 2012. Origin, mineral speciation and geochemical baseline mapping of Ni and Cr in agricultural topsoils of Thiva Valley (central Greece). *Journal of Geochemical Exploration* <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.11.007>
- Kerestecioğlu M. ANNEX: 9 Environment and Sustainable Development. International United Consultants Consulting Services Inc., Environment and Sustainable Development Panel Final Report, TÜBİTAK. 2001.
- Khan, A.A., Paterson, R., Khan, H., 2004. Modification and application of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for the communication of drinking water quality data in Newfoundland and Labrador. *Water Qual. Res. J. Canada.* <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9092-6>.
- Khuan, L.Y., Hamzah, N., Jailani, R., 2002. Prediction of water quality index (WQI) based on artificial neural network (ANN), in: 2002 STUDENT CONFERENCE ON RESEARCH AND DEVELOPMENT, PROCEEDINGS: GLOBALIZING RESEARCH AND DEVELOPMENT IN ELECTRICAL AND ELECTRONICS ENGINEERING. <https://doi.org/10.1109/SCORED.2002.1033081>.
- Kılıç Z. The importance of water and conscious use of water. *Int J Hydro.* 2020;4(5):239–241.
- Kloss, F.R., Gassner, R., 2006. Bone and aging: Effects on the maxillofacial skeleton. *Exp. Gerontol.* 41, 123–129. <https://doi.org/10.1016/j.eswa.2012.02.141>.
- Koçer, M.A.T., Sevgili, H., 2014. Parameters selection for water quality index in the assessment of the environmental impacts of land-based trout farms. *Ecol. Indic.* <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.034>.
- Kumar, D.; Ahmed, S. (2003) Seasonal Behaviour of Spatial Variability of Groundwater Level in a Granitic Aquifer in Monsoon Climate. *Current Science*, 84 (2), 188–196.

- Lermontov, A., Yokoyama, L., Lermontov, M., Machado, M.A.S., 2009. River quality analysis using fuzzy water quality index: Ribeira do Iguape river watershed. Brazil. Ecol. Indic. 9, 1188–1197. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.02.006>.
- Li, R., Zou, Z., An, Y., 2016. Water quality assessment in Qu River based on fuzzy water pollution index method. J. Environ. Sci. (China) 50, 87–92. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.03.030>.
- Liou, S.-M., Lo, S.-L., Wang, S.-H., 2004. A Generalized Water Quality Index for Taiwan. Environ. Monit. Assess. 96, 35–52. <https://doi.org/10.1023/B:EMAS.0000031715.83752.a1>.
- Lobato, T.C., Hauser-Davis, R.A., Oliveira, T.F., Silveira, A.M., Silva, H.A.N., Tavares, M. R.M., Saraiva, A.C.F., 2015. Construction of a novel water quality index and quality indicator for reservoir water quality evaluation: A case study in the Amazon region. J. Hydrol. 522, 674–683. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.01.021>.
- Lowe, L., Szemis, J., Webb, J.A., 2017. Uncertainty and Environmental Water, Water for the Environment: From Policy and Science to Implementation and Management. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803907-6.00015-2>.
- Lu, F., Chen, Z., Liu, W., 2014. A Gis-based system for assessing marine water quality around offshore platforms. Ocean Coast. Manag. 102, 294–306. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.10.003>.
- Lumb, A., Halliwell, D., Sharma, T., 2006. Application of CCME water quality index to monitor water quality: A case study of the mackenzie river basin, Canada. Environ. Monit. Assess. 113, 411–429. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9092-6>.
- Lumb, A., Sharma, T.C., Bibeault, J.-F., 2011. A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI) and Some Future Directions. Water Qual. Expo. Heal. <https://doi.org/10.1007/s12403-011-0040-0>.
- Ma, Z., Li, H., Ye, Z., Wen, J., Hu, Y., Liu, Y., 2020. Application of modified water quality index (WQI) in the assessment of coastal water quality in main aquaculture areas of Dalian. China. Mar. Pollut. Bull. 157 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111285>.

- Magesh, N.S., Krishnakumar, S., Chandrasekar, N., Soundranayagam, J.P., 2013. Groundwater quality assessment using WQI and GIS techniques, Dindigul district, Tamil Nadu, India. *Arab. J. Geosci.* 6, 4179–4189. <https://doi.org/10.1007/s12517-012-0673-8>.
- Mahapatra, S.S., Nanda, S.K., Panigrahy, B.K., 2011. A Cascaded Fuzzy Inference System for Indian river water quality prediction. *Adv. Eng. Softw.* <https://doi.org/10.1016/j.advengsoft.2011.05.018>.
- Mahmood, A., 2018. Evaluation of raw water quality in Wassit governorate by Canadian water quality index. *MATEC Web Conf.* 162, 122–129. <https://doi.org/10.1051/mateconf/201816205020>.
- Medeiros, A.C., Faial, K.R.F., do Carmo Freitas Faial, K., da Silva Lopes, I.D., de Oliveira Lima, M., Guimarães, R.M., Mendonça, N.M., 2017. Quality index of the surface water of Amazonian rivers in industrial areas in Par´a Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 123, 156–164. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.002>.
- Misaghi, F., Delgosha, F., Razzaghmanesh, M., Myers, B., 2017. Introducing a water quality index for assessing water for irrigation purposes: A case study of the Ghezeli Ozan River. *Sci. Total Environ.* 589, 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.226>.
- Mladenovi´c-Ranisavljevi´c, I.I., ˇZeraji´c, S.A., 2018. Comparison of different models of water quality index in the assessment of surface water quality. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 15, 665–674. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1426-8>.
- Mojahedi, S.A., Attari, J., 2009. A Comparative Study of Water Quality Indices for Karun River. *World Environ. Water Resour. Congr.* 2009, 1–9. [https://doi.org/10.1061/41036\(342\)246](https://doi.org/10.1061/41036(342)246).
- Mourhir, A., Rachidi, T., Karim, M., 2014. River water quality index for Morocco using a fuzzy inference system. *Environ. Syst. Res.* 3, 1–12. <https://doi.org/10.1186/s40068-014-0021-y>.
- Naubi, I., Zardari, N.H., Shirazi, S.M., Ibrahim, N.F.B., Baloo, L., 2016. Effectiveness of water quality index for monitoring Malaysian river water quality. *Polish J. Environ. Stud.* 25, 231–239. <https://doi.org/10.15244/pjoes/60109>.

- Neary, B., Cash, K., Hebert, S., Khan, H., Saffran, K., Swain, L., Williamson, D., 2001. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life CCME Water Quality Index 1.0 Technical Report. Can. Counc. Minist. Environ.
- Nikoo, M.R., Kerachian, R., Malakpour-Estalaki, S., Bashi-Azghadi, S.N., Azimi-Ghadikolaee, M.M., 2011. A probabilistic water quality index for river water quality assessment: A case study. Environ. Monit. Assess. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1842-4>.
- Nives, S.-G., 1999. Water quality evaluation by index in Dalmatia. Water Res. 33, 3423–3440. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(99\)00063-9](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(99)00063-9).
- Nong, X., Shao, D., Zhong, H., Liang, J., 2020. Evaluation of water quality in the Southto-North Water Diversion Project of China using the water quality index (WQI) method. Water Res. 178 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115781>.
- Noori, R., Berndtsson, R., Hosseinzadeh, M., Adamowski, J.F., Abyaneh, M.R., 2019. A critical review on the application of the National Sanitation Foundation Water Quality Index. Environ. Pollut. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.076>.
- O’Flaherty, G., Allen, M., 2001. Parameters of Water Quality. Environmental Protection Agency, Ireland. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.
- Ocampo-Duque, W., Ferr’e-Huguet, N., Domingo, J.L., Schuhmacher, M., 2006. Assessing water quality in rivers with fuzzy inference systems: A case study. Environ. Int. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.03.009>.
- Ocampo-Duque, W., Osorio, C., Piamba, C., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., 2013. Water quality analysis in rivers with non-parametric probability distributions and fuzzy inference systems: Application to the Cauca River, Colombia. Environ. Int. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.11.007>.
- Odonkor, S.T., Ampofo, J.K., 2013. Escherichia coli as an indicator of bacteriological quality of water: an overview. Microbiol. Res. (Pavia). <https://doi.org/10.4081/mr.2013.e2>.
- Ongley, E.D., Booty, W.G., 1999. Pollution remediation planning in developing countries. Water Int. 24, 31–38. <https://doi.org/10.1080/02508069908692131>.

- Oni, O., Fasakin, O., 2016. Open Access The Use of Water Quality Index Method to Determine the Potability of Surface Water and Groundwater in the Vicinity of a Municipal Solid Waste Dumpsite in Nigeria. *Am. J. Eng. Res. (AJER)*. *Am. J. Eng. Res.* 96–101.
- Ortega, D.J.P., Pérez, D.A., Am´erico, J.H.P., De Carvalho, S.L., Segovia, J.A., 2016. Development of index of resilience for surface water in watersheds. *J. Urban Environ. Eng.* 10, 72–82. <https://doi.org/10.4090/juee.2016.v10n1.007282>.
- Othman, F., Alaa Eldin, M.E., 2012. Assessment of the Klang River Quality Using the Water Quality Indices. *Adv. Mater. Res.* 599, 237–240. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.599.237>.
- Ott, W.R., 1978. *Environmental Indices: Theory and Practice*. Arbor Science Publications, Ann Arbor, Michigan, pp. 371–p.
- Panda, P.K., Panda, R.B., Dash, P.K., 2016. Assessment of Water Quality Index of River Salandi at Hadagada Dam and Its Down Stream upto. *Am. J. Water Resour.* 4, 44–53. <https://doi.org/10.12691/ajwr-4-2-3>.
- Papazotos Panagiotis, Koumantakis Ioannis, Vasileiou Eleni, 2019. Hydrogeochemical assessment and suitability of groundwater in a typical Mediterranean coastal area: A case study of the Marathon basin, NE Attica, Greece. *HydroResearch* <https://doi.org/10.1016/j.hydres.2019.11.002>
- Papazotos Panagiotis, Vasileiou Eleni, Perraki Maria, 2020. Elevated groundwater concentrations of arsenic and chromium in ultramafic environments controlled by seawater intrusion, the nitrogen cycle, and anthropogenic activities: The case of the Gerania Mountains, NE Peloponnese, Greece. *Applied Geochemistry* <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104697>
- Peche, R., Rodríguez, E., 2012. Development of environmental quality indexes based on fuzzy logic. A case study. *Ecol. Indic.* 23, 555–565. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.029>.
- Pesce, S.F., Wunderlin, D.A., 2000. Use of water quality indices to verify the impact of Cordoba City (Argentina) on Suquia River. *Water Res.* [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00036-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00036-1).

- Pham, T.M.H., Sthiannopkao, S., Ba, D.T., Kim, K.W., 2011. Development of Water Quality Indexes to Identify Pollutants in Vietnam's Surface Water. *J. Environ. Eng.* 137, 273–283. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000314](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000314).
- Pimentel D, Berger B, Filiberto D, et al. Water Resources, Agriculture, and the Environment. Ithaca (NY): New York State College of Agriculture and Life Sciences, Cornell University. *Environmental Biology Report*. 2004;1–46.
- Qasemi M., Darvishian M. et al. (2023) Characteristics, water quality index and human health risk from nitrate and fluoride in Kakhk city and its rural areas, Iran
- Remoundaki Emmanouella, Vasileiou Eleni, Philippou Angeliki, Perraki Maria, Kousi Pavlina, Hatzikioseyan Artin, Stamatis Georgios, 2016. Groundwater deterioration: the simultaneous effects of intense agricultural activity and heavy metals in soils. *Int. Confer. On Efficient & Sust. Manag. Toward Worth Living Develop.* 2nd EwaS 2016 <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.099>
- Reza, R.; Singh, G. (2010) Assessment of GroundWater Quality Status by Using Water Quality Index Method in Orissa, India. *World Appl. Sci. J.*, 9 (12), 1392–1397.
- Rocha, F.C., Andrade, E.M., Lopes, F.B., 2015. Water quality index calculated from biological, physical and chemical attributes. *Environ. Monit. Assess.* 187 <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4163-1>.
- Ross, T.J., 1995. FUZZY LOGIC WITH ENGINEERING APPLICATIONS Fourth Edition Title: Fuzzy logic with engineering applications.
- Sener, S., Sener, E., Davraz, A., 2017. Evaluation of water quality using water quality index (WQI) method and GIS in Aksu River (SW-Turkey). *Sci. Total Environ.* 584–585, 131–144. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.102>.
- Saffran, K., Environment, A., Cash, K., Canada, E., 2001. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life CCME WATER QUALITY INDEX 1.0 User's Manual. Quality 1–5.
- Said, A., Stevens, D.K., Sehlke, G., 2004. An innovative index for evaluating water quality in streams. *Environ. Manage.* <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0210-y>.

- Sami, M., Shiekhdavoodi, M.J., Pazhohanniya, M., Pazhohanniya, F., 2014. Environmental comprehensive assessment of agricultural systems at the farm level using fuzzy logic: A case study in cane farms in Iran. *Environ. Model. Softw.* <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.02.014>.
- Sanchez, E., Colmenarejo, M.F., Vicente, J., Rubio, A., García, M.G., Travieso, L., Borja, R., 2007. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. *Ecol. Indic.* 7, 315–328. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.02.005>.
- Sarkar, C., Abbasi, S.A., 2006. Qualidex - A new software for generating water quality indice. *Environ. Monit. Assess.* 119, 201–231. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9023-6>.
- Schierow, L.J., Chesters, G., 1988. Evaluation of the great lakes nearshore index. *Water Res* 22, 269–277. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(88\)90020-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(88)90020-6).
- Seifi, A., Dehghani, M., Singh, V.P., 2020. Uncertainty analysis of water quality index (WQI) for groundwater quality evaluation: Application of Monte-Carlo method for weight allocation. *Ecol. Indic.* 117 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106653>.
- Shah, K.A., Joshi, G.S., 2015. Evaluation of water quality index for River Sabarmati, Gujarat, India. *Appl. Water Sci.* <https://doi.org/10.1007/s13201-015-0318-7>.
- Shuhaimi-Othman, M., Lim, E.C., Mushrifah, I., 2007. Water quality changes in Chini Lake, Pahang, West Malaysia. *Environ. Monit. Assess.* 131, 279–292. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9475-3>.
- Sim, S.F., Ling, T.Y., Lau, S., Jaafar, M.Z., 2015. A novel computer-aided multivariate water quality index. *Env. Monit. Assess.* 187, 181. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4416-7>.
- Singh, P.K., Panigrahy, B.P., Verma, P., 2018. Evaluation of the Surface Water Quality Index of Jharia Coal Mining Region and Its Management of Surface Water Resources, in: *Environmental Pollution*. Springer Nature Singapore Pte Ltd. 2018, pp. 429–437. https://doi.org/10.1007/978-981-10-5792-2_34.
- Smith, D.G., 1990. A better water quality indexing system for rivers and streams. *Water Res.* [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(90\)90047-A](https://doi.org/10.1016/0043-1354(90)90047-A).

- Stambuk, G. N. (1999) Water Quality Evaluation by Index in Dalmatia. *Water Res.*, 33 (16), 3423–3440.
- Stambuk-Giljanovic, 2003. Comparison of Dalmatian Water Evaluation Indices. *Water Environ. Res.* 75, 388–405. <https://doi.org/10.2175/106143003X141196>.
- Steinhart, C.E., Schierow, L.-J., Sonzogni, W.C., 1982. An environmental quality index for the great lakes. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1982.tb00110.x>.
- Stoner, J.D., 1978. Water-Quality Indices for Specific Water Uses. *Geol. Surv. Circ.*
- Sun, W., Xia, C., Xu, M., Guo, J., Sun, G., 2016. Application of modified water quality indices as indicators to assess the spatial and temporal trends of water quality in the Dongjiang River. *Ecol. Indic.* 66 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.054>.
- Sutadian, A.D., Muttill, N., Yilmaz, A.G., Perera, B.J.C., 2016. Development of river water quality indices—a review. *Environ. Monit. Assess.* 188, 1–29. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-5050-0>.
- Sutadian, A.D., Muttill, N., Yilmaz, A.G., Perera, B.J.C., 2017. Using the Analytic Hierarchy Process to identify parameter weights for developing a water quality index. *Ecol. Indic.* 75, 220–233. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.043>.
- Sutadian, A.D., Muttill, N., Yilmaz, A.G., Perera, B.J.C., 2018. Development of a water quality index for rivers in West Java Province. Indonesia. *Ecol. Indic.* 85, 966–982. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.049>.
- Swamee, P.K., Tyagi, A., 2000. Describing water quality with aggregate index. *J. Environ. Eng.* [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2000\)126:5\(451\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2000)126:5(451)).
- Tomas, D., Curlin, M., Marić, A.S., 2017. Assessing the surface water status in Pannonian ecoregion by the water quality index model. *Ecol. Indic.* 79, 182–190. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.033>.
- Uddin MG., Nash S., Olbert A. 2021. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators* 122 107218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>

- Uddin, M.G., Moniruzzaman, M., Khan, M., 2017. Evaluation of Groundwater Quality Using CCME Water Quality Index in the Rooppur Nuclear Power Plant Area, Ishwardi, Pabna. Bangladesh. *Am. J. Environ. Prot.* 5, 33–43. <https://doi.org/10.12691/env-5-2-2>.
- Uddin, M.G., Moniruzzaman, M., Quader, M.A., Hasan, M.A., 2018. Spatial variability in the distribution of trace metals in groundwater around the Rooppur nuclear power plant in Ishwardi, Bangladesh. *Groundw. Sustain. Dev.* <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.06.002>.
- Vasileiou Eleni, Papazotos Panagiotis, Dimitrakopoulos Dimitrios, Perraki Maria, 2019. Expounding the origin of chromium in groundwater of the Sarigkiol basin, Western Macedonia, Greece: a cohesive statistical approach and Hydrochemical study. Springer Nature Switzerland AG 2019. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7655-1>
- Verma, R.K., Murthy, S., Tiwary, R.K., Verma, S., 2019. Development of simplified WQIs for assessment of spatial and temporal variations of surface water quality in upper Damodar river basin , eastern India. *Appl. Water Sci.* 0–15 <https://doi.org/10.1007/s13201-019-0893-0>.
- WFD, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Available at: <http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/2014-11-20>.
- Wu, Z., Wang, X., Chen, Y., Cai, Y., Deng, J., 2018. Assessing river water quality using water quality index in Lake Taihu Basin, China. *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.293>.
- Xia, R., Chen, Z., 2014. Integrated Water-Quality Assessment of the Huai River Basin in China. *J. Hydrol. Eng.* 20, 1–8. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001030](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001030).
- Yan, H., Zou, Z., Wang, H., 2010. Adaptive neuro fuzzy inference system for classification of water quality status. *J. Environ. Sci.* [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60335-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60335-1).
- Yidana, S.M., Yidana, A., 2009. Assessing water quality using water quality index and multivariate analysis. *Environ. Earth Sci.* 59, 1461–1473. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0132-3>.

- Zandbergen, P.A., Hall, K.J., 1998. Analysis of the British Columbia Water Quality Index for watershed managers: A case study of two small watersheds. *Water Qual. Res. J. Canada*.
- Zeinalzadeh, K., Rezaei, E., 2017. Determining spatial and temporal changes of surface water quality using principal component analysis. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 13, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.07.002>