



**ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΙΩΑΝΝΙΝΩΝ
ΣΧΟΛΗ ΘΕΤΙΚΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ
ΤΜΗΜΑ ΦΥΣΙΚΗΣ
ΕΡΓΑΣΤΗΡΙΟ ΜΕΤΕΩΡΟΛΟΓΙΑΣ**



**Φυσικές παράμετροι που διαμορφώνουν την ποιότητα της ατμόσφαιρας
και το ακουστικό περιβάλλον σε ένα εκτεταμένο αστικό συγκρότημα**

ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

ΠΑΡΑΣΚΕΥΗ ΜΠΕΓΟΥ



ΙΩΑΝΝΙΝΑ 2026



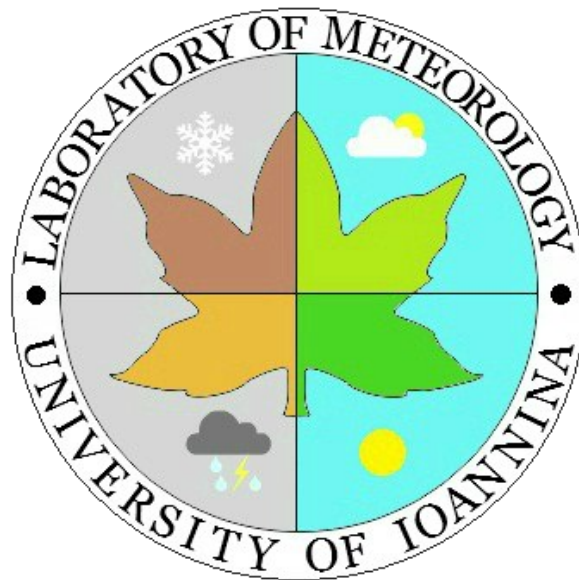
**UNIVERSITY OF IOANNINA
SCHOOL OF SCIENCES
DEPARTMENT OF PHYSICS
LABORATORY OF
METEOROLOGY**



**Physical parameters that shape air quality and
acoustic environment in an extended urban complex**

PhD THESIS

PASASKEVI BEGOU



IOANNINA 2026

Τριμελής Συμβουλευτική Επιτροπή

- **Θωμάς Μάγγος**, Διευθυντής Ερευνών, Ινστιτούτο Πυρηνικών και Ραδιολογικών Επιστημών και Τεχνολογίας, Ενέργειας και Ασφάλειας, ΕΚΕΦΕ «Δημόκριτος»
- **Νικόλαος Μπάκας**, Επίκουρος Καθηγητής, Τμήμα Φυσικής, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων
- **Αναστασία Πασχαλίδου**, Καθηγήτρια, Τμήμα Δασολογίας και Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων, Δημοκρίτειο Πανεπιστήμιο Θράκης.

Επταμελής Εξεταστική Επιτροπή

- **Θωμάς Μάγγος**, Διευθυντής Ερευνών, Ινστιτούτο Πυρηνικών και Ραδιολογικών Επιστημών και Τεχνολογίας, Ενέργειας και Ασφάλειας, ΕΚΕΦΕ «Δημόκριτος»
- **Νικόλαος Μπάκας**, Επίκουρος Καθηγητής, Τμήμα Φυσικής, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων
- **Αναστασία Πασχαλίδου**, Καθηγήτρια, Τμήμα Δασολογίας και Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων, Δημοκρίτειο Πανεπιστήμιο Θράκης
- **Χρήστος Λώλης**, Αναπληρωτής Καθηγητής, Τμήμα Φυσικής, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων
- **Αγγελική Φωτιάδη**, Επίκουρη Καθηγήτρια, Τμήμα Φυσικής, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων
- **Ιάσων Σταυρούλας**, Επίκουρος Καθηγητής, Τμήμα Φυσικής, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων
- **Χρήστος Γιάνναρος**, Επίκουρος Καθηγητής, Τμήμα Φυσικής, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων

Περιεχόμενα

Περίληψη

Πίνακας Συντμήσεων και Ακρωνυμίων

Δημοσιεύσεις σε διεθνή επιστημονικά περιοδικά με κριτές και δημοσιεύσεις/εργασίες σε πρακτικά επιστημονικών συνεδρίων

Κεφάλαιο 1 – Εισαγωγή

- 1.1 Αντικείμενο έρευνας και ερευνητικά ερωτήματα
- 1.2 Αλληλεπίδραση μετεωρολογικών παραμέτρων και αστικών χαρακτηριστικών στη διαμόρφωση της ατμοσφαιρικής ρύπανσης
- 1.3 Ηχορύπανση στο αστικό περιβάλλον: πηγές εκπομπής, ατμοσφαιρική διάδοση του ήχου και επίδραση μετεωρολογικών παραμέτρων
- 1.4 Η ατμοσφαιρική ρύπανση στην Ελλάδα: ιστορική εξέλιξη, χωρικές διαφοροποιήσεις, μετεωρολογική επίδραση και ανθρωπογενείς πηγές
- 1.5 Επιδράσεις ατμοσφαιρικής ρύπανσης στην ανθρώπινη υγεία
- 1.6 Αστικές περιοχές μελέτης
 - 1.6.1 Αττική: Γεωμορφολογία και Κλιματολογικές – Μετεωρολογικές συνθήκες
 - 1.6.2 Θεσσαλονίκη: Γεωμορφολογία και Κλιματολογικές – Μετεωρολογικές συνθήκες

Κεφάλαιο 2 – Κύματα καύσωνα και φωτοχημική ρύπανση από τροποσφαιρικό όζον (O₃)

Εισαγωγή

- 2.1 Δεδομένα και Μεθοδολογία
 - 2.1.1 Δεδομένα
 - 2.1.2 Ορισμός και προσδιορισμός περιόδων καύσωνα
 - 2.1.3 Εκτίμηση ακραίων συγκεντρώσεων O₃
 - 2.1.4 Προσδιορισμός ακραίων επεισοδίων καύσωνα και O₃
 - 2.1.5 Υπολογισμός βιομετεωρολογικών δεικτών
 - 2.1.6 Συντελεστής Επίδρασης καύσωνα στα επεισόδια υψηλής συγκέντρωσης O₃
 - 2.1.7 Στατιστική ανάλυση δεδομένων
- 2.2 Ανάλυση δεδομένων – Αποτελέσματα
 - 2.2.1 Χρονικές τάσεις στις εξεταζόμενες χρονοσειρές δεδομένων
 - 2.2.2 Χρονική εξέλιξη της συχνότητας και της διάρκειας των επεισοδίων καύσωνα
 - 2.2.3 Ετήσιος αριθμός ημερών με υψηλές τιμές των βιομετεωρολογικών δεικτών
 - 2.2.4 Χρονικές διακυμάνσεις των συγκεντρώσεων O₃
 - 2.2.4.1 Ωριαίες, εβδομαδιαίες και μηνιαίες μεταβολές των συγκεντρώσεων O₃
 - 2.2.4.2 Χρονικές μεταβολές στη μέγιστη τιμή του ημερήσιου 8-ώρου κυλιόμενου μέσου του O₃
 - 2.2.4.3 Αριθμός υπερβάσεων του ορίου ενημέρωσης (Information Threshold, IT) και του ορίου συναγερμού (Alert Threshold, AT) της συγκέντρωσης του O₃
 - 2.2.5 Συνδυασμένα επεισόδια καύσωνα και O₃ (Joint events)
 - 2.2.5.1 Υπερβάσεις της τιμής-ορίου του MDA8hO₃ κατά τη θερινή περίοδο και τις περιόδους καύσωνα
 - 2.2.5.2 Συντελεστής Επίδρασης στα επεισόδια υψηλής ρύπανσης O₃

2.2.5.3 Ποσοστιαίες μεταβολές στις συγκεντρώσεις MDA8hO₃

2.2.5.4 Υπερβάσεις του ορίου ενημέρωσης (Information Threshold, IT) και του ορίου συναγερμού (Alert Threshold, AT) της συγκέντρωσης του O₃ κατά τη διάρκεια επεισοδίων καύσωνα

2.3 Συμπεράσματα

Κεφάλαιο 3 – Ατμοσφαιρική στασιμότητα και ποιότητα του αέρα

Εισαγωγή

3.1 Δεδομένα και Μεθοδολογία

3.1.1 Δεδομένα

3.1.2 Δείκτης στασιμότητας του ατμοσφαιρικού αέρα (Air Stagnation Index)

3.1.3 Δείκτης έντασης ατμοσφαιρικής στασιμότητας (Air Stagnation Intensity Index)

3.1.4 Στατιστική ανάλυση δεδομένων

3.2 Ανάλυση δεδομένων – Αποτελέσματα

3.2.1 Μετεωρολογικές παράμετροι του ASI (Air Stagnation Index)

3.2.2 Μετεωρολογικές συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας

3.2.3 Ατμοσφαιρική στασιμότητα και κύματα καύσωνα

3.2.4 Δείκτης έντασης ατμοσφαιρικής στασιμότητας (Air Stagnation Intensity Index)

3.2.5 Συσχέτιση των ατμοσφαιρικών συνθηκών στασιμότητας με τις μετεωρολογικές παραμέτρους και τις συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων

3.2.5.1 Συσχετίσεις με μορφή heatmap μεταξύ μετεωρολογικών μεταβλητών και ατμοσφαιρικών ρύπων

3.2.5.2 Διαγράμματα πυκνότητας πιθανότητας των συγκεντρώσεων των αιωρούμενων σωματιδίων (PM_{2.5} και PM₁₀)

3.2.5.3 Μεταβολές στις συγκεντρώσεις των αιωρούμενων σωματιδίων (PM_{2.5} και PM₁₀)

3.2.6 Κατηγορίες του δείκτη Sn και συγκεντρώσεις αιωρούμενων σωματιδίων (PM_{2.5} και PM₁₀)

3.3 Συμπεράσματα

Κεφάλαιο 4 – Εκτίμηση των επιπτώσεων της ατμοσφαιρικής ρύπανσης στην υγεία των κατοίκων της Αττικής

Εισαγωγή

4.1 Εφαρμογή του λογισμικού AirQ+. Μελέτη περίπτωσης: O₃, NO₂ και PM_{2.5}

4.1.1 Δεδομένα και Μεθοδολογία

4.1.2 Λογισμικό AIRQ+ και μεθοδολογία αξιολόγησης κινδύνου για την υγεία

4.1.3 Ανάλυση δεδομένων – Αποτελέσματα

4.1.4 Συμπεράσματα

4.2 Εφαρμογή της ποιοτικής εκτίμησης της επικινδυνότητας (health risk assessment) επιλεγμένων ατμοσφαιρικών ρύπων στην υγεία. Μελέτη περίπτωσης: βενζόλιο και αιωρούμενα σωματίδια (PM_{2.5} και PM₁₀)

4.2.1 Δεδομένα

4.2.2 Μεθοδολογία αξιολόγησης κινδύνου για την υγεία

4.2.2.1 Εκτίμηση επικινδυνότητας για την υγεία από την έκθεση στο βενζόλιο και τα αιωρούμενα σωματίδια (PM_{2.5} και PM₁₀)

4.2.2.2 Πηλίο Κινδύνου (Hazard Quotient - HQ)

4.2.2.3 Εκτίμηση έκθεσης και υπολογισμός HQ για τις ημέρες με ατμοσφαιρική στασιμότητα

4.2.2.4 Κίνδυνος εμφάνισης καρκίνου (Integrated Lifetime Cancer Risk - ILTCR)

4.2.3 Ανάλυση δεδομένων – Αποτελέσματα

4.2.3.1 Εκτίμηση μη καρκινικού και καρκινικού κινδύνου από την έκθεση στο βενζόλιο και τα αιωρούμενα σωματίδια ($PM_{2.5}$ και PM_{10})

4.2.3.2 Εκτίμηση θνησιμότητας από την έκθεση στο βενζόλιο του ατμοσφαιρικού αέρα

4.2.4 Συμπεράσματα

Κεφάλαιο 5 – Αστικό ακουστικό περιβάλλον και κυκλοφοριακός θόρυβος

Εισαγωγή

5.1 Δεδομένα και Μεθοδολογία

5.1.1 Δεδομένα και μετρήσεις θορύβου

5.1.2 Δείκτες περιβαλλοντικού θορύβου

5.1.2.1 Εκατοστημοριακές στάθμες επιπέδων θορύβου

5.1.2.2 Δείκτες κυκλοφοριακού θορύβου

5.1.2.3 Δείκτες περιβαλλοντικού θορύβου για την αξιολόγηση των επιβλαβών επιπτώσεων στην ανθρώπινη υγεία και ευημερία

5.1.2.4 Δείκτης θορύβου $L_{10(18-h)}$ και μεθοδολογία CoRTN (Calculation of Road Traffic Noise)

5.2 Ανάλυση δεδομένων – Αποτελέσματα

5.2.1 Επίπεδα δεικτών κυκλοφοριακού θορύβου

5.2.2 Επίπεδα δεικτών περιβαλλοντικού θορύβου L_{den} και L_{night}

5.2.3 Εφαρμογή της μεθοδολογίας CoRTN

5.2.4 Σχέση μεταξύ μετεωρολογικών παραμέτρων και θορύβου οδικής κυκλοφορίας

5.3 Συμπεράσματα

Κεφάλαιο 6 – Συμπεράσματα

Βιβλιογραφία

Παράρτημα 1

Παράρτημα 2

Περίληψη

Η παρούσα διδακτορική διατριβή, με τίτλο «**Φυσικές παράμετροι που διαμορφώνουν την ποιότητα της ατμόσφαιρας και το ακουστικό περιβάλλον σε ένα εκτεταμένο αστικό συγκρότημα**», εντάσσεται στο γνωστικό πεδίο του **Εργαστηρίου Μετεωρολογίας του Τμήματος Φυσικής** και εκπονήθηκε στο πλαίσιο του **Προγράμματος Διδακτορικών Σπουδών του Τμήματος Φυσικής της Σχολής Θετικών Επιστημών του Πανεπιστημίου Ιωαννίνων**.

Η διδακτορική διατριβή διερευνά συστηματικά τον ρόλο των μετεωρολογικών διεργασιών και των φυσικών παραμέτρων στη διαμόρφωση της ποιότητας της ατμόσφαιρας και του ακουστικού περιβάλλοντος σε εκτεταμένα αστικά συγκροτήματα. Η έρευνα υιοθετεί μια ολοκληρωμένη και διεπιστημονική προσέγγιση, συνδυάζοντας κλιματικά και μετεωρολογικά δεδομένα, μετρήσεις συγκεντρώσεων ατμοσφαιρικών ρύπων, ανάλυση της ατμοσφαιρικής στασιμότητας, επιδημιολογική εκτίμηση κινδύνου και αξιολόγηση του αστικού θορύβου.

Η καινοτομία της διδακτορικής διατριβής έγκειται στην ανάπτυξη ενός ενοποιημένου μετεωρολογικού πλαισίου ανάλυσης, στο οποίο τα κύματα καύσωνα, η ατμοσφαιρική στασιμότητα, η ατμοσφαιρική ρύπανση και το αστικό ακουστικό περιβάλλον εξετάζονται ως αλληλεπιδρώντα φαινόμενα ενός σύνθετου περιβαλλοντικού συστήματος. Στο πλαίσιο αυτό, η ενσωμάτωση βιομετεωρολογικών δεικτών και εργαλείων εκτίμησης κινδύνου επιτρέπει την ποσοτικοποίηση της επίδρασης των μετεωρολογικών συνθηκών στη διαμόρφωση της περιβαλλοντικής επιβάρυνσης και των επιπτώσεων στην ανθρώπινη υγεία. Παράλληλα, η ένταξη του αστικού ακουστικού περιβάλλοντος και των μικρομετεωρολογικών διεργασιών που επηρεάζουν τη διάδοση του θορύβου επεκτείνει την ανάλυση και συμβάλλει σε μια ολιστική προσέγγιση των περιβαλλοντικών κινδύνων στο αστικό περιβάλλον.

Τα αποτελέσματα των μακροχρόνιων τάσεων θερμοκρασίας και συγκεντρώσεων O_3 στην περιοχή της Αττικής για την περίοδο 1991–2021 καταδεικνύουν στατιστικά σημαντική αύξηση της μέσης και ακραίας θερμοκρασίας, καθώς και ενίσχυση της συχνότητας, διάρκειας και έντασης των καυσώνων. Παράλληλα, τεκμηριώνεται ισχυρή συσχέτιση μεταξύ καυσώνων και αυξημένων συγκεντρώσεων O_3 , ιδίως κατά τη διάρκεια παρατεταμένων επεισοδίων καύσωνα, αναδεικνύοντας τον ρόλο των καυσώνων, σε συνδυασμό με τις επικρατούσες μετεωρολογικές συνθήκες, ως καταλυτικών μηχανισμών ενίσχυσης της φωτοχημικής ρύπανσης.

Τα αποτελέσματα της ανάλυσης της ατμοσφαιρικής στασιμότητας στην περιοχή της Αττικής για την περίοδο 1991–2021 καταδεικνύουν ότι οι στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες παρουσιάζουν χωρική και εποχική μεταβλητότητα. Η ατμοσφαιρική στασιμότητα λειτουργεί ως βασικός μετεωρολογικός μηχανισμός που περιορίζει τη διασπορά των ατμοσφαιρικών ρύπων και ευνοεί τη συσσώρευσή τους, ενώ η συχνότερη εμφάνισή της κατά τους θερινούς μήνες συνδέεται με συνθήκες υψηλών θερμοκρασιών και επεισόδια καύσωνα, ενισχύοντας τη συνολική περιβαλλοντική επιβάρυνση. Τα ευρήματα αναδεικνύουν την ατμοσφαιρική στασιμότητα ως κρίσιμο μετεωρολογικό μηχανισμό που ελέγχει τη χρονική και χωρική μεταβλητότητα της ατμοσφαιρικής ρύπανσης.

Η ποσοτικοποίηση των επιπτώσεων στην ανθρώπινη υγεία πραγματοποιείται μέσω της εφαρμογής εξειδικευμένου λογισμικού και δεικτών εκτίμησης κινδύνου. Τα αποτελέσματα δείχνουν ότι, ενώ οι μέσες συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων στις πόλεις συχνά παραμένουν εντός των θεσμοθετημένων ορίων, η μακροχρόνια έκθεση συνεπάγεται μετρήσιμο υγειονομικό φορτίο, με έντονες χωρικές διαφοροποιήσεις στον αστικό ιστό. Η ανάλυση αυτή γεφυρώνει τη φυσική της ατμόσφαιρας με την περιβαλλοντική υγεία, μετατρέποντας τις περιβαλλοντικές τάσεις σε ποσοτικοποιημένο κίνδυνο για τον πληθυσμό.

Επίσης, αξιολογείται το αστικό ακουστικό περιβάλλον της Θεσσαλονίκης, με έμφαση στον κυκλοφοριακό θόρυβο και στην επίδραση μικρομετεωρολογικών παραμέτρων στη διάδοσή του. Μέσω συστηματικών μετρήσεων επιπέδων θορύβου και υπολογισμού δεικτών ηχορύπανσης αναδεικνύονται σημαντικές χωρικές, χρονικές και εποχικές διαφοροποιήσεις των επιπέδων θορύβου, καθώς και η συμβολή της θερμοκρασίας, της σχετικής υγρασίας και της ταχύτητας του ανέμου στη διαμόρφωση του αστικού ακουστικού περιβάλλοντος. Οι κεντρικοί οδικοί άξονες χαρακτηρίζονται από σχεδόν μόνιμα υψηλά επίπεδα θορύβου, ενώ στην περιφερειακή περιοχή καταγράφεται χαμηλότερη μέση έκθεση στον κυκλοφοριακό θόρυβο αλλά μεγαλύτερη μεταβλητότητα των επιπέδων θορύβου.

Συνολικά, η διατριβή καταδεικνύει ότι οι μετεωρολογικές διεργασίες αποτελούν τον θεμελιώδη φυσικό μηχανισμό που διέπει τη μεταβλητότητα της ποιότητας της ατμόσφαιρας και του αστικού ακουστικού περιβάλλοντος, συνδέοντας την ατμοσφαιρική ρύπανση, τα επεισόδια καύσωνα και την ανθρώπινη έκθεση σε ένα ενιαίο πλαίσιο περιβαλλοντικών κινδύνων. Η προσέγγιση αυτή αναδεικνύει τον κεντρικό ρόλο της **Μετεωρολογίας** στην κατανόηση των αλληλεπιδράσεων μεταξύ ατμόσφαιρας, αστικού περιβάλλοντος και δημόσιας υγείας.

Πίνακας Συντμήσεων και Ακρωνυμίων

| ΣΥΝΤΜΗΣΗ – ΑΚΡΩΝΥΜΙΟ | ΕΠΕΞΗΓΗΣΗ |
|-----------------------------------|---|
| Air Stagnant Intensity Index (Sn) | Δείκτης έντασης στασιμότητας του ατμοσφαιρικού αέρα |
| Air Stagnation Index (ASI) | Δείκτης στασιμότητας του ατμοσφαιρικού αέρα |
| AT | Alert Threshold (Όριο συναγερμού για την οριακή τιμή συγκέντρωσης O ₃ (μg/m ³)) |
| CoRTN | Calculation of Road Traffic Noise |
| DI | Discomfort Index |
| ET | Effective Temperature |
| HI | Heat Index |
| HU | Humidex |
| HW | Heat wave (Καύσωνας) |
| Impact Factor | Συντελεστής Επίδρασης |
| L _{den} | Δείκτης περιβαλλοντικού θορύβου που ορίζεται ως η Α-σταθμισμένη μέση ηχοστάθμη σε περίοδο 24 ωρών |
| L _{night} | Δείκτης περιβαλλοντικού θορύβου που ορίζεται ως η Α-σταθμισμένη μέση ηχοστάθμη κατά τη διάρκεια της νυχτερινής περιόδου |
| MDA8hO ₃ | Maximum Daily 8-hour mean |
| NC | Noise Climate |
| Non-Stagnant Days | Ημέρες χωρίς συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας |
| NPL | Noise Pollution Level |
| Stagnant days | Ημέρες με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας |
| TNI | Traffic Noise Index |
| ΑΘΝ | Αστική Θερμική Νησίδα |
| ΑΟΣ | Ατμοσφαιρικό Οριακό Στρώμα |
| ΕΔΠΑΡ | Εθνικό Δίκτυο Παρακολούθησης Ατμοσφαιρικής Ρύπανσης |
| IT | Information Threshold (Όριο ενημέρωσης για την οριακή τιμή συγκέντρωσης O ₃ (μg/m ³)) |
| ΣΠΠΑ | Σταθμοί Παρακολούθησης Ποιότητας Αέρα |

Δημοσιεύσεις σε διεθνή επιστημονικά περιοδικά με κριτές και δημοσιεύσεις/εργασίες σε πρακτικά επιστημονικών συνεδρίων

Από τα αποτελέσματα της διδακτορική διατριβής προέκυψαν οι ακόλουθες επιστημονικές δημοσιεύσεις:

Επιστημονικά περιοδικά

- **Begou, P., Bakas, N. A., Paschalidou, A., & Maggos, T. (2026).** Impact of atmospheric stagnation on PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations in the Attica Region, Greece (1991–2021) (*Submitted*)
- **Begou, P., Saraga, D. & Maggos, T. (2026).** The relationship between heat waves and summertime pollution in the Attica Region, Greece. *Meteorology and Atmospheric Physics* 138, 4 (2026). <https://doi.org/10.1007/s00703-025-01102-x>
- **Kassomenos, P., & Begou, P. (2022).** The Impact of Urban Overheating on Heat-Related Morbidity. In: Aghamohammadi, N., Santamouris, M. (eds) *Urban Overheating: Heat Mitigation and the Impact on Health. Advances in Sustainability Science and Technology.* Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-19-4707-0_3
- **Begou, P., & Kassomenos, P. (2022).** Burden of Natural-Cause and Cause-Specific Mortality Associated with Long-Term Exposure to PM_{2.5}: A Case Study in Attica Region, Greece. *Atmosphere*, 13(12), 2026. <https://doi.org/10.3390/atmos13122026>
- **Begou, P., & Kassomenos, P. (2021).** Exposure to the road traffic noise in an urban complex in Greece: the quantification of healthy life years lost due to noise-induced annoyance and noise-induced sleep disturbances. *Environmental science and pollution research international*, 28(10), 12932–12943. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11190-4>
- **Begou, P., Kassomenos, P., & Kelessis, A. (2020).** Dataset on the road traffic noise measurements in the municipality of Thessaloniki, Greece. *Data in brief*, 29, 105214. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.105214>
- **Begou, P., & Kassomenos, P. (2020).** One-year measurements of toxic benzene concentrations in the ambient air of Greece: An estimation of public health risk. *Atmospheric Pollution Research* 11 (2020) 1829–1838 <https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.07.011>

Επιστημονικά συνέδρια

- **Begou, P. (2023).** Application of AirQ+ Software in the Attica Region, Greece: The Hospitalizations and Work Days Lost Attributed to Air Pollutants. *Environmental Sciences Proceedings*. 2023; 26(1):36. <https://doi.org/10.3390/environsciproc2023026036> *16th International Conference on Meteorology, Climatology and Atmospheric Physics (COMECAP 2023), 25-29 September 2023, Athens, Greece*
- **Begou, P. (2022).** Analysis of PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations trends in selected Greek urban cities before and after the national lockdowns caused by the COVID-19 pandemic. *1st International Conference on Sustainable Chemical and Environmental Engineering, 31st August - 4th September 2022, Rethymno, Greece.* ISBN: 978-618-86417-0-9.
- **Begou, P., & Kassomenos, P. (2021).** The influence of air temperature on the propagation of road traffic noise. *15th International Conference on Meteorology, Climatology and Atmospheric Physics (COMECAP 2021), 26-29 September 2021, Ioannina, Greece*

Κεφάλαιο 1 – Εισαγωγή

1.1 Αντικείμενο έρευνας και ερευνητικά ερωτήματα

Η παρούσα διδακτορική διατριβή εντάσσεται στο επιστημονικό πεδίο της **Μετεωρολογίας και της Φυσικής της Ατμόσφαιρας** και εξετάζει τον ρόλο των μετεωρολογικών και φυσικών παραμέτρων στη διαμόρφωση της ποιότητας της ατμόσφαιρας και του ακουστικού περιβάλλοντος σε αστικά συγκροτήματα. Η έρευνα επικεντρώνεται στη διερεύνηση των μηχανισμών μέσω των οποίων οι ατμοσφαιρικές συνθήκες επηρεάζουν τις διεργασίες σχηματισμού, μεταφοράς, διασποράς και συσσώρευσης των ατμοσφαιρικών ρύπων, καθώς και στη συμβολή των μικρομετεωρολογικών παραμέτρων στη διάδοση του περιβαλλοντικού θορύβου.

Οι σύγχρονες αστικές περιοχές χαρακτηρίζονται από έντονη περιβαλλοντική επιβάρυνση, η οποία προκύπτει από την αλληλεπίδραση φυσικών διεργασιών και ανθρωπογενών δραστηριοτήτων. Στο πλαίσιο αυτό, η ατμοσφαιρική ρύπανση και ο περιβαλλοντικός θόρυβος αποτελούν βασικές συνιστώσες της ποιότητας ζωής. Ωστόσο, η διαμόρφωση των επιπέδων ατμοσφαιρικής ρύπανσης δεν εξαρτάται αποκλειστικά από τις εκπομπές ρυπογόνων ουσιών, αλλά σε μεγάλο βαθμό από τις επικρατούσες μετεωρολογικές συνθήκες, οι οποίες καθορίζουν τη διασπορά και τη συσσώρευση των ρύπων στην ατμόσφαιρα.

Ιδιαίτερη έμφαση δίνεται σε ακραία καιρικά φαινόμενα και ειδικότερα στα κύματα καύσωνα, τα οποία εμφανίζουν αυξανόμενη συχνότητα και ένταση τις τελευταίες δεκαετίες στην περιοχή της Μεσογείου. Οι συνθήκες υψηλής θερμοκρασίας και έντονης ηλιακής ακτινοβολίας ευνοούν τη φωτοχημική παραγωγή τροποσφαιρικού όζοντος (O_3), ενώ παράλληλα επηρεάζουν τη δυναμική του ατμοσφαιρικού οριακού στρώματος. Στο πλαίσιο της διατριβής διερευνάται συστηματικά η σχέση μεταξύ επεισοδίων καύσωνα και αυξημένων συγκεντρώσεων O_3 , καθώς και η συνδυασμένη εμφάνιση των δύο φαινομένων ως ένδειξη ενίσχυσης της φωτοχημικής ρύπανσης.

Επίσης, εξετάζεται η ατμοσφαιρική στασιμότητα, όπως αυτή προσδιορίζεται μέσω του Δείκτη Ατμοσφαιρικής Στασιμότητας (Air Stagnation Index – ASI), η οποία χαρακτηρίζεται από συνθήκες ασθενών ανέμων τόσο κοντά στην επιφάνεια όσο και στην ελεύθερη τροπόσφαιρα, σε συνδυασμό με χαμηλά επίπεδα υετού. Οι συνθήκες αυτές συνεπάγονται περιορισμένη κατακόρυφη ανάμειξη και αυξημένη ευστάθεια της ατμόσφαιρας, ευνοώντας τη συσσώρευση ατμοσφαιρικών ρύπων κοντά στην επιφάνεια. Η ανάλυση εστιάζει τόσο στη συχνότητα εμφάνισης των επεισοδίων ατμοσφαιρικής στασιμότητας όσο και στην έντασή τους, καθώς και στη συσχέτισή τους με τις συγκεντρώσεις διαφορετικών ατμοσφαιρικών ρύπων.

Η μελέτη βασίζεται σε μακροχρόνιες χρονοσειρές μετεωρολογικών δεδομένων και δεδομένων ποιότητας αέρα, με έμφαση στην περιοχή της Αττικής για την περίοδο 1991–2021, καθώς και σε δεδομένα από τη Θεσσαλονίκη για την ανάλυση του ακουστικού περιβάλλοντος της αστικής αυτής περιοχής. Για την ποσοτικοποίηση των φαινομένων που μελετώνται εφαρμόζονται κατάλληλοι δείκτες σε συνδυασμό με στατιστικές μεθόδους ανάλυσης χρονοσειρών και εκτίμησης των χρονικών τάσεων.

Στο πλαίσιο της διερεύνησης των επιπτώσεων της ατμοσφαιρικής ρύπανσης, πραγματοποιείται εκτίμηση του κινδύνου για την ανθρώπινη υγεία μέσω της εφαρμογής κατάλληλων μεθοδολογιών και στατιστικών εργαλείων. Η προσέγγιση αυτή επιτρέπει τη σύνδεση των φυσικών διεργασιών της ατμόσφαιρας με ποσοτικοποιημένα μεγέθη επιβάρυνσης του πληθυσμού, αναδεικνύοντας τη σημασία των μετεωρολογικών παραμέτρων όχι μόνο στη διαμόρφωση των επιπέδων ατμοσφαιρικής ρύπανσης αλλά και στις επιπτώσεις τους.

Επιπλέον, η διατριβή επεκτείνεται στη μελέτη του αστικού ακουστικού περιβάλλοντος, με έμφαση στον οδικό κυκλοφοριακό θόρυβο. Διερευνάται η επίδραση μετεωρολογικών παραμέτρων όπως η θερμοκρασία, η υγρασία στη διάδοση του ήχου, καθώς και η χωρική και χρονική μεταβλητότητα των επιπέδων θορύβου στο αστικό περιβάλλον.

Η παρούσα διδακτορική διατριβή οργανώθηκε με βάση τρεις κύριους ερευνητικούς άξονες, οι οποίοι αφορούν:

α) Στα κύματα καύσωνα και το τροποσφαιρικό όζον (O₃)

β) Στην ατμοσφαιρική στασιμότητα και την ποιότητα του ατμοσφαιρικού αέρα

γ) Στο ακουστικό περιβάλλον στις αστικές περιοχές

Η διατριβή οργανώνεται ως εξής: στο **Κεφάλαιο 1** παρουσιάζεται το θεωρητικό πλαίσιο και η επισκόπηση της βιβλιογραφίας. Στα **Κεφάλαια 2 και 3** της διατριβής εξετάζεται ο ρόλος των μετεωρολογικών συνθηκών στη διαμόρφωση των επιπέδων ατμοσφαιρικής ρύπανσης, μέσω της συνεκτίμησης κλιματικών και μετεωρολογικών δεδομένων. Ιδιαίτερη έμφαση δίνεται στη διερεύνηση της ποιότητας του αέρα υπό την επίδραση των κυμάτων καύσωνα, με αξιολόγηση των συγκεντρώσεων του O₃ και εφαρμογή κατάλληλων δεικτών. Παράλληλα, εκτιμάται η θερμική άνεση κατά τη διάρκεια ημερών με υψηλές θερμοκρασίες, μέσω του υπολογισμού βιομετεωρολογικών δεικτών. Επιπλέον, μελετάται και αξιολογείται ο δείκτης ατμοσφαιρικής στασιμότητας, με στόχο τη διερεύνηση της επίδρασής του στην ποιότητα της ατμόσφαιρας. Η ανάλυση αυτή αποσκοπεί στον προσδιορισμό της συσχέτισης ή/και των μηχανισμών που συνδέουν τα επίπεδα συγκέντρωσης των ατμοσφαιρικών ρύπων με τις μετεωρολογικές παραμέτρους. Στο πλαίσιο αυτό, πραγματοποιείται συνδυασμένη ανάλυση για χρονικό διάστημα 30 ετών (1991–2021), η οποία εστιάζει: **(α)** στη σχέση μεταξύ κυμάτων καύσωνα και O₃ και **(β)** στη σχέση μεταξύ ατμοσφαιρικής στασιμότητας και ποιότητας του ατμοσφαιρικού αέρα. Στο **Κεφάλαιο 4** της διατριβής αξιολογούνται οι επιπτώσεις στην υγεία των κατοίκων εκτεταμένων αστικών συγκροτημάτων. Πραγματοποιείται εκτίμηση της έκθεσης του πληθυσμού στην ατμοσφαιρική ρύπανση, με σκοπό τον ποσοτικό προσδιορισμό της περιβαλλοντικής νοσοεπιβάρυνσης. Στο **Κεφάλαιο 5** της διατριβής μελετάται ο θόρυβος της οδικής κυκλοφορίας, με ιδιαίτερη έμφαση στην επίδραση μικρομετεωρολογικών παραμέτρων, όπως η θερμοκρασία και η υγρασία, στη διάδοση και ενίσχυση του θορύβου. Παράλληλα, εκτιμώνται οι χρονικές διακυμάνσεις του περιβαλλοντικού θορύβου μέσω της ανάλυσης ωριαίων δεδομένων κυκλοφοριακού θορύβου. Υπολογίζονται οι δείκτες εκτίμησης κυκλοφοριακού θορύβου, οι οποίοι ενσωματώνουν τη διακύμανση της ηχητικής όχλησης εντός του 24ώρου, προσφέροντας μια συστηματική και ολοκληρωμένη αποτύπωση της ακουστικής επιβάρυνσης. Τα βασικά συμπεράσματα παρουσιάζονται στο **Κεφάλαιο 6**. Στο **Παράρτημα 1** παρουσιάζεται η βιβλιομετρική ανάλυση που εφαρμόστηκε για την αποτύπωση της υφιστάμενης γνώσης και τον εντοπισμό των ερευνητικών κενών.

Σκοπός της παρούσας διατριβής είναι η συστηματική διερεύνηση της επίδρασης επιλεγμένων μετεωρολογικών παραμέτρων στη διαμόρφωση της ποιότητας της ατμόσφαιρας και του αστικού ακουστικού περιβάλλοντος. Ειδικότερα, τα βασικά ερευνητικά ερωτήματα που τίθενται είναι τα εξής:

(α) σε ποιο βαθμό τα κύματα καύσωνα επηρεάζουν τη συχνότητα και την ένταση επεισοδίων αυξημένων συγκεντρώσεων του O₃,

(β) ποιος είναι ο ρόλος της ατμοσφαιρικής στασιμότητας στη συσσώρευση και τη χρονική μεταβλητότητα των ατμοσφαιρικών ρύπων,

(γ) πώς διαφοροποιείται η απόκριση των ατμοσφαιρικών ρύπων υπό διαφορετικές μετεωρολογικές συνθήκες,

(δ) σε ποιο βαθμό οι παρατηρούμενες συγκεντρώσεις συνδέονται με τις επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία και

(ε) πώς οι μικρομετεωρολογικές παράμετροι επηρεάζουν τη διάδοση και τη διακύμανση του κυκλοφοριακού θορύβου στο αστικό περιβάλλον.

Μέσω των παραπάνω ερωτημάτων επιδιώκεται η ποσοτικοποίηση των σχετικών μηχανισμών και η ενοποιημένη προσέγγιση των επιμέρους ατμοσφαιρικών συνθηκών στο πλαίσιο της Μετεωρολογίας αστικού περιβάλλοντος. Η συμβολή της διδακτορικής διατριβής έγκειται στη συνδυαστική διερεύνηση των φυσικών παραμέτρων στο πλαίσιο της Μετεωρολογίας αστικού περιβάλλοντος, αναδεικνύοντας τον καθοριστικό ρόλο των μετεωρολογικών διεργασιών στη διαμόρφωση της ποιότητας του αέρα και του ακουστικού περιβάλλοντος, καθώς και στις επιπτώσεις τους στον αστικό πληθυσμό.

1.2 Αλληλεπίδραση μετεωρολογικών παραμέτρων και αστικών χαρακτηριστικών στη διαμόρφωση της ατμοσφαιρικής ρύπανσης

Οι συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων στο αστικό περιβάλλον προκύπτουν από τον συνεχή «ανταγωνισμό» μεταξύ των εκπομπών, οι οποίες αυξάνουν τα επίπεδα ατμοσφαιρικής ρύπανσης, και των διεργασιών διασποράς, μεταφοράς και εναπόθεσης, που τείνουν να τα μειώσουν (Goodsite and Hertel, 2012). Η ετερογένεια των επιπέδων ατμοσφαιρικής ρύπανσης στις αστικές περιοχές αντικατοπτρίζει τόσο τις διαφορές στις ανθρωπογενείς εκπομπές όσο και τον ρόλο των μετεωρολογικών συνθηκών στη δυναμική της ατμόσφαιρας. Οι τοπικές μετεωρολογικές παράμετροι παρουσιάζουν σημαντική χωρική και χρονική μεταβλητότητα και εξαρτώνται από τη γεωμορφολογία και τη γεωγραφική θέση κάθε πόλης, διαμορφώνοντας τελικά τα επίπεδα ατμοσφαιρικής ρύπανσης.

Η ποιότητα του αέρα και οι μετεωρολογικές συνθήκες στις αστικές περιοχές συνδέονται μέσω πολύπλοκων σχέσεων που εκδηλώνονται σε πολλαπλές χωρικές και χρονικές κλίμακες. Επιπλέον, τα αστικά κέντρα επιβαρύνονται περαιτέρω λόγω του φαινομένου της Αστικής Θερμικής Νησίδας (ΑΘΝ), που γίνεται εντονότερο υπό το πρίσμα της παγκόσμιας αστικοποίησης και της αυξανόμενης συχνότητας ακραίων καιρικών φαινομένων εξαιτίας της ανθρωπογενούς κλιματικής αλλαγής.

Τα αστικό περιβάλλον χρήζει ιδιαίτερης μελέτης, καθώς μεγάλος αριθμός ανθρώπων ζει και εργάζεται στις μεγαλουπόλεις. Οι αστικές δραστηριότητες αποτελούν πηγές ατμοσφαιρικών ρύπων και οι εκπομπές από τις πηγές αυτές εξαρτώνται από τον πληθυσμό και τις εγκαταστάσεις των πόλεων. Η διασπορά των ατμοσφαιρικών ρύπων εξαρτάται από τα αστικά χαρακτηριστικά, ενώ η εξάπλωση των πόλεων μπορεί να ποικίλλει ανάλογα με τα πολιτιστικά και γεωγραφικά χαρακτηριστικά (Pérez et al., 2020).

Οι συσχετίσεις μεταξύ των συγκεντρώσεων των ατμοσφαιρικών ρύπων και των μετεωρολογικών παραμέτρων, όπως η θερμοκρασία και η υγρασία, εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από το τοπικό κλίμα της υπό μελέτη περιοχής, αλλά και από την εποχικότητα. Πολυάριθμες μελέτες έχουν συσχετίσει την ατμοσφαιρική ρύπανση με τις μετεωρολογικές συνθήκες (Larissi et al., 2010; Duan et al., 2021; Arslan, 2023; Emekwuru and Ejorhwo, 2023).

Η σχετική υγρασία επηρεάζει σημαντικά τη συγκέντρωση των αιωρούμενων σωματιδίων (PM) μέσω διαφορετικών μηχανισμών. Σε συνθήκες μέτριας υγρασίας, τα υγροσκοπικά σωματίδια απορροφούν υδρατμούς, οδηγώντας σε αύξηση του μεγέθους και της μάζας τους (hygroscopic growth), γεγονός που ενισχύει τις μετρούμενες συγκεντρώσεις, ιδιαίτερα για το κλάσμα PM₁₀. Αντίθετα, σε υψηλά επίπεδα σχετικής υγρασίας, ενισχύονται οι διεργασίες απομάκρυνσης των PM, όπως η συσσωμάτωση και η καθίζηση (ξηρή εναπόθεση), καθώς και η υγρή εναπόθεση μέσω κατακρημνισμάτων (washout),

οδηγώντας σε μείωση των συγκεντρώσεων τους στην ατμόσφαιρα. Ως εκ τούτου, η επίδραση της σχετικής υγρασίας στις συγκεντρώσεις PM είναι μη γραμμική και εξαρτάται από το εύρος τιμών της και τις επικρατούσες μετεωρολογικές συνθήκες. Ενδεικτικά, στο Auckland της Νέας Ζηλανδίας έχει αναφερθεί αρνητική συσχέτιση μεταξύ θερμοκρασίας και συγκεντρώσεων PM₁₀, ενώ η σχετική υγρασία παρουσίασε θετική συσχέτιση με τα PM₁₀. Στο Δουβλίνο, η αρνητική συσχέτιση μεταξύ PM₁₀ και θερμοκρασίας κατά τη διάρκεια του χειμώνα αποδόθηκε κυρίως στην αυξημένη κυκλοφορία οχημάτων και στη χρήση οικιακής θέρμανσης. Αντίστοιχα, στη Δυτική Αφρική παρατηρήθηκαν ασθενείς συσχετίσεις μεταξύ των PM (PM₁, PM_{2.5} και PM₁₀) και της θερμοκρασίας, ενώ οι συσχετίσεις με τη σχετική υγρασία παρουσίασαν σημαντική χωρική και εποχική μεταβλητότητα, επηρεαζόμενες από το τοπικό κλίμα και τις περιόδους βροχοπτώσεων (Emekwuru and Ejorwomu, 2023).

Η θερμοκρασία και η σχετική υγρασία είναι δύο κρίσιμοι μετεωρολογικοί παράγοντες που επηρεάζουν τον σχηματισμό του O₃. Στην Jiangsu, Κίνα, η συγκέντρωση του O₃ βρέθηκε να συσχετίζεται θετικά με τη θερμοκρασία και αρνητικά με τη σχετική υγρασία. Όταν η θερμοκρασία ήταν υψηλότερη από 25 °C, η σχετική υγρασία 30%-50% και η ταχύτητα του ανέμου κάτω από 4 m/s, οι συνθήκες ήταν ευνοϊκές για τη δημιουργία ρύπανσης από O₃ (Duan et al., 2021). Στο Çanakkale της Τουρκίας, τα επίπεδα του O₃ φτάνουν σε υψηλότερα επίπεδα τους θερινούς μήνες σε σύγκριση με τους χειμερινούς μήνες, καθώς εξαρτώνται ιδιαίτερα από την ηλιακή ακτινοβολία και την υψηλή θερμοκρασία, ενώ αρνητική συσχέτιση βρέθηκε με την σχετική υγρασία (Arslan, 2023).

Η Chaloulakou et al. (2003) διερεύνησε τους παράγοντες που επηρεάζουν τις συγκεντρώσεις αιωρούμενων σωματιδίων στο αστικό περιβάλλον της Αθήνας. Διαπιστώθηκε η αντίστροφη συσχέτιση μεταξύ των συγκεντρώσεων των PM₁₀ και PM_{2.5} και της ταχύτητας του ανέμου. Οι αυξημένες ταχύτητες ανέμου ευνοούν τη διασπορά των ατμοσφαιρικών ρύπων, οδηγώντας σε χαμηλότερα επίπεδα αιωρούμενων σωματιδίων, ενώ συνθήκες άπνοιας συμβάλλουν στη συσσώρευσή τους.

Ως σημαντικό στοιχείο του αστικού μικροκλίματος, το 'αστικό αιολικό περιβάλλον' (urban wind environment) επηρεάζει τη θερμική άνεση των ανθρώπων και διαδραματίζει, επίσης, σημαντικό ρόλο στη διασπορά της ατμοσφαιρικής ρύπανσης εντός της πόλης. Το 'αιολικό περιβάλλον' στην πόλη επηρεάζεται από πολλούς παράγοντες, συμπεριλαμβανομένης της αστικής μορφολογίας, της αστικής δόμησης και της αστικής πυκνότητας. Οι ατμοσφαιρικοί ρύποι συσσωρεύονται εντός της πόλης και δεν διασκορπίζονται εύκολα λόγω του ανεπαρκούς αερισμού. Σε περιοχές υψηλής πυκνότητας δόμησης και ανεπαρκούς αερισμού, ο χρόνος παραμονής των ατμοσφαιρικών ρύπων στην ατμόσφαιρα είναι μεγαλύτερος. Ο άνεμος απομακρύνει τους ατμοσφαιρικούς ρύπους από την πηγή τους, προκαλώντας τη διασπορά τους. Γενικά, οι υψηλές ταχύτητες ανέμου οδηγούν στη διασπορά των ατμοσφαιρικών ρύπων και μειώνουν τη συγκέντρωσή τους. Ωστόσο, η υψηλή ταχύτητα του ανέμου μπορεί επίσης να δημιουργήσει επαναιώρηση σκόνης υπό κατάλληλες - ευνοϊκές συνθήκες (Ulriani et al., 2022).

Στην Αθήνα, η εποχικότητα των επεισοδίων ατμοσφαιρικής ρύπανσης συνδέεται με τις πηγές εκπομπών κατά τη διάρκεια της ψυχρής περιόδου και με την ανάπτυξη της θαλάσσιας αύρας (Larissi et al., 2010). Εκτός από την εμφάνιση της θαλάσσιας αύρας, οι κύριοι παράγοντες που ευνοούν τα επεισόδια ατμοσφαιρικής ρύπανσης είναι η τοπογραφία και η γεωμορφολογία, με τους ορεινούς όγκους που περιβάλλουν το λεκανοπέδιο της Αθήνας να εμποδίζουν τον αερισμό της πόλης, καθώς και το πεδίο ροής του ανέμου, το οποίο στο οριακό στρώμα είναι κυρίως ΒΑ κατεύθυνσης κατά τη θερμή περίοδο του έτους. Η ψυχρή περίοδος σχετίζεται με ασταθείς ατμοσφαιρικές συνθήκες, με την έντονη αστάθεια να συμβάλλει στη διασπορά των ατμοσφαιρικών ρύπων, ενώ παράλληλα περιορίζεται ο ρόλος του ανέμου στη διαμόρφωση των επιπέδων ατμοσφαιρικής ρύπανσης. Κατά τη θερμή περίοδο του έτους, τα ισχυρά και συχνά επεισόδια ατμοσφαιρικής ρύπανσης (κυρίως φωτοχημική ρύπανση) συνδέονται με

μετεωρολογικές συνθήκες όπως οι υψηλές τιμές της θερμοκρασίας του αέρα, η ηλιοφάνεια και η ηλιακή ακτινοβολία, αλλά και η ενίσχυση της θαλάσσιας αύρας (Larissi et al., 2010; Mavroidis and Iliia, 2012).

Η σχέση μεταξύ των συγκεντρώσεων $PM_{2.5}$ και PM_{10} και της βροχόπτωσης εξαρτάται από την ένταση της βροχόπτωσης, τη διάμετρο των σταγόνων της βροχής και το μέγεθος των σωματιδίων του αερολύματος. Η αποτελεσματικότητα της υγρής εναπόθεσης στα μεγαλύτερα σωματίδια (PM_{10}) μεταβάλλεται σημαντικά με την αλλαγή της διαμέτρου της σταγόνας, ενώ η απομάκρυνση των λεπτόκοκκων σωματιδίων ($PM_{2.5}$) επηρεάζεται λιγότερο από το μέγεθος της σταγόνας. Η επίδραση της βροχόπτωσης στην υγρή εναπόθεση τόσο των PM_{10} όσο και των $PM_{2.5}$ ενισχύεται με την αύξηση της συνολικής βροχόπτωσης, της μέσης έντασης και της διάρκειας της βροχής (Li et al., 2025). Συνολικά, η υγρή απόθεση των σωματιδίων ποικίλει ανάλογα με το μέγεθός τους, γεγονός που καθιστά τον μηχανισμό απομάκρυνσής τους μέσω βροχόπτωσης εξαιρετικά αβέβαιο (Shukla et al., 2008; Liu et al., 2020). Γενικότερα, η απομάκρυνση των ατμοσφαιρικών ρύπων από τη βροχή αποτελεί μη γραμμική διαδικασία, καθώς περιλαμβάνει πολύπλοκες αλληλεπιδράσεις μεταξύ διαφόρων φάσεων στην ατμόσφαιρα. Κατά τη διάρκεια της βροχής, η απορρόφηση και η πρόσκρουση των ατμοσφαιρικών ρύπων εξαρτάται τόσο από την πυκνότητα των σταγόνων όσο και από τη συνολική συγκέντρωση των ατμοσφαιρικών ρύπων στην ατμόσφαιρα.

Η σχέση μεταξύ ηλιακής ακτινοβολίας και ατμοσφαιρικής ρύπανσης είναι αλληλένδετη εξαιτίας της αλληλεπίδρασης αερολύματος-ακτινοβολίας που επηρεάζει σε μεγάλο βαθμό το ισοζύγιο ακτινοβολιών στο σύστημα Γης-ατμόσφαιρας (Chong et al., 2022). Η αύξηση των ανθρωπογενών αερολυμάτων στην ατμόσφαιρα εντείνει διαδικασίες όπως η ανάκλαση, η οπίσθια σκέδαση και η απορρόφηση της ηλιακής ακτινοβολίας, περιορίζοντας τα επίπεδα της ηλιακής ακτινοβολίας που φτάνουν τελικά στην επιφάνεια. Από την άλλη μεριά, τα αερολύματα λειτουργούν ως πυρήνες συμπύκνωσης νεφών, επηρεάζοντας τη φυσική των νεφών και μειώνοντας τη διάρκεια ηλιοφάνειας. Ο Aerosol Index (AI) (δείκτης που αποτυπώνει την παρουσία αερολυμάτων με σημαντικό δυναμικό απορρόφησης της ηλιακής ακτινοβολίας στα υψηλότερα στρώματα της ατμόσφαιρας και σχετίζεται με τη σκόνη της ερήμου, σωματίδια από καύση βιομάζας και την ηφαιστειακή τέφρα) έχει ισχυρή γραμμική συσχέτιση με την εξασθένηση της ηλιακής ακτινοβολίας. Επίσης, η αρνητική συσχέτιση του δείκτη ατμοσφαιρικής ρύπανσης API (Air Pollution Index) με τη διάρκεια ηλιοφάνειας επιβεβαιώνει ότι η αύξηση του API μειώνει την ηλιοφάνεια, ιδιαίτερα σε ημέρες ανέφελου ουρανού και απουσία βροχόπτωσης (Wang et al., 2012).

Επίσης είναι καλά τεκμηριωμένο ότι ο σχηματισμός του O_3 στο επίπεδο του εδάφους εξαρτάται από την ένταση της ηλιακής ακτινοβολίας, τις συγκεντρώσεις NO_x και VOCs και την αναλογία NO_x και VOCs. Οι συγκεντρώσεις του O_3 αυξάνονται με την αύξηση της έντασης της ακτινοβολίας και της θερμοκρασίας τις ημέρες με αίθριες μετεωρολογικές συνθήκες. Επιπλέον, οι διακυμάνσεις της συγκέντρωσης του O_3 εξαρτώνται από τη νεφοκάλυψη και παρουσιάζουν έντονες εποχικές διακυμάνσεις, με μέγιστες συγκεντρώσεις την άνοιξη και το καλοκαίρι (Austin et al., 2015). Επιπλέον, τα $PM_{2.5}$ παρουσιάζουν υψηλές συγκεντρώσεις το καλοκαίρι ως αποτέλεσμα της ισχυρής ηλιακής ακτινοβολίας, ενώ θετικές συσχετίσεις έχουν βρεθεί μεταξύ της ηλιακής ακτινοβολίας και των NO_x , του CO και των BTEX (βενζολίου, τολουολίου, αιθυλοβενζολίου και ξυλενίου).

Το ΑΟΣ (Ατμοσφαιρικό Οριακό Στρώμα) αποτελεί το χαμηλότερο στρώμα της τροπόσφαιρας και είναι βασικός παράγοντας στη δυναμική της ατμοσφαιρικής ρύπανσης μέσω φυσικών και χημικών διεργασιών (Miao et al., 2023; Stjern et al., 2023). Σε ό,τι αφορά στις φυσικές διεργασίες, αυτές περιλαμβάνουν μηχανισμούς όπως αναταράξεις και ανταλλαγή θερμότητας, υγρασίας και ορμής μεταξύ της επιφάνειας και της ατμόσφαιρας και διέπονται σε μεγάλο βαθμό από τη θερμική διαστρωμάτωση του ΑΟΣ και τα χαρακτηριστικά της επιφάνειάς του. Αυτή η ανταλλαγή επηρεάζει έντονα τη μεταφορά και τη

διασπορά των ατμοσφαιρικών ρύπων, από την επιφάνεια στην ανώτερη τροπόσφαιρα. Η σύνδεση μεταξύ της δομής του ΑΟΣ και της ποιότητας του ατμοσφαιρικού αέρα υπογραμμίζει τον τρόπο με τον οποίο το ύψος του ΑΟΣ διαμορφώνει τα τοπικά επίπεδα ατμοσφαιρικής ρύπανσης (Huang et al., 2018; Bakas et al., 2020; Marley et al., 2021). Το ύψος του ΑΟΣ χρησιμοποιείται συχνά σε μελέτες για το κλίμα και την ποιότητα του αέρα για τον χαρακτηρισμό των κατακόρυφων και τυρβωδών ροών και της διασποράς και εναπόθεσης ατμοσφαιρικών ρύπων. Βαθύτερο ΑΟΣ 'οδηγεί' σε μεγαλύτερη κάθετη ανάμειξη και χαμηλότερες συγκεντρώσεις ατμοσφαιρικής ρύπανσης. Επίσης, το ύψος του ΑΟΣ είναι μεγαλύτερο όταν η θερμοκρασία της επιφάνειας είναι υψηλή και η υγρασία χαμηλή, γεγονός που έχει ως αποτέλεσμα να κυριαρχούν οι αισθητές ροές θερμότητας έναντι των λανθανουσών ροών θερμότητας και να οδηγούν σε αυξημένη άνωση.

Ο στροβιλισμός είναι το κυρίαρχο χαρακτηριστικό του ΑΟΣ και είναι υπεύθυνος για την ανάμειξη και τη μεταφορά θερμότητας, υγρασίας και ατμοσφαιρικών ρύπων. Οι διαδικασίες ανωμεταφοράς είναι υπεύθυνες για την κατακόρυφη μεταφορά θερμότητας και υγρασίας, ενώ η ακτινοβολία παίζει σημαντικό ρόλο στον προσδιορισμό του ενεργειακού ισοζυγίου του ΑΟΣ και της αλληλεπίδρασής του με τα αερολύματα. Η οριζόντια μεταφορά των αερίων μαζών με ορισμένες συνοπτικές συνθήκες και η δυναμική του ΑΟΣ μπορεί να έχουν ως αποτέλεσμα τη μεταφορά ατμοσφαιρικών ρύπων σε μεγάλη απόσταση. Το ύψος και η σταθερότητα του ΑΟΣ καθορίζουν τη συγκέντρωση των ατμοσφαιρικών ρύπων στην επιφάνεια και ρυθμίζουν την κατακόρυφη κατανομή τους.

Η αλληλεπίδραση μεταξύ των αερολυμάτων και του ΑΟΣ είναι ένας κρίσιμος παράγοντας στον σχηματισμό και τη διασπορά της ατμοσφαιρικής ρύπανσης. Οι υψηλές συγκεντρώσεις αερολυμάτων μπορούν να ενισχύσουν τη σταθερότητα του ΑΟΣ, με αποτέλεσμα μειωμένο ύψος ΑΟΣ και επιδείνωση των επιπέδων ρύπανσης. Επιπλέον, τα αερολύματα μπορούν να επηρεάσουν τα νέφη και τις μικροφυσικές διεργασίες, οδηγώντας σε αλλαγές στο ύψος του ΑΟΣ και στη συγκέντρωση των ατμοσφαιρικών ρύπων (Li et al., 2017; Deng et al., 2023; Miao et al., 2023; Stjern et al., 2023).

Οι μετεωρολογικές συνθήκες όπως η θερμοκρασία του αέρα, η υγρασία και η ταχύτητα του ανέμου επηρεάζουν τις χημικές διεργασίες μεταξύ των ατμοσφαιρικών ρύπων. Για παράδειγμα, υψηλότερες θερμοκρασίες και ισχυρότερη ηλιακή ακτινοβολία επιταχύνουν τις φωτοχημικές αντιδράσεις, οδηγώντας σε υψηλότερο ρυθμό παραγωγής O_3 και άλλων δευτερογενών ατμοσφαιρικών ρύπων και προκαλώντας φωτοχημική ρύπανση (Jenkin and Clemitshaw, 2000). Αντίθετα, η αυξημένη ταχύτητα του ανέμου και οι αναταράξεις μπορούν να ενισχύσουν την ανάμειξη και τη διασπορά των ατμοσφαιρικών ρύπων εντός του ΑΟΣ, οδηγώντας σε χαμηλότερες συγκεντρώσεις κοντά στην επιφάνεια (Yang et al., 2020).

1.3 Ηχορύπανση στο αστικό περιβάλλον: πηγές εκπομπής, ατμοσφαιρική διάδοση του ήχου και επίδραση μετεωρολογικών παραμέτρων

Η ηχορύπανση αποτελεί ένα από τα πιο σοβαρά και ταυτόχρονα υποτιμημένα περιβαλλοντικά προβλήματα των σύγχρονων αστικών περιοχών. Ορίζεται ως η υποβάθμιση της ποιότητας ζωής και του ανθρωπογενούς περιβάλλοντος εξαιτίας της έκθεσης σε επίπεδα θορύβου που υπερβαίνουν τα θεσμοθετημένα όρια ασφαλείας. Παρά το γεγονός ότι, σε αντίθεση με άλλες μορφές ρύπανσης όπως η ατμοσφαιρική ή η θαλάσσια, η ηχητική ρύπανση δεν αφήνει απτά ίχνη στο φυσικό περιβάλλον, οι επιπτώσεις της στην ανθρώπινη υγεία και στην κοινωνική ευημερία είναι έντονες και πολυδιάστατες. Στις πόλεις του 21ου αιώνα, η συνεχής αύξηση της πληθυσμιακής πυκνότητας, η εντατικοποίηση των μετακινήσεων και η διεύρυνση των οικονομικών και βιομηχανικών δραστηριοτήτων δημιουργούν ένα

περιβάλλον που χαρακτηρίζεται από έντονη ηχορύπανση, με σημαντικές συνέπειες στην καθημερινότητα των πολιτών (Khan and Burdzik, 2025).

Τα τελευταία 20 έτη, η επιστημονική μελέτη του ακουστικού περιβάλλοντος έχει γνωρίσει σημαντική πρόοδο. Η ακουστική μηχανική διευρύνει τα όριά της, ενσωματώνοντας γνώσεις από κλάδους όπως η γεωγραφία, η πολεοδομία, η στατιστική και η κοινωνιολογία, με στόχο τη συστηματική και πολυδιάστατη ανάλυση του ηχητικού περιβάλλοντος (Vogiatzis and Rémy, 2018; Vogiatzis and Rémy, 2020). Στο πλαίσιο αυτό, αναπτύσσονται νέες μεθοδολογίες για τη διαχείριση και τον σχεδιασμό του αστικού χώρου, που αποσκοπούν όχι μόνο στην ποσοτική αποτύπωση των πηγών περιβαλλοντικού θορύβου, αλλά και στη βελτίωση της ποιότητας ζωής των πολιτών (WHO, 2009; WHO, 2018; EEA, 2025). Παράλληλα, η έρευνα στον τομέα του ηχητικού περιβάλλοντος επικεντρώνεται στον καθορισμό αντικειμενικών δεικτών περιβαλλοντικού θορύβου που συσχετίζονται με την υποκειμενική αντίληψη του ήχου (Can, 2015; Brink et al., 2018). Με βάση τις γνώσεις από την ψυχοακουστική και την ακουστική χώρων, έχουν προταθεί δείκτες περιβαλλοντικού θορύβου που αποτυπώνουν τόσο μετρήσιμες φυσικές παραμέτρους (π.χ. στάθμη ηχητικής πίεσης, χρονικές διακυμάνσεις της ηχητικής πίεσης, φάσμα συχνοτήτων του ήχου) όσο και ποιοτικά χαρακτηριστικά της υποκειμενικής ακουστικής εμπειρίας (Can, 2015; Brink et al., 2018).

Στις αστικές περιοχές, οι μελέτες που έχουν διεξαχθεί παγκοσμίως δείχνουν ότι παράγοντες όπως ο αριθμός των ορόφων των κτιρίων, το προφίλ των δρόμων σε σχέση με τις όψεις των κτιρίων, η χωρική κατανομή, η χρήση γης, η συνδεσιμότητα και η ιεραρχία των δρόμων, καθώς και τα μοτίβα χώρων πρασίνου επηρεάζουν σημαντικά τα επίπεδα περιβαλλοντικού θορύβου σε διαφορετικές κλίμακες (Montenegro et al., 2024). Οι μετρήσεις και η χαρτογράφηση των επιπέδων περιβαλλοντικού θορύβου έχουν αξιοποιηθεί για την ανάλυση των αστικών χαρακτηριστικών και της επίδρασης της μορφολογίας στον θόρυβο της οδικής κυκλοφορίας. Ο συγκοινωνιακός θόρυβος αποτελεί μια από τις σημαντικότερες πηγές περιβαλλοντικού θορύβου στις αστικές περιοχές (WHO, 2009; WHO, 2018; EEA, 2025; Ling et al., 2021). Τα δεδομένα καταδεικνύουν ότι ο θόρυβος από την οδική κυκλοφορία αποτελεί την κυρίαρχη πηγή περιβαλλοντικού θορύβου σε αστικά περιβάλλοντα (EEA, 2025). Σύμφωνα με τα όρια που θέτει η Ευρωπαϊκή Οδηγία για τον θόρυβο της οδικής κυκλοφορίας, 92 εκατομμύρια άτομα εκτίθενται σε επιβλαβή ημερήσια επίπεδα θορύβου ($L_{den} \geq 55$ dB), ενώ 58 εκατομμύρια εκτίθενται σε επιβλαβή επίπεδα κατά τη διάρκεια της νύχτας ($L_{night} \geq 50$ dB). Από την άλλη μεριά, ο θόρυβος από τη σιδηροδρομική κυκλοφορία επηρεάζει περίπου 18 εκατομμύρια άτομα κατά τη διάρκεια της ημέρας και 13 εκατομμύρια κατά τη διάρκεια της νύχτας, ενώ ο αεροπορικός θόρυβος επηρεάζει περίπου 2.6 εκατομμύρια άτομα κατά τη διάρκεια της ημέρας και λιγότερο από 1 εκατομμύριο κατά τη διάρκεια της νύχτας (EEA, 2025).

Ο θόρυβος από την οδική κυκλοφορία κυριαρχεί στον αστικό ιστό και εξαρτάται κυρίως από τον κυκλοφοριακό φόρτο, τη σύνθεση της ροής και την ταχύτητα των οχημάτων, καθώς και τα χαρακτηριστικά του οδοστρώματος, όπως τα υλικά κατασκευής και η ασφαλική στρώση του οδοστρώματος (Ling et al., 2021). Πολλές μελέτες έχουν δείξει ότι ο θόρυβος ελαστικών–οδοστρώματος (tire-pavement interaction noise) είναι ο κυρίαρχος «συντελεστής» του συνολικού θορύβου, όταν η ταχύτητα των οχημάτων υπερβαίνει τα 45–50 km/h (Bueno et al., 2011). Ο θόρυβος αυτός ορίζεται ως ο ήχος που εκπέμπεται από τον κύλιση του ελαστικού ως αποτέλεσμα της επαφής του με την επιφάνεια του δρόμου και έχει διερευνηθεί εκτενώς σε πολλές μελέτες. Μεταξύ των κυριότερων παραγόντων που τον επηρεάζουν περιλαμβάνονται η ταχύτητα των οχημάτων, η σύνθεση του στόλου και τα χαρακτηριστικά της επιφάνειας του οδοστρώματος. Ο θόρυβος αυτός αποδίδεται σε μηχανισμούς, όπως οι δονήσεις των ελαστικών λόγω της τραχύτητας του οδοστρώματος, οι μηχανισμοί της τριβής και της πρόσφυσης και ο μηχανισμός εκτόνωσης ή συμπίεσης του αέρα στα ελαστικά των οχημάτων (Anfosso-Lédée and Pichaud, 2007;

Bueno et al., 2011; Ling et al., 2021). Επίσης, υπάρχουν μηχανισμοί που ενισχύουν τον θόρυβο ελαστικών–οδοστρώματος όπως το φαινόμενο συντονισμού Helmholtz (Ling et al., 2021).

Παράλληλα, τα επίπεδα του θορύβου ελαστικών–οδοστρώματος επηρεάζονται από περιβαλλοντικούς και μετεωρολογικούς παράγοντες. Η θερμοκρασία του αέρα επηρεάζει την ακουστική απόδοση του οδοστρώματος, καθώς συνδέεται άμεσα με τη θερμοκρασία της επιφάνειας του δρόμου που διαμορφώνεται από τη θερμοκρασία του αέρα και την ηλιακή ακτινοβολία (Sandberg and Ejsmont, 2007; Anfosso-Lédée and Pichaud, 2007; Bueno et al., 2011; Ling et al., 2021; Sánchez-Fernández et al., 2021; Begou and Kassomenos, 2021a). Τη δεκαετία του 1980 διαπιστώθηκε ότι η εκπομπή του θορύβου μειώνεται με την αύξηση της θερμοκρασίας. Μετρήσεις σε εύρος θερμοκρασιών μεταξύ 5 °C και 30 °C δείχνουν ότι η στάθμη ηχητικής πίεσης για τον ίδιο συνδυασμό ελαστικών–οδοστρώματος μπορεί να διαφέρει κατά 2–3 dB(A) (Anfosso-Lédée and Pichaud, 2007). Ειδικότερα, η εκπομπή του θορύβου ελαστικών–οδοστρώματος μειώνεται με την αύξηση της θερμοκρασίας του αέρα, έως και 0,1 dB(A)/°C (Anfosso-Lédée and Pichaud, 2007; Bueno et al., 2011).

Η διαβίωση σε αστικές περιοχές όπου ο πληθυσμός εκτίθεται στον περιβαλλοντικό θόρυβο αυξάνει σημαντικά τον κίνδυνο εμφάνισης πολυάριθμων προβλημάτων υγείας (Babisch, 2005; Babisch, 2011; Basner et al., 2014; WHO, 2009; WHO, 2018; EEA, 2025). Η έκθεση σε υψηλά επίπεδα περιβαλλοντικού θορύβου σχετίζεται με διαταραχές στην ακοή, όπως εμβοές και απώλεια ακοής, ενόχληση, διαταραχές ύπνου, αυξημένα επίπεδα άγχους και μείωση της πνευματικής και γνωστικής απόδοσης. Η όχληση λόγω θορύβου εκδηλώνεται ως αίσθημα δυσαρέσκειας από την έκθεση στον ανεπιθύμητο ήχο και ενδέχεται να προκαλεί θυμό, απογοήτευση, δυσαρέσκεια, ταραχή, άγχος, και σωματικά συμπτώματα όπως κούραση. Ακόμα, οι επιπτώσεις της έκθεσης περιλαμβάνουν καρδιαγγειακά και μεταβολικά νοσήματα, ψυχικές διαταραχές και σε ακραίες περιπτώσεις πρόωρο θάνατο. Ο θόρυβος επηρεάζει τις βιολογικές διεργασίες ενεργοποιώντας φυσιολογικές και ψυχολογικές αντιδράσεις, ενώ παράλληλα διαταράσσει τον ύπνο και τον κερκάρδιο ρυθμό. Οι βιολογικές αποκρίσεις διαφέρουν ανάλογα με την πηγή που παράγει τον ήχο (π.χ. οδική, σιδηροδρομική ή αεροπορική), τα χαρακτηριστικά του ήχου (διαλείπον ή συνεχής) και τη χρονική στιγμή που παρουσιάζεται εντός του 24ώρου (ημέρα ή νύχτα). Το ανθρώπινο αισθητήριο της ακοής λειτουργεί ως ένα κρίσιμο σύστημα προειδοποίησης, ικανό να ανιχνεύει και να επεξεργάζεται ηχητικά ερεθίσματα ακόμη και σε καταστάσεις μειωμένης εγρήγορσης. Χαρακτηριστικό είναι ότι παραμένει ενεργό κατά τη διάρκεια του ύπνου, επιτρέποντας την άμεση αφύπνιση του ατόμου σε περίπτωση ανίχνευσης απειλητικών ή ασυνήθιστων ήχων (Muzet, 2007). Οι ήχοι μεταδίδονται μηχανικά μέσω του εξωτερικού και μέσου ωτός στα αισθητήρια κύτταρα του έσω ωτός, τα οποία μετατρέπουν τη μηχανική ενέργεια σε ηλεκτροχημική δραστηριότητα και τη μεταφέρουν μέσω ακουστικών νεύρων στους κατάλληλους υποδοχείς του εγκεφάλου (Babisch, 2005; Babisch, 2011; Basner et al., 2014; WHO, 2009; WHO, 2018; EEA, 2025). Ο θόρυβος πρέπει να θεωρείται συστημικός επιβαρυντικός παράγοντας για την υγεία (systemic health stressor) (EEA, 2025).

Πλήθος επιπτώσεων στην υγεία του ευρωπαϊκού πληθυσμού καταγράφονται ακόμη και σε επίπεδα θορύβου χαμηλότερα από τα όρια που ορίζει η Ευρωπαϊκή Οδηγία για τον θόρυβο. Ο Παγκόσμιος Οργανισμός Υγείας (ΠΟΥ) προτείνει χαμηλότερα όρια για τον περιβαλλοντικό θόρυβο σε σύγκριση με τα όρια που θέτει η Ε.Ε., γεγονός που συνεπάγεται ότι η έκθεση στον περιβαλλοντικό θόρυβο ενδεχομένως να επιβαρύνει μεγαλύτερο ποσοστό ανθρώπων, με αρνητικές συνέπειες στην υγεία τους. Σύμφωνα με τις κατευθυντήριες οδηγίες του ΠΟΥ, στην Ευρώπη εκτιμάται ότι περίπου 150 εκατομμύρια άνθρωποι — ποσοστό άνω του 30% του πληθυσμού — εκτίθενται σε επιβλαβή επίπεδα θορύβου κατά τη διάρκεια της ημέρας και περίπου 139 εκατομμύρια άτομα εκτιμάται ότι επηρεάζονται από επιβλαβή επίπεδα θορύβου κατά τη διάρκεια της νύχτας (EEA, 2025). Το ποσοστό αυτό αντιπροσωπεύει σημαντική αύξηση σε σχέση

με τις εκτιμήσεις της Ευρωπαϊκής Οδηγίας για τον θόρυβο. Συνεπώς, προκύπτει η ανάγκη επανεξέτασης των υφιστάμενων προτύπων και οδηγιών, ώστε αυτά να ενσωματώνουν τόσο τις φυσικές παραμέτρους που διαμορφώνουν το ακουστικό περιβάλλον όσο και τις ποιοτικές και υγειονομικές διαστάσεις της έκθεσης στον περιβαλλοντικό θόρυβο.

1.4 Η ατμοσφαιρική ρύπανση στην Ελλάδα: ιστορική εξέλιξη, χωρικές διαφοροποιήσεις, μετεωρολογική επίδραση και ανθρωπογενείς πηγές

Η ατμοσφαιρική ρύπανση στην Ελλάδα μελετάται από τα τέλη της δεκαετίας του 1960 (Alivisatos et al., 1967; Pelekasi and Skourtos, 1991). Τη δεκαετία του 1970, η εμφάνιση του «νέφους» δημιούργησε ανησυχία για τις επιπτώσεις στη δημόσια υγεία και οδήγησε σε αυστηρούς ελέγχους στις ρυπογόνες εκπομπές των οχημάτων (Economidou, 1987; Valaoras et al., 1988; Moussiopoulos, 1993a; Moussiopoulos, 1993b). Η σταδιακή μείωση του θείου στα καύσιμα και η χρήση ντίζελ στις εγκαταστάσεις κεντρικής θέρμανσης μείωσε τα επίπεδα συγκεντρώσεων SO₂ στην αστική ατμόσφαιρα (Economidou, 1987). Παράλληλα, η ατμοσφαιρική ρύπανση στην Αθήνα προσέλαυσε τη διεθνή προσοχή ως παράγοντας καταστροφής των αρχαίων μνημείων της Ακρόπολης και του Παρθενώνα (Yocom, 1979).

Τα NO_x, το SO₂ και τα PM_{2.5} θεωρήθηκαν ως τα πιο κρίσιμα συστατικά της αιθαλομίχλης στην Αθήνα. Άλλα κρίσιμα συστατικά της ήταν τα φωτοχημικά οξειδωτικά που σχηματίζονται στην ατμόσφαιρα υπό την επίδραση της ηλιακής ακτινοβολίας, όταν συνυπάρχουν NO_x και υδρογονάνθρακες (και σε μικρότερο βαθμό το CO). Τα επίπεδα συγκέντρωσης των κύριων φωτοχημικών οξειδωτικών, δηλαδή του NO₂ και του O₃, αυξήθηκαν την περίοδο 1984-1989 έως και 20% ετησίως (Moussiopoulos, 1993a). Οι μετρήσεις από τους σταθμούς παρακολούθησης της ατμοσφαιρικής ρύπανσης στην οδό Πατησίων, στη Γεωπονική Σχολή και στα Λιόσια κατά τη διάρκεια της δεκαετίας του 1980 έδειξαν αυξανόμενες συγκεντρώσεις για το O₃.

Οι Cartalis and Varotsos (1994) ανέλυσαν ιστορικό αρχείο καταγραφών του O₃ για τα έτη 1901-1940 και τις μετρήσεις των ετών 1987-1990 για την Αθήνα. Οι συγκεντρώσεις του O₃ αυξήθηκαν από τα 20 ppb το 1900 σε 28 ppb το 1920 και για την περίοδο 1921-1940 οι συγκεντρώσεις του O₃ είχαν πτωτική τάση που έφτασε στα 15 ppb το 1940, ενώ συγκριτικά με την περίοδο 1987-1990 υπήρξε αύξηση της αναλογίας ανάμειξης του O₃ από 28,2 ppb σε 57,4 ppb για την ημέρα και από 26,6 ppb σε 48,5 ppb για τη νύχτα (Cartalis and Varotsos, 1994).

Ακόμα, οι Güsten et al. (1988) μελέτησαν τα φωτοχημικά επεισόδια αιθαλομίχλης στην Αθήνα το 1984 και διαπίστωσαν ότι όλα τα επεισόδια συνέβησαν ημέρες με υψηλά επίπεδα ηλιακής ακτινοβολίας, υψηλές θερμοκρασίες και με σχετικά χαμηλές ταχύτητες ανέμου που έπνεε από νότιες διευθύνσεις την ημέρα και βόρειες διευθύνσεις τη νύχτα. Γενικά, όταν ο άνεμος είναι ΝΔ, που είναι η επικρατούσα διεύθυνση ανέμου υπό συνθήκες θαλάσσιας αύρας στη λεκάνη της Αττικής, παρατηρούνται υψηλές συγκεντρώσεις O₃ (Güsten et al., 1988; Paliatsos and Nastos, 1999). Η ημερήσια διακύμανση των συγκεντρώσεων των NO₂ και NO χαρακτηρίστηκε από υψηλές τιμές τις πρωινές ώρες, με το NO να έχει μέγιστη τιμή 180 μg/m³ κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού του 1988 (Moussiopoulos, 1993a). Ακόμα, η ατμοσφαιρική μοντελοποίηση και η ανάλυση των μετεωρολογικών συνθηκών έδειξαν πως η χρονική και χωρική διακύμανση των συγκεντρώσεων των φωτοχημικών ρύπων στην Αθήνα επηρεάζεται σε μεγάλο βαθμό από τα τοπικά συστήματα κυκλοφορίας του ανέμου και τα επεισόδια φωτοχημικής ατμοσφαιρικής ρύπανσης συσχετίστηκαν με την εμφάνιση της θαλάσσιας αύρας (Lalas et al., 1983; Moussiopoulos, 1993a; Moussiopoulos, 1993b).

Οι Ziomas et al. (1995) πραγματοποίησαν μια πιλοτική μελέτη τον Μάιο του 1993 σχετικά με φωτοχημικά οξειδωτικά στην ευρύτερη περιοχή της Αθήνας, με τα αποτελέσματα να δείχνουν πως οι υψηλότερες συγκεντρώσεις O_3 (=130 ppb) και PAN (Peroxyacetyl nitrate) (=6 ppb) παρατηρήθηκαν στα βόρεια προάστια της Αθήνας, ενώ στο ανατολικό τμήμα της Αττικής τα χαμηλά επίπεδα O_3 ($O_{3(max)}=70$ ppb) και NO_x έδειξαν απουσία προδρόμων ουσιών στην περιοχή. Παράλληλα, οι σταθμοί παρακολούθησης της ατμοσφαιρικής ρύπανσης μετρούσαν τις συγκεντρώσεις «καπνού» (smoke), όπως αναφερόταν στην βιβλιογραφία (Kambezidis et al., 1986; Pissimanis et al., 1991; Paliatsos and Amanatidis, 1994). Οι Paliatsos and Amanatidis (1994) μελέτησαν τις μηνιαίες τιμές των συγκεντρώσεων «καπνού» (λεπτόκοκκα PM) τεσσάρων σταθμών (Πατησίων, Υπουργείου, Πειραιά και Ρέντη) για την περίοδο 1984-1991 και η γενική τάση των συγκεντρώσεων ήταν φθίνουσα για όλους τους σταθμούς, αλλά στο κέντρο της Αθήνας οι συγκεντρώσεις παρέμεναν πάνω από τις οριακές τιμές.

Την περίοδο 1974-1985 το βασικό νομοθετικό πλαίσιο για την προστασία του περιβάλλοντος και συγκεκριμένα για την ατμοσφαιρική ρύπανση, επικεντρώθηκε σε περιορισμούς και απαγορεύσεις στη χρήση βαρέως πετρελαίου («μαζούτ»), μειώσεις της περιεκτικότητας του θείου στα καύσιμα ντίζελ και ελέγχους στις κεντρικές θερμάνσεις των κτιρίων (Boucher, 1991; Pelekasi and Skourtos, 1991; Klidonas, 1993).¹

Τα πρώτα επιτυχημένα βήματα για την καταπολέμηση της ατμοσφαιρικής ρύπανσης στην Αθήνα τη δεκαετία του 1990 επικεντρώθηκαν στη δραστική μείωση των εκπομπών από την οδική κυκλοφορία, στη ρύθμιση της κυκλοφορίας στο κέντρο της πόλης (όπως ο «δακτύλιος» και οι περιορισμοί κυκλοφορίας), στη χρήση καθαρότερων καυσίμων και στην αντικατάσταση των παλαιών ρυπογόνων οχημάτων. Παράλληλα, η μετεγκατάσταση μονάδων υψηλής ρύπανσης εκτός των αστικών περιοχών συνέβαλε στη βελτίωση της ποιότητας του αέρα (Moussiopoulos, 1993a; Valavanidis et al., 2015). Παρόλα αυτά, οι εκπομπές από την οδική κυκλοφορία συνέχισαν να αποτελούν σημαντική πηγή ατμοσφαιρικής ρύπανσης σε τοπικό και εθνικό επίπεδο (Progiou and Ziomas, 2011).

Από τη δεκαετία του 2000, η ποιότητα του αέρα στις αστικές περιοχές της Ελλάδας βελτιώθηκε, λόγω της νομοθεσίας της ΕΕ για την ποιότητα του αέρα, καθώς και λόγω της ελληνικής οικονομικής κρίσης στον απόηχο της διεθνούς χρηματοπιστωτικής κρίσης του 2007-2008. Πολλές μελέτες επικεντρώνονται στις επιπτώσεις της οικονομικής κρίσης στην ποιότητα του αέρα, όπως η μελέτη της Saffari et al. (2013) για τη Θεσσαλονίκη και της Gratsea et al. (2017) και του Vrekoussis et al. (2013) για την Αθήνα. Τα αποτελέσματα των μελετών αυτών έδειξαν μείωση στα μακροπρόθεσμα επίπεδα συγκεντρώσεων των ατμοσφαιρικών ρύπων, ως αποτέλεσμα της μειωμένης οικονομικής δραστηριότητας μετά την οικονομική κρίση. Η Gratsea et al. (2017) μελέτησε τη συμβολή της καύσης βιομάζας, σε σχέση με την καύση ορυκτών καυσίμων, στην ποιότητα του αέρα της Αθήνας στα χρόνια της οικονομικής κρίσης στην Ελλάδα. Η καύση ξύλου ήταν κυρίαρχη κατά τη διάρκεια της χειμερινής περιόδου από το 2011 και μετά, όπως αποτυπώθηκε από τα επίπεδα CO που αυξήθηκαν κατά τη διάρκεια των απογευματινών ωρών (Gratsea et al., 2017). Οι Valavanidis et al. (2015) αναφέρουν ότι η οικονομική κρίση αύξησε τις τιμές του πετρελαίου θέρμανσης κατά την περίοδο 2010-2015 και επηρέασε τις επιλογές των καταναλωτών σχετικά με τις συσκευές θέρμανσης, οδηγώντας τους στη χρήση ξύλου, βιομάζας ή χαμηλού κόστους καυσίμων για τζάκια και σόμπες (Valavanidis et al., 2015; Gratsea et al., 2017). Μια έρευνα σε 598 νοικοκυριά στην Αθήνα, την άνοιξη και το καλοκαίρι του 2012, συγκέντρωσε δεδομένα για την κατανάλωση ενέργειας για σκοπούς θέρμανσης τον χειμώνα του 2010-2011 (πιο ήπιος χειμώνας) και τον χειμώνα του 2011-2012 (δριμύς χειμώνας) και έδειξε ότι οι κάτοικοι κατανάλωναν λιγότερη ενέργεια

¹ <https://www.elinyae.gr/index.php/lexeis-kleidia/atmosfairiki-rypansi?page=7>

κατά τη διάρκεια του χειμώνα 2011–2012 λόγω της ραγδαίας οικονομικής κρίσης (Santamouris et al., 2013). Ειδικότερα, η κατανάλωση ενέργειας των νοικοκυριών κατά τη διάρκεια του χειμώνα 2011–2012 ήταν 37% μικρότερη από την αναμενόμενη. Με βάση μετρήσεις της χημικής σύνθεσης των $PM_{2.5}$, σωματιδιακής οργανικής μάζας και στοιχειακού άνθρακα στο κέντρο της Αθήνας (Θησείο) κατά τη διάρκεια των χειμερινών περιόδων 2013-2016, αποκαλύφθηκε η εντατική χρήση ορυκτών καυσίμων και ξύλου για σκοπούς θέρμανσης κατά τη διάρκεια της νύχτας (Theodosi et al., 2018). Μια μελέτη δειγματοληψίας κατά τη διάρκεια του χειμώνα έδειξε 2-5 φορές αύξηση της συγκέντρωσης των ιχνηθετών καύσης ξύλου στα $PM_{2.5}$ στη Θεσσαλονίκη, ενώ οι συγκεντρώσεις των ιχνηθετών μαζούτ μειώθηκαν κατά 20-30% το 2013 σε σύγκριση με το 2012 (Saffari et al., 2013). Επιπλέον, οι δορυφορικές παρατηρήσεις από διαφορετικά δορυφορικά όργανα (SCIAMACHY, GOME-2 και OMI) έδειξαν μεγάλη μείωση (30%–40%) στην κατακόρυφη στήλη NO_2 της τροπόσφαιρας στην Αθήνα, καθώς και μειώσεις σε άλλες πυκνοκατοικημένες περιοχές της Ελλάδας, όπως η Θεσσαλονίκη (Vrekoussis et al., 2013). Τα ευρήματα αυτά επιβεβαιώνονται και από τις μετρήσεις των σταθμών του δικτύου του ΥΠΕΝ στην Αθήνα.

Επιπλέον, οι Moustiris et al. (2020) πραγματοποίησαν ανάλυση για τις φθίνουσες τάσεις των συγκεντρώσεων PM_{10} στην ευρύτερη περιοχή της Αθήνας και υπέδειξαν δύο διαφορετικές χρονικές περιόδους (πρώτη χρονική περίοδος: 2001-2009 και δεύτερη χρονική περίοδος: 2010-2018). Κατά την πρώτη χρονική περίοδο ξεκίνησε η λειτουργία του μετρό, μετεγκαταστάθηκε το διεθνές αεροδρόμιο περίπου 30 χιλιόμετρα ανατολικά της Αθήνας και δόθηκαν στην κυκλοφορία τμήματα των αυτοκινητοδρόμων της Αττικής Οδού, που είναι ο κύριος περιφερειακός οδικός άξονας της Αθήνας. Κατά τη δεύτερη περίοδο, η οικονομική κρίση ήταν ο κινητήριος μοχλός των πτωτικών τάσεων των συγκεντρώσεων ατμοσφαιρικών ρύπων. Επίσης, η εφαρμογή της Οδηγίας 2008/50/EK της ΕΕ συνετέλεσε στη βελτίωση της ποιότητας του αέρα.

Οι επιστημονικές έρευνες που επικεντρώνονται στη χωρική και χρονική μεταβλητότητα των συγκεντρώσεων ατμοσφαιρικών ρύπων στην Αθήνα έχουν αποκαλύψει τα εποχικά τους πρότυπα (Moustiris et al., 2020). Οι Mavroidis and Iliá (2012) εξέτασαν τις ωριαίες, ημερήσιες, μηνιαίες, εποχικές και ετήσιες διακυμάνσεις των συγκεντρώσεων των NO_x , NO_2 και O_3 των σταθμών παρακολούθησης της ποιότητας του αέρα του ΥΠΕΝ στο Περιστερί, στα Λιόσια και στην οδό Πατησίων, για τη χρονική περίοδο 1984-2009. Ο σταθμός της οδού Πατησίων κατέγραψε πολύ υψηλές συγκεντρώσεις NO_x υποδεικνύοντας τον πρωταρχικό ρόλο των οχημάτων και της κυκλοφοριακής συμφόρησης στον σχηματισμό NO_2 . Γενικά, οι μηνιαίες διακυμάνσεις έδειξαν ότι οι υψηλότερες συγκεντρώσεις NO_x παρατηρούνται τον χειμώνα, λόγω των αυξημένων εκπομπών ρύπων και των δυσμενών μετεωρολογικών συνθηκών, ενώ υψηλότερες συγκεντρώσεις O_3 παρατηρούνται το καλοκαίρι, λόγω της αυξημένης φωτοχημικής δραστηριότητας (Mavroidis and Iliá, 2012). Οι Maggos et al. (2004) πραγματοποίησαν μετρήσεις των CO , NO_x και O_3 στην οδό Πατησίων και στη λεωφόρο Κηφισίας, όπως επίσης και στην Αγία Παρασκευή, τον Ιούλιο του 2003 και τα αποτελέσματα έδειξαν πως η γεωμετρία του δρόμου και τα αστικά φαράγγια, οι μετεωρολογικές συνθήκες και η απόσταση μεταξύ της περιοχής δειγματοληψίας και της πηγής των ατμοσφαιρικών ρύπων είχαν καθοριστικό ρόλο στα επίπεδα των συγκεντρώσεων. Για παράδειγμα, υψηλότερες συγκεντρώσεις ατμοσφαιρικών ρύπων που σχετίζονται με την κυκλοφορία των οχημάτων, όπως NO , NO_2 , CO , BTX εντοπίστηκαν στο αστικό φαράγγι της οδού Πατησίων σε σύγκριση με την “ανοιχτή” λεωφόρο της Κηφισίας, παρότι ο κυκλοφοριακός φόρτος στην Κηφισίας ήταν σχεδόν διπλάσιος από ό,τι στην Πατησίων (Maggos et al., 2006).

Οι Triantafyllou and Biskos (2012) μελέτησαν τη χρονική διακύμανση των συγκεντρώσεων PM_{10} στα δύο μεγάλα αστικά κέντρα της Ελλάδας (Αθήνα και Θεσσαλονίκη) κατά την περίοδο από το 2001 έως το 2010 και βρήκαν πως ο ετήσιος μέσος όρος των συγκεντρώσεων PM_{10} στους αστικούς σταθμούς

παρακολούθησης στην Αθήνα κυμαινόταν από 32,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ έως 62,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ενώ στη Θεσσαλονίκη οι αντίστοιχες τιμές κυμαίνονταν από 41,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ έως 70,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Μελέτες έχουν διερευνήσει τα επίπεδα συγκέντρωσης PM και τις χρονικές τάσεις τους στην Αθήνα και τη Θεσσαλονίκη, όπως επίσης και σε άλλες περιοχές με προβλήματα ατμοσφαιρικής ρύπανσης όπως η Κοζάνη και τα Ιωάννινα (Grivas et al., 2004; Petaloti et al., 2006; Dimitroulopoulou et al., 2011; Matthaios et al., 2017; Moustris et al., 2020) από τις αρχές της δεκαετίας του 1990 και έχουν καταλήξει στο συμπέρασμα ότι τα αστικά κέντρα στην Ελλάδα παρουσιάζουν υψηλές συγκεντρώσεις PM, σε σύγκριση με άλλες πόλεις, ίδιου μεγέθους, της Ευρώπης και των ΗΠΑ (Karanasiou and Mihalopoulos, 2013; Karanasiou et al., 2014). Οι Karanasiou et al. (2014) στο πλαίσιο του έργου MED-PARTICLES, μελέτησαν τις χωρικές και χρονικές διακυμάνσεις των PM και άλλων αέριων ρύπων σε περιοχές κυκλοφορίας και αστικού υπόβαθρου στη Νότια Ευρώπη τη δεκαετία του 2000. Οι υψηλότερες συγκεντρώσεις $\text{PM}_{2.5}$ και PM_{10} , ως προς τις μέσες και τις μέγιστες τιμές, παρατηρήθηκαν στους σταθμούς κυκλοφορίας στην Ελλάδα (Αθήνα, Θεσσαλονίκη) και την Ιταλία (Τορίνο και Ρώμη), ενώ οι συγκεντρώσεις NO_2 ήταν υψηλές (από 44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ έως 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) σε όλες τις πόλεις (Karanasiou et al., 2014). Οι Theodosi et al. (2011) βρήκαν υψηλά επίπεδα $\text{PM}_{2.5}$ και PM_{10} κατά τη διάρκεια της περιόδου μέτρησης από τον Σεπτέμβριο του 2005 έως τον Αύγουστο του 2006. Σε πειραματική εκστρατεία μέτρησης των PM στην Αγία Παρασκευή από τον Ιούνιο του 2003 έως τον Δεκέμβριο του 2008, οι Pateraki et al. (2010) βρήκαν υψηλά ετήσια μέσα επίπεδα $\text{PM}_{2.5}$ που κυμαίνονταν από 22,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ το 2003 έως 16,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ το 2008.

Η εβδομαδιαία διακύμανση των συγκεντρώσεων των ατμοσφαιρικών ρύπων με σκοπό τον εντοπισμό των διαφορών μεταξύ εργάσιμων ημερών και σαββατοκύριακων θεωρείται ενδεικτική για την αξιολόγηση της επίδρασης των εκπομπών από την οδική κυκλοφορία και εν γένει την ανθρωπογενή δραστηριότητα που εντείνεται τις εργάσιμες ημέρες της εβδομάδας, καθώς ο κυκλοφοριακός φόρτος εξασθενεί σημαντικά κατά τις μη εργάσιμες ημέρες. Στη διεθνή βιβλιογραφία η εβδομαδιαία διακύμανση των ατμοσφαιρικών ρύπων και η ελάττωση των συγκεντρώσεών τους τα σαββατοκύριακα ονομάζεται «weekend effect» (φαινόμενου του σαββατοκύριακου) (Viras, 2002; Riga-Karandinos and Saitanis, 2005; Riga-Karandinos et al., 2006). Κατά τη διάρκεια των Σαββατοκύριακων, στην Αθήνα, οι συγκεντρώσεις των προδρόμων ουσιών του O_3 (NO_x και VOCs) μειώθηκαν κατά 10-20% και η επίδραση στα επίπεδα του O_3 ήταν χαμηλότερη (Viras, 2002). Οι Paschalidou & Kassomenos (2004) συνέκριναν τις συγκεντρώσεις κύριων ατμοσφαιρικών ρύπων (NO_2 , SO_2 , CO , O_3 , PM) μεταξύ εργάσιμων ημερών και Σαββατοκύριακων υπό την επίδραση διαφορετικών μετεωρολογικών συνθηκών στην Αθήνα. Τα NO_2 , CO ήταν σημαντικά υψηλότερα τις εργάσιμες ημέρες λόγω της αυξημένης κυκλοφορίας των αυτοκινήτων, ενώ το O_3 είχε αυξημένα επίπεδα τα Σαββατοκύριακα. Οι μετεωρολογικές παράμετροι επιδρούν καθοριστικά στη διασπορά των ατμοσφαιρικών ρύπων, με πιο έντονες διαφορές υπό ήπιες συνθήκες έντασης ανέμου. Οι ανθρωπογενείς πηγές (κυκλοφορία, βιομηχανία) και οι μετεωρολογικές συνθήκες δρουν συνεργικά, οδηγώντας σε διαφορετικά μοτίβα ατμοσφαιρικής ρύπανσης κατά τη διάρκεια της εβδομάδας έναντι του Σαββατοκύριακου (Paschalidou & Kassomenos, 2004). Οι Riga-Karandinos and Saitanis (2005) και Riga-Karandinos et al. (2006) επιβεβαίωσαν το «weekend effect» στην Πάτρα και στον Βόλο.

Επίσης, όπως αναφέρθηκε σχετικά με τη φωτοχημική ρύπανση στην Αθήνα, το O_3 είναι πολύ σημαντικός ρύπος λόγω των κλιματικών συνθηκών που επικρατούν στην Αττική και τη μεγάλη διάρκεια ηλιοφάνειας καθ'όλη τη διάρκεια του έτους. Τα επίπεδα των συγκεντρώσεων του O_3 έχουν διερευνηθεί εκτενώς στην ευρύτερη περιοχή της Αθήνας από τους Güsten et al. (1988); Paliatsos and Nastos, (1999); Varotsos et al., (2001); Varotsos et al., (2003); Saitanis et al., (2003); Bossioli et al., (2007); Hatzianastassiou et al., (2007); Mavrakis et al., (2010); Moustris et al., (2012); Moustris et al., (2014).

Επίσης, οι υψηλές συγκεντρώσεις O_3 συχνά καταγράφονται σε περιόδους με υψηλές θερμοκρασίες και κύματα καύσωνα, αποκαλύπτοντας την ισχυρή σχέση μεταξύ τους. Η πλειονότητα των μελετών προσδιορίζει τη θερμοκρασία ως τον πιο σημαντικό μετεωρολογικό παράγοντα που συμβάλλει στην παραγωγή O_3 . Βέβαια, η παραγωγή O_3 , επίσης, συσχετίζεται με άλλες μετεωρολογικές μεταβλητές όπως η ηλιακή ακτινοβολία, η ταχύτητα/διεύθυνση του ανέμου, η υγρασία και η συχνότητα των υφέσεων κατά τη διάρκεια του θέρους στα μεσαία γεωγραφικά πλάτη (Varotsos et al., 2019).

Οι Hatzianastassiou et al. (2007) μελέτησαν τις διακυμάνσεις των συγκεντρώσεων NO_x και O_3 στην Αττική από το 1994 έως το 2003 και εντόπισαν ότι τα επεισόδια O_3 (που ορίζονται ως $120 \mu g/m^3$ τουλάχιστον σε ένα σημείο παρακολούθησης για δύο διαδοχικές ημέρες), συμβαίνουν υπό υψηλή θερμοκρασία αέρα, μεταβλητούς ασθενείς ανέμους και έντονη ηλιακή ακτινοβολία. Οι Moustiris et al. (2012) ανέλυσαν τη συγκέντρωση του O_3 στην Αθήνα για την περίοδο 2001-2005 και διαπίστωσαν ότι η μέση ετήσια μέγιστη συγκέντρωση O_3 ήταν $89 \mu g/m^3$ για τις αστικές περιοχές και $105 \mu g/m^3$ για τις περιαστικές περιοχές, ενώ κατά τη θερμή περίοδο του έτους οι συγκεντρώσεις ήταν $115 \mu g/m^3$ για τις αστικές περιοχές και $132 \mu g/m^3$ για τις περιαστικές περιοχές. Επιπλέον, οι Mavrakakis et al. (2010) μελέτησαν την απότομη αύξηση του O_3 κατά τη διάρκεια της νύχτας της 9^{ης} Οκτωβρίου 2003 στην περιοχή του Θριασίου πεδίου και διαπίστωσαν ότι σχετιζόταν με μια καθοδική μεταφορά O_3 από τη στρατόσφαιρα στην ανώτερη τροπόσφαιρα.

Επιπλέον, η επίδραση των μετεωρολογικών συνθηκών στους ατμοσφαιρικούς ρύπους στην Αττική έχει μελετηθεί εκτενώς από τη δεκαετία του 1980 (Lalas et al., 1982; Pissimanis et al., 1991). Η επίδραση της θαλάσσιας αύρας έχει αναγνωριστεί ως σημαντικός παράγοντας στη διαμόρφωση της ποιότητας της ατμόσφαιρας (Lalas et al., 1983; Moussiopoulos, 1985; Moussiopoulos, 1986; Katsoulis, 1988a; Asimakopoulos et al., 1992; Melas et al., 1995; Melas et al., 1998; Melas et al., 2005; Clappier et al., 2020; Grossi et al., 2000; Mavrakou et al., 2012). Οι συνθήκες ασθενούς ανέμου συνοπτικής κλίμακας που είναι απαραίτητες για την ανάπτυξη της κυκλοφορίας της θαλάσσιας αύρας ευνοούν επίσης τη συσσώρευση ατμοσφαιρικών ρύπων. Έτσι, η τελική συγκέντρωση της ατμοσφαιρικής ρύπανσης στο λεκανοπέδιο της Αττικής είναι αποτέλεσμα της πρωτογενούς και δευτερογενούς παραγωγής ρύπων αλλά και της μεταφοράς ρύπων. Για παράδειγμα, η απόγειος αύρα μεταφέρει ατμοσφαιρικούς ρύπους που απελευθερώνονται κατά τη διάρκεια της νύχτας στη θάλασσα και η θαλάσσια αύρα της επόμενης ημέρας μεταφέρει ένα μέρος τους πίσω στο κέντρο της πόλης (Asimakopoulos et al., 1992).

Ο ρόλος του ανέμου αποδείχτηκε σημαντικός στη διαμόρφωση της ποιότητας της ατμόσφαιρας στην Αττική (Vassilakos et al., 2005; Giakoumi et al., 2009; Larissi et al., 2010). Οι Vassilakos et al. (2005) μέτρησαν δειγματοληπτικά τις συγκεντρώσεις των $PM_{2.5}$ την περίοδο Απριλίου-Νοεμβρίου 2003 στο ΕΚΕΦΕ «Δημόκριτος» και η ημερήσια μέση συγκέντρωση που καταγράφηκε ήταν $21,1 \mu g/m^3$, ενώ μελετήθηκαν οι εποχικές και εβδομαδιαίες διακυμάνσεις των συγκεντρώσεων. Όταν η διεύθυνση του ανέμου ήταν Δ/ΝΔ, η ανάπτυξη της θαλάσσιας αύρας, που μπορεί να μεταφέρει ατμοσφαιρικούς ρύπους από το κέντρο της πόλης στα βόρεια προάστια, οδήγησε σε συσσώρευση ρύπων και δευτερογενή παραγωγή ρύπων στα βόρεια του Λεκανοπεδίου της Αττικής. Οι Giakoumi et al. (2009) μελέτησαν τις μέσες συγκεντρώσεις των $PM_{2.5}$, BTEX, NO και NO_2 κατά τη διάρκεια Απριλίου - Νοέμβριου του 2004 στο ΕΚΕΦΕ «Δημόκριτος» και στην οδό Πατησίων. Οι υψηλότερες συγκεντρώσεις καταγράφηκαν τις ημέρες με ισχυρή θαλάσσια αύρα με διεύθυνση ΝΔ/Ν, σε αντίθεση με τις ημέρες με ισχυρούς βόρειους ανέμους. Κατά τη διάρκεια των θερινών μηνών πνέουν ΒΑ άνεμοι, οι Ετησίες, με μέγιστη ένταση τον Ιούλιο-Αύγουστο, οπότε και ενισχύουν τη διασπορά των ατμοσφαιρικών ρύπων. Οι Larissi et al. (2010) αξιολόγησαν την ποιότητα του αέρα στην Αθήνα με βάση τον Air Quality Index (AQI) χρησιμοποιώντας δεδομένα της περιόδου 2001-2006 από τους σταθμούς του ΥΠΕΝ και διαπίστωσαν πως η επίδραση της

ταχύτητας και της διεύθυνσης του ανέμου στα επίπεδα AQI είναι σημαντική. Οι Ετησίες, κατά τη θερμή περίοδο του έτους, συνεισέφεραν ευεργετικά στην απομάκρυνση των ατμοσφαιρικών ρύπων, ενώ η ανάπτυξη της θαλάσσιας αύρας και η συνακόλουθη αναστροφή θερμοκρασίας του αέρα παγίδευσαν τους ατμοσφαιρικούς ρύπους εντός του οριακού στρώματος (Larissi et al., 2010). Οι Dimitriou et al. (2020) εφάρμοσαν έναν σύνθετο δείκτη (aggregate index) που συσχετίζει τις συνοπτικές ατμοσφαιρικές συνθήκες με την ποιότητα του ατμοσφαιρικού αέρα στην περιοχή της Αθήνας. Οι αντικυκλωνικές συνθήκες σχετίζονται με χειρότερη ποιότητα αέρα, λόγω παγίδευσης των ατμοσφαιρικών ρύπων κοντά στην επιφάνεια του εδάφους και ο δείκτης αποδείχθηκε αποτελεσματικός στην πρόβλεψη ημερών με κακή ποιότητα αέρα (Dimitriou et al., 2020).

Μια ακόμη κρίσιμη πτυχή της ατμοσφαιρικής ρύπανσης είναι η μεταφορά ατμοσφαιρικών ρύπων σε μεγάλη απόσταση (Katsoulis, 1999; Kanakidou et al., 2011; Im and Kanakidou, 2012; Cheristanidis et al., 2014; Paschalidou et al., 2015; Matthaios et al., 2017; Dimitriou and Kassomenos, 2019a; Dimitriou et al., 2023). Οι Im and Kanakidou (2012) αναφέρουν ότι οι αέριοι ρύποι με διάρκεια ζωής της τάξης των ημερών έως εβδομάδων, ιδιαίτερα τα O_3 , PAN, CO και HNO_3 , είναι περισσότερο επιρρεπείς στη μεταφορά μεγάλης εμβέλειας, σε σχέση με τους μικρότερης διάρκειας ζωής σωματιδιακούς ρύπους. Τα επίπεδα των PM στις αστικές περιοχές της Ανατολικής Μεσόγειου, όπως η Αττική, ενισχύονται σημαντικά από τη μεταφορά σκόνης από τις ερημικές περιοχές της Αφρικής ή τη μεταφορά ρύπων από ανθρωπογενείς πηγές (Kanakidou et al., 2011). Οι Matthaios et al. (2017) διερεύνησαν τα επεισόδια ατμοσφαιρικής ρύπανσης λόγω PM_{10} σε πέντε περιοχές της Ελλάδας, συμπεριλαμβανομένης της Αθήνας, κατά τα έτη 2009, 2010 και 2011, τα οποία ταξινομήσαν σε δύο κύριες κατηγορίες: (1) επίδραση από τοπική πηγή και (2) επίδραση αφρικανικής σκόνης. Τα επεισόδια που σχετίζονται με τοπικές πηγές παρατηρήθηκαν μόνο κατά την ψυχρή περίοδο (Νοέμβριος-Δεκέμβριος), ενώ επεισόδια αφρικανικής σκόνης εμφανίστηκαν σε όλες τις εποχές. Οι Cheristanidis et al. (2014), για να εξεταστούν τις πιθανές σχέσεις μεταξύ των συγκεντρώσεων PM στην Αττική και της μεταφοράς ατμοσφαιρικών ρύπων από μεγάλη απόσταση, προσδιόρισαν τις ημέρες με αναλογία $PM_{10}/PM_{2.5} > 2$ και υπολόγισαν τις οπισθοτροχιές 3 ημερών με το μοντέλο HYSPLIT (Hybrid Single-Particle Lagrangian). Η ανάλυση των οπισθοτροχιών αποκάλυψε δύο «μοτίβα». Το πρώτο συνδέεται με τροχιές με προέλευση από τις κοιλάδες της νότιας Ρωσίας και της Ουκρανίας, οι οποίες θεωρούνται πηγές τόσο ανθρωπογενών όσο και φυσικών ρύπων. Το δεύτερο αποτελείται από αέριες μάζες που προέρχονται από τη θαλάσσια περιοχή μεταξύ της Κρήτης και των ακτών της Βόρειας Αφρικής (Cheristanidis et al., 2014). Οι Dimitriou et al. (2023) ανέλυσαν τις μετρήσεις $PM_{2.5}$ ενός δικτύου αισθητήρων χαμηλού κόστους (Purple Air PA-II) στην Ελλάδα και συμπέραναν ότι κατά τη διάρκεια της θερμής περιόδου καταγράφηκαν σχεδόν ομοιόμορφα επίπεδα $PM_{2.5}$ στην ηπειρωτική Ελλάδα, γεγονός που υποδηλώνει την συνεισφορά της μεγάλης εμβέλειας μεταφοράς PM. Οι μεθοδολογίες που χρησιμοποιήθηκαν βασίζονται στον υπολογισμό των οπισθοτροχιών και συνέδεσαν τη μεταφορά PM κυρίως με ροή αερίων μαζών από το Βορρά και τη Βαλκανική Χερσόνησο. Πρόκειται για αέριες μάζες πλούσιες σε ανθρωπογενείς εκπομπές $PM_{2.5}$, που σχετίζονται με πηγές όπως η παραγωγή ενέργειας από λιγνίτη, η βιομηχανία και η καύση για σκοπούς γεωργίας (Dimitriou et al., 2023). Η συμβολή της σκόνης από τη Βόρεια Αφρική στις υπερβάσεις του ορίου των $50 \mu g/m^3$ PM_{10} σε Αθήνα, Θεσσαλονίκη, Λάρισα και Ιωάννινα κυμαίνεται από 20% έως 30% (Dimitriou and Kassomenos, 2019a). Η υψηλή συγκέντρωση PM_{10} δεν οφείλεται αποκλειστικά σε τοπικές πηγές αλλά η μεταφορά σκόνης από την αφρικανική έρημο παίζει καθοριστικό ρόλο, ειδικά σε συγκεκριμένες εποχές του έτους (Dimitriou and Kassomenos, 2019a). Η συνεισφορά είναι σημαντική την άνοιξη και το καλοκαίρι, ανεβάζοντας τις συγκεντρώσεις των PM_{10} κατά $30-50 \mu g/m^3$ (Paschalidou et al., 2015).

Στην ποιότητα του αέρα της μητροπολιτικής περιοχής της Αθήνας συμβάλλει σημαντικά η βιομηχανοποιημένη περιοχή του Θριάσου πεδίου η οποία έχει μελετηθεί εκτενώς τις τελευταίες δεκαετίες (Asimakopoulos et al., 1992; Mavrakis et al., 2008; Mavrakis and Christides, 2009; Mavrakis et al., 2010; Toumpos et al., 2017; Mavrakis et al., 2021; Verouti et al., 2022). Η γειννιάσή του με τη θάλασσα και οι τοπικές κλιματικές συνθήκες δημιουργούν μοτίβα ατμοσφαιρικής κυκλοφορίας που εμποδίζουν τους μηχανισμούς διασποράς και μεταφοράς των ατμοσφαιρικών ρύπων. Το βάθος του στρώματος της θερμοκρασιακής αναστροφής είναι ιδιαίτερα χαμηλό κατά την ψυχρή περίοδο του έτους και είναι συχνά χαμηλότερο από τους γύρω λόφους και συγκρίσιμο με τα ύψη των υψηλότερων καμινάδων των μεγάλων βιομηχανικών συγκροτημάτων. Οι ατμοσφαιρικοί ρύποι «παγιδεύονται» σε ένα ρηχό στρώμα, με αποτέλεσμα υψηλές (ημερήσιες και ωριαίες) συγκεντρώσεις ατμοσφαιρικών ρύπων (Mavrakis et al., 2010; Mavrakis et al., 2021).

Οι Toumpos et al. (2017) ανέλυσαν τα δεδομένα ατμοσφαιρικής ρύπανσης από τον σταθμό του ΥΠΕΝ στην Ελευσίνα για τη χρονική περίοδο 2001–2014 και τα αποτελέσματα έδειξαν βελτίωση της ποιότητας του αέρα τα τελευταία χρόνια, ιδιαίτερα για το SO₂ και το NO₂, για τους λόγους που προαναφέρθηκαν παραπάνω (οικονομική κρίση κλπ). Για τα έτη 1986-2007, οι Mavrakis and Christides (2009), επίσης, διαπίστωσαν βελτίωση των συγκεντρώσεων του SO₂ ως αποτέλεσμα της βελτίωσης της ποιότητας των καυσίμων, αλλά το O₃ παρέμενε σημαντικός ατμοσφαιρικός ρύπος. Ακόμα, παρατηρήθηκαν υψηλές συγκεντρώσεις VOCs και PM, ιδιαίτερα στην παραλιακή περιοχή του Ασπρόπυργου. Τα 9 μεγάλα λατομεία που περιβάλλουν την περιοχή και η αυξημένη διάβρωση του εδάφους λόγω εγκατάλειψης της γεωργίας στην περιοχή σε συνδυασμό με την επικρατούσα ξηρασία φαίνεται να συμβάλλουν στον σχηματισμό υψηλών συγκεντρώσεων PM (Mavrakis and Christides, 2009). Οι Verouti et al. (2022) υπολόγισαν τον Air Quality Stress Index (AQSI) με βάση δεδομένα από τον σταθμό ατμοσφαιρικής ρύπανσης στον Ασπρόπυργο για τα έτη 2012-2020. Τα PM₁₀ αποτέλεσαν τον κύριο παράγοντα που συμβάλλει στα επίπεδα AQSI και η πλειονότητα των ημερήσιων τιμών PM₁₀ υπερέβησαν το όριο της ΕΕ (50 μg/m³). Με βάση το μοντέλο FLEXTRA υπολογίστηκαν οι οπισθοτροχίες των αερίων μαζών για τις ημέρες με τις υψηλότερες τιμές του δείκτη Air Quality Stress Index (AQSI) και η περιοχή της Βόρειας Αφρικής/Έρημος Σαχάρα βρέθηκε να είναι η κύρια πηγή μεταφοράς σκόνης (Verouti et al., 2022). Οι Mavrakis et al. (2021), επίσης, χρησιμοποίησαν το FLEXTRA για την περίοδο 15–20 Μαΐου 2020, οπότε και σημειώθηκε καύσωνας και καταγράφηκαν υψηλές τιμές του δείκτη ποιότητας του αέρα DAQI (Daily Air Quality Index) στους σταθμούς του Ασπρόπυργου και της Ελευσίνας, με τα αποτελέσματα να δείχνουν μεταφορά αερίων μαζών από την έρημο Σαχάρα.

Επιπλέον, στην ατμοσφαιρική ρύπανση στην Αττική συμβάλλουν οι πολλαπλές δραστηριότητες του ναυτιλιακού κέντρου του Πειραιά. Οι εκπομπές της ναυσιπλοΐας, συμπεριλαμβανομένης της θαλάσσιας μεταφοράς επιβατών, της διακίνησης των εμπορευματοκιβωτίων μέσω θαλάσσιων μεταφορών, των κρουαζιερόπλοιων, του τερματικού σταθμού αυτοκινήτων και της διαμετακόμισης αυτοκινήτων (<https://www.olp.gr/el/services-2/diakinisi-oximaton>), όπως και οι δραστηριότητες που σχετίζονται με τη ναυπηγοεπισκευή, έχουν γίνει αντικείμενο μελέτης πολλών εργασιών (Tzannatos, 2010; Kilic and Tzannatos, 2014; Moussiopoulos et al., 2020; Progiou et al., 2021; Liakakou et al., 2022). Επιπλέον, το λιμάνι του Πειραιά βρίσκεται σε μια έντονα αστικοποιημένη περιοχή της Αττικής, με τον συνολικό πληθυσμό της περιφερειακής ενότητας του Πειραιά να απαριθμεί σχεδόν 500.000 κατοίκους.

Σύμφωνα με την ετήσια έκθεση της οδηγίας NEC του 2018 για τις εκπομπές ατμοσφαιρικών ρύπων, οι συνολικές εκπομπές της ναυσιπλοΐας (συμπεριλαμβανομένης της διεθνούς ναυσιπλοΐας) ανέρχονται σε 218,73 kt για τα NO_x, 7,85 kt για τους NMVOC, 81,99 kt για τα SO_x και 15,09 kt για τα PM₁₀. Συνεπώς, η ναυτιλιακή δραστηριότητα εντός του λιμένα του Πειραιά (εγχώρια και διεθνής) συμβάλλει στις εκπομπές

σε ποσοστό: 2% για τα NO_x, 2,5% για τους NMVOC, 0,23% για τα SO_x και 1,25% για τα PM₁₀ (Progiou et al., 2021).

Ο Tzannatos (2010) εκτίμησε τις εκπομπές των NO_x, SO₂ και PM_{2.5} από τη ναυσιπλοΐα στο λιμάνι του Πειραιά τα έτη 2008–2009 και βρήκε πως οι εκπομπές των πλοίων στο επιβατηγό λιμάνι έφθασαν τους 2600 tn ετησίως. Οι εκπομπές NO_x βρέθηκαν να είναι κυρίαρχες καθ' όλη τη διάρκεια του έτους, ακολουθούμενες από τις εκπομπές SO₂ και PM_{2.5}. Η εποχική ανάλυση έδειξε πως οι υψηλότερες εκπομπές καταγράφονται κατά τη διάρκεια του θέρους, γεγονός που συμβάλλει στην εποχική διακύμανση της ποιότητας του αέρα και στην πόλη του Πειραιά (Tzannatos, 2010). Οι Moussiopoulos et al. (2020) υπολόγισαν τις εκπομπές από τις θαλάσσιες μεταφορές στο λιμάνι του Πειραιά για το έτος 2015 και εφάρμοσαν ένα σύστημα μοντέλων (MEMO/MARS-aero) για την προσομοίωση της διασποράς και του χημικού μετασχηματισμού των ρύπων. Οι εκπομπές της περιοχής του Πειραιά είχαν κυρίαρχη συμβολή στα επίπεδα των ατμοσφαιρικών ρύπων εντός των ορίων αυτής της υπεράκτιας περιοχής, οδηγώντας σε τοπικές ετήσιες συγκεντρώσεις των NO₂ και PM₁₀ άνω των 40 μg/m³, ενώ ελάχιστη ήταν η συμβολή τους στην ποιότητα του αέρα κοντά στο κέντρο της Αθήνας. Οι Liakakou et al. (2022) διεξήγαγαν μετρήσεις των C₆–C₉ NMHCs, συμπεριλαμβανομένων των BTEX, κατά τη διάρκεια του έτους 2019 στην αστική περιοχή κοντά στο λιμάνι του Πειραιά, όπου και βρέθηκε η σημαντική επιρροή των τοπικών πηγών στις συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων. Με ανάλυση PMF (Positive Matrix Factorization) στο ετήσιο σύνολο δεδομένων προέκυψαν τρεις πηγές: οι διαφεύγουσες εκπομπές (*fugitive emissions*), η κυκλοφορία και οι εκπομπές που σχετίζονται με τα καύσιμα ντίζελ, με συμβολή 72%, 13% και 15%, αντίστοιχα, στα συνολικά επίπεδα NMHCs (Liakakou et al., 2022).

Στη Θεσσαλονίκη, η οποία αποτελεί το δεύτερο μεγαλύτερο αστικό κέντρο της χώρας και λειτουργεί ως κόμβος μεταφορών για τη νοτιοανατολική Ευρώπη, η ποιότητα του ατμοσφαιρικού αέρα παρουσιάζει σημαντική επιβάρυνση τα τελευταία χρόνια. Παρουσιάζει παρόμοια προβλήματα ατμοσφαιρικής ρύπανσης με την Αθήνα, με βασική πηγή ρυπογόνων εκπομπών την οδική κυκλοφορία και την καύση βιομάζας για θέρμανση. Η βιομηχανική περιοχή στα δυτικά/βορειοδυτικά της πόλης (στη Σίνδο και στο Κορδελιό) συμβάλλει στις υψηλές εκπομπές σωματιδίων. Οι δραστηριότητες του λιμανιού συμβάλλουν, επίσης, στις πηγές ατμοσφαιρικής ρύπανσης (Valavanidis et al., 2015). Επιπρόσθετα, η τοπογραφία της πόλης και οι μετεωρολογικές συνθήκες επηρεάζουν τις συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων.

Το κύριο πρόβλημα ρύπανσης στη Θεσσαλονίκη εντοπίζεται στις εξαιρετικά υψηλές συγκεντρώσεις των PM₁₀ και PM_{2.5}, ενώ σημαντική είναι και η συνεισφορά των NO₂ και του O₃ (Kassomenos et al., 2011; Triantafyllou and Biskos, 2012; Valavanidis et al., 2015). Σύμφωνα με τις μετρήσεις του Εθνικού Δικτύου Παρακολούθησης της Ατμόσφαιρας Ρύπανσης στον σταθμό της Αγίας Σοφίας στη Θεσσαλονίκη, η πλειοψηφία των ημερών με υπέρβαση της μέσης ημερήσιας τιμής για τα PM₁₀ σημειώνεται σχεδόν αποκλειστικά κατά τους χειμερινούς μήνες (Progiou et al., 2023). Οι πιο σημαντικές εκπομπές σωματιδίων τον χειμώνα σχετίζονται με τη θέρμανση των κατοικιών και τις εν γένει αυξημένες ανθρωπογενείς δραστηριότητες. Σε ό,τι αφορά στις υπερβάσεις των PM₁₀ την άνοιξη και τον Ιούνιο, αυτές σχετίζονται με μεταφορά σκόνης από την περιοχή της ερήμου της Σαχάρας. Μελέτες για την περιοχή της Θεσσαλονίκης με ανάλυση back-trajectories (οπισθοτροχιές αερίων μαζών) και με δορυφορικά δεδομένα αποδίδουν μέρος του φορτίου των σωματιδίων σε φυσικές πηγές, συγκεκριμένα μεταφορά σκόνης από τη Σαχάρα και θαλάσσια αερολύματα (Katragkou et al., 2009).

Σε ό,τι αφορά στις μετεωρολογικές συνθήκες που συνδέονται με επεισόδια ατμοσφαιρικής ρύπανσης στη Θεσσαλονίκη, οι Petrakakis et al. (2006) μελέτησαν 95 επεισόδια ατμοσφαιρικής ρύπανσης σε σύνολο 258 ημερών για τη χρονική περίοδο 1989–2004, συμπεραίνοντας ότι οι αντικυκλωνικές συνθήκες και η απουσία ανέμων ισχυρής έντασης είναι υπεύθυνες για τις υψηλές συγκεντρώσεις PM₁₀ και

φωτοχημικών ουσιών στον αστικό χώρο, ειδικά τον χειμώνα και τις μεταβατικές εποχές του έτους. Οι ισχυροί βόρειοι άνεμοι κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού συνδέθηκαν με αυξημένο O_3 και φωτοχημικά επεισόδια. Οι συγκεντρώσεις PM_{10} στους αστικούς σταθμούς της Θεσσαλονίκης είναι πολύ υψηλότερες σε σύγκριση με αυτές στους αστικούς σταθμούς της Αθήνας, λόγω της έντονης οδικής κυκλοφορίας και των πολυάριθμων βιομηχανικών δραστηριοτήτων στο δυτικό τμήμα της πόλης (Karanasiou and Mihalopoulos, 2013). Μελέτες σε άλλες πόλεις της Ελλάδας, όπως η Πάτρα (Karagiannidis et al., 2015), αναφέρουν υψηλές συγκεντρώσεις PM_{10} και NO_2 κυρίως τον χειμώνα, ενώ τα επίπεδα του O_3 κορυφώνονται το καλοκαίρι. Η θερμοκρασία, η σχετική υγρασία, η διεύθυνση και ταχύτητα του ανέμου παίζουν καθοριστικό ρόλο στη διακύμανση των ατμοσφαιρικών ρύπων.

Οι Kassomenos et al. (2012) εφάρμοσαν δείκτη Ποιότητας Αέρα (Air Quality Indices - AQIs) για την αξιολόγηση της ημερήσιας και εποχικής μεταβλητότητας της ποιότητας του ατμοσφαιρικού αέρα στη Θεσσαλονίκη. Οι υπολογισμοί βασίστηκαν κυρίως στις συγκεντρώσεις των PM_{10} , NO_2 και O_3 και οδήγησαν στην ταξινόμηση της ποιότητας του αέρα σε κατηγορίες επικινδυνότητας. Τα αποτελέσματα έδειξαν ημερήσια και εποχική μεταβλητότητα, με τα υψηλότερα επίπεδα ατμοσφαιρικής ρύπανσης να εμφανίζονται τον χειμώνα και το φθινόπωρο (Kassomenos et al., 2012). Οι Dimitriou and Mihalopoulos (2024) εφάρμοσαν, επίσης, έναν Air Quality Index (U.S. EPA daily AQI) για την αξιολόγηση της ποιότητας του αέρα, συμπεριλαμβάνοντας τα $PM_{2.5}$. Η επικράτηση μέτριας ποιότητας αέρα σε σχέση με τα PM_{10} και $PM_{2.5}$ ήταν περισσότερο συχνή σε σταθμούς που επηρεάζονται από την κυκλοφοριακή και βιομηχανική δραστηριότητα. Οι Vouitsis et al. (2015) διερεύνησαν την επίδραση της μείωσης της κυκλοφορίας των οχημάτων, λόγω της οικονομικής κρίσης, στα επίπεδα των PM και εξέτασαν πώς διαφοροποιείται η ατμοσφαιρική ρύπανση ανά εποχή και κατά τη διάρκεια της ημέρας (ώρες αιχμής). Τα αποτελέσματα έδειξαν σαφή μείωση στα επίπεδα PM, η οποία συσχετίζεται με τη μείωση της οδικής κυκλοφορίας.

1.5 Επιδράσεις ατμοσφαιρικής ρύπανσης στην ανθρώπινη υγεία

Η διερεύνηση των επιπτώσεων της ατμοσφαιρικής ρύπανσης στην υγεία, και συγκεκριμένα των επιπτώσεων που σχετίζονται με την έκθεση σε αιωρούμενα σωματίδια (PM), έχει αποτελέσει αντικείμενο εντατικής έρευνας τις τελευταίες δεκαετίες στις Ηνωμένες Πολιτείες Αμερικής (ΗΠΑ), την Ευρώπη και την Ασία (Dockery et al., 1993; Singh and Tripathi, 2021). Τα μικρότερα κλάσματα των PM έχουν μικρή επιφάνεια και την ικανότητα να διεισδύουν βαθιά στις κυψελίδες των πνευμόνων και ενδεχομένως στην κυκλοφορία του αίματος, ενεργοποιώντας τους μοριακούς μηχανισμούς των επιθηλιακών και αμυντικών κυττάρων (Brown et al., 2013). Η κύρια οδός πρόσληψης των PM στο σώμα είναι η αναπνευστική οδός, μέσω της μύτης ή του στόματος, ενώ υπάρχουν συγκεκριμένοι παράγοντες που επηρεάζουν τη διείσδυση των σωματιδίων στην κατώτερη αναπνευστική οδό (έκτος του λάρυγγα) και την εναπόθεσή τους σε διαφορετικά μέρη του ανθρώπινου σώματος (Brown et al., 2013). Οι παράγοντες αυτοί περιλαμβάνουν το μέγεθος, το σχήμα και την πυκνότητα των εισπνεόμενων PM, καθώς και το μέγεθος και τη δομή των αεραγωγών, τη ροή και τον όγκο της αναπνοής και την οδό αναπνοής (Brown et al., 2013).

Οι επιδράσεις στην υγεία που προκαλούνται από τα PM έχουν διερευνηθεί ευρέως σε πολυάριθμες επιδημιολογικές μελέτες παρέχοντας στοιχεία για εξαιρετικά στατιστικά σημαντικές συσχετίσεις μεταξύ της έκθεσης σε PM και διαφόρων επιδράσεων στην υγεία, όπως καρδιαγγειακές και αναπνευστικές ασθένειες, αναπτυξιακές διαταραχές, επιδράσεις στο νευρικό σύστημα και καρκίνος του πνεύμονα (WHO, 2021). Επιπλέον, επιδημιολογικές μελέτες έχουν δείξει θετική συσχέτιση μεταξύ της σωματιδιακής ρύπανσης και των ασθενειών όπως το άσθμα, η αλλεργική ρινίτιδα και το έκζεμα (Baldacci et al., 2015).

Αναφορικά με τα NO_x, αρκετές επιδημιολογικές μελέτες που έχουν πραγματοποιηθεί στην Ευρώπη, στις ΗΠΑ και στην Ιαπωνία παρέχουν στοιχεία για τις επιδράσεις τους στο αναπνευστικό σύστημα, ιδίως κοντά σε πολυσύχναστους δρόμους, λόγω της υψηλότερης έκθεσης των ατόμων σε NO_x που παράγονται από τα οχήματα (WHO, 2000). Επιπλέον, πολλές μελέτες έχουν εκτιμήσει τις επιπτώσεις στην υγεία από την ταυτόχρονη έκθεση σε NO_x και άλλους ατμοσφαιρικούς ρύπους, όπως τα PM. Για παράδειγμα, οι Danesh Yazdi et al. (2021) διαπίστωσαν ότι η μακροχρόνια έκθεση σε ατμοσφαιρικούς ρύπους (PM_{2.5}, O₃ και NO₂) αποτελεί σημαντικό κίνδυνο για την καρδιαγγειακή και αναπνευστική υγεία των ατόμων ηλικίας 65 ετών και άνω στις ΗΠΑ, ακόμη και σε χαμηλά επίπεδα. Τις τελευταίες δεκαετίες, τα στοιχεία που συνδέουν το NO₂ με τις επιπτώσεις στην υγεία έχουν αυξηθεί σημαντικά, δείχνοντας ότι το NO₂, ανεξάρτητα από την παρουσία και άλλων ατμοσφαιρικών ρύπων στο περιβάλλον, είναι υπεύθυνο για σημαντικές επιπτώσεις στην υγεία (COMEAP, 2015).

Επιπλέον, το O₃ είναι ένας σημαντικός δευτερογενής φωτοχημικός ατμοσφαιρικός ρύπος με μεγάλη εξάρτηση από μετεωρολογικούς παράγοντες. Οι επιπτώσεις που προκαλεί στην ανθρώπινη υγεία μπορεί να είναι οξείες ή χρόνιες. Η τοξικότητα του O₃ στον ανθρώπινο οργανισμό εξαρτάται από τα επίπεδα συγκέντρωσής του στον ατμοσφαιρικό αέρα, τη διάρκεια έκθεσης και τα επίπεδα δραστηριότητας του ατόμου που εκτίθεται. Τα τυπικά συμπτώματα ύστερα από οξεία έκθεση στο O₃ περιλαμβάνουν βήχα, ναυτία, μειωμένη ικανότητα άσκησης, ερεθισμό του λαιμού, πόνο, κάψιμο ή δυσφορία στο στήθος, συριγμό ή δύσπνοια (van Bree et al., 1995). Ακόμα, η έκθεση στο O₃ προκαλεί φλεγμονή στους αεραγωγούς, μειώνει τη λειτουργία των πνευμόνων και κάνει τους πνεύμονες πιο επιρρεπείς σε λοιμώξεις, ενώ συνεχίζει να βλάπτει τους πνεύμονες ακόμα και όταν τα οξεία συμπτώματα, ύστερα από την έκθεση, έχουν εξαφανιστεί (Zhang et al., 2019). Αυτές οι επιδράσεις μπορούν να επιδεινώσουν ασθένειες των πνευμόνων όπως το άσθμα, το εμφύσημα, η χρόνια βρογχίτιδα και η Χρόνια Αποφρακτική Πνευμονοπάθεια (ΧΑΠ) (Zhang et al., 2019). Η μελέτη των Karakatsani et al. (2017) αναφέρει ότι η αυξημένη έκθεση σε O₃ σχετίζεται με αύξηση της φλεγμονής των αεραγωγών και της συχνότητας αναπνευστικών συμπτωμάτων, καθώς και με μείωση της πνευμονικής λειτουργίας σε μαθητές στην Ελλάδα.

Το βενζόλιο είναι καρκινογόνο (genotoxic carcinogen) και έχει προκαλέσει ιστορικά μεγάλη ανησυχία ως παράγοντας κινδύνου για την επαγγελματική υγεία. Το σενάριο έκθεσης που προκαλεί τη μεγαλύτερη ανησυχία στο ευρύ κοινό είναι η εισπνοή χαμηλών επιπέδων συγκέντρωσης βενζολίου για μεγάλα χρονικά διαστήματα. Αυτό συμβαίνει επειδή ο γενικός πληθυσμός εκτίθεται στο βενζόλιο κυρίως μέσω της εισπνοής ρυπογόνου ατμοσφαιρικού αέρα, ιδιαίτερα σε περιοχές με μεγάλο κυκλοφοριακό φόρτο και γύρω από βενζινάδικα, μέσω της εισπνοής καπνού τσιγάρου τόσο από το ενεργητικό όσο και από το παθητικό κάπνισμα και, σε ορισμένες περιπτώσεις, από ανεπαρκώς αεριζόμενο εσωτερικό αέρα (ATSDR, 2020; ATSDR, 2024; Begou and Kassomenos, 2020). Η ανασκόπηση της βιβλιογραφίας δείχνει ότι οι σημαντικότερες ανεπιθύμητες ενέργειες από την παρατεταμένη έκθεση στο βενζόλιο είναι η αιματοτοξικότητα, η καρκινογένεση και η γονιδοτοξικότητα. Αρκετές μελέτες έχουν τεκμηριώσει ότι το βενζόλιο μπορεί να έχει ακόμη και νευρολογικές επιπτώσεις. Άλλες επιπτώσεις στην υγεία από την οξεία έκθεση στο βενζόλιο περιλαμβάνουν κόπωση, ίλιγγο, ζάλη, υπνηλία, πονοκέφαλο, παραλήρημα, απώλεια συνείδησης, ναυτία, ερεθισμό των ματιών και του λαιμού και πρόκληση κρίσεων άσθματος (US EPA, 2002; ATSDR, 2020; ATSDR, 2024).

Η αναγνωρισμένη αυτή σχέση μεταξύ ατμοσφαιρικής ρύπανσης και επιπτώσεων στην υγεία έχει οδηγήσει στην ανάπτυξη και ευρεία εφαρμογή εργαλείων ποσοτικής εκτίμησης των υγειονομικών επιπτώσεων της ατμοσφαιρικής ρύπανσης. Το λογισμικό AirQ+ αποτελεί ένα από τα πλέον διαδεδομένα εργαλεία για τον σκοπό αυτόν και έχει χρησιμοποιηθεί σε πλήθος μελετών σε διαφορετικά γεωγραφικά

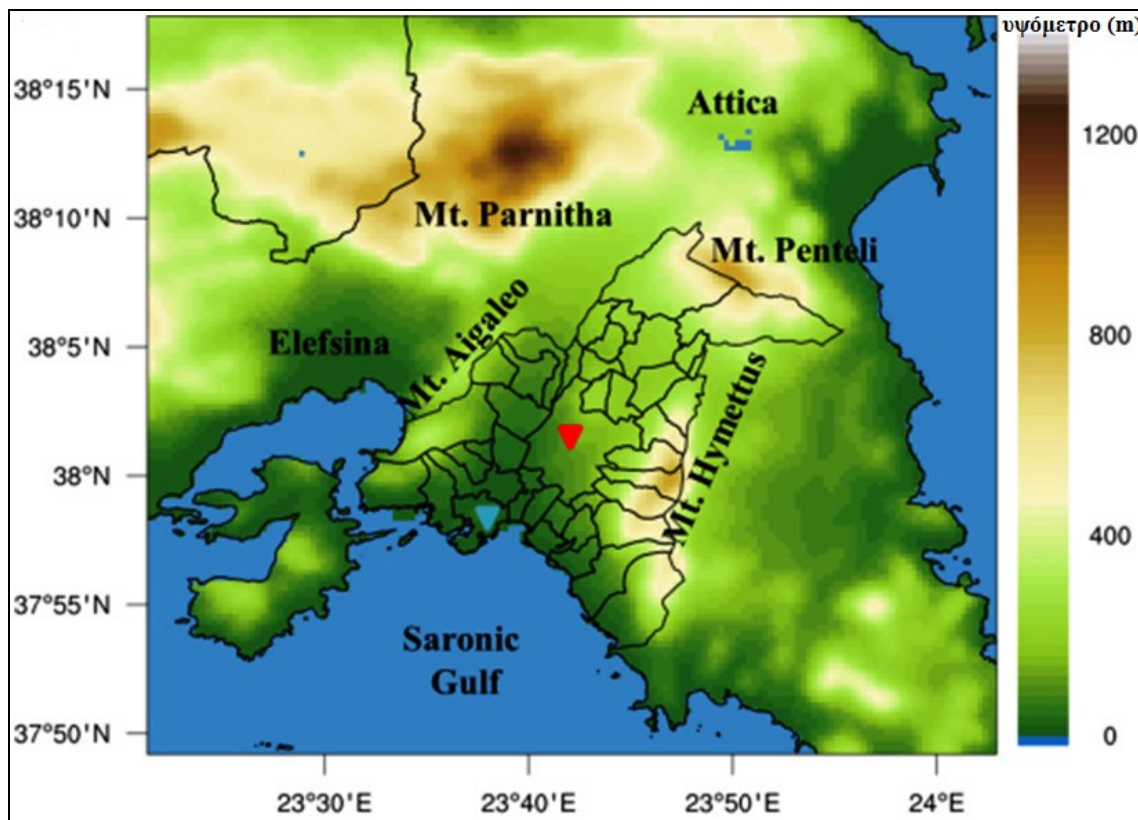
και κοινωνικοοικονομικά περιβάλλοντα, όπως στην Πολωνία (Samek, 2016), την Ιταλία (De Marco et al., 2018), την Τουρκία (Pala et al., 2021), την Πορτογαλία (Brito et al., 2022) και την Ινδία (Ravindra et al., 2022). Επιπλέον, έχει εφαρμοστεί για την εκτίμηση των επιπτώσεων των PM_{2.5} από καύση ξυλείας σε αστικές περιοχές της Σκανδιναβίας (Ortu et al., 2022), καθώς και για την αξιολόγηση των επιπτώσεων από κυκλοφοριακές εκπομπές στο Ιράν (Soleimani et al., 2022) και σε μεγάλα αστικά κέντρα της Ασίας (Nandan et al., 2025). Στην περιοχή της Αττικής, το AirQ+ έχει χρησιμοποιηθεί σε σειρά μελετών, γεγονός που καταδεικνύει τη σημασία του ως εργαλείου εκτίμησης της υγειονομικής επιβάρυνσης σε αστικά περιβάλλοντα με έντονη ατμοσφαιρική ρύπανση (Moustris et al., 2017; Ntourou et al., 2023a, 2023b; 2024; Begou and Kassomenos, 2022; Begou, 2023).

Συμπερασματικά, η έκθεση σε ατμοσφαιρικούς ρύπους, και ιδιαίτερα σε αιωρούμενα σωματίδια, συνδέεται με σοβαρές και πολυδιάστατες επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία. Η στενή αλληλεπίδραση των επιπέδων ρύπανσης με τις τοπικές μετεωρολογικές συνθήκες υπογραμμίζει την ανάγκη υιοθέτησης μιας διεπιστημονικής προσέγγισης που συνδυάζει τη μετεωρολογία, την ατμοσφαιρική χημεία και την επιστήμη της δημόσιας υγείας. Η σε βάθος κατανόηση των μηχανισμών αυτών αποτελεί κρίσιμη προϋπόθεση για τον σχεδιασμό αποτελεσματικών πολιτικών μείωσης της έκθεσης του πληθυσμού και ενίσχυσης της προστασίας της δημόσιας υγείας.

1.6 Αστικές Περιοχές Μελέτης

1.6.1 Αττική: Γεωμορφολογία και Κλιματολογικές – Μετεωρολογικές συνθήκες

Το λεκανοπέδιο της Αττικής έχει έκταση περίπου 532,18 km² και περιλαμβάνει σχεδόν το σύνολο των Περιφερειακών Ενοτήτων της Περιφέρειας Αττικής. Μορφολογικά, το λεκανοπέδιο της Αττικής αποτελεί μια επιμήκη λεκάνη με διεύθυνση Β-ΒΑ και με χαμηλό υψόμετρο (400 m). Περικλείεται από τέσσερις κύριους ορεινούς όγκους και τον Σαρωνικό κόλπο στα Ν-ΝΔ. Η Πάρνηθα (1413 m) καλύπτει το βόρειο τμήμα του λεκανοπεδίου, η Πεντέλη (1109 m) βρίσκεται στα βορειοανατολικά και στα ανατολικά ο Υμηττός (1026 m) εκτείνεται μέχρι τη θάλασσα. Το ορεινό τόξο που περιβάλλει τη λεκάνη αποτελείται από τα όρη Αιγάλεω (468m) και Ποικίλο Όρος (446 m) που εκτείνονται Δ-ΒΔ του λεκανοπεδίου (**Σχήμα 1.1**).



Σχήμα 1.1. Τοπογραφία του λεκανοπεδίου της Αττικής (πηγή: Giannaros et al., 2023)

Το λεκανοπέδιο της Αττικής χαρακτηρίζεται από αστική δόμηση σχεδόν στο σύνολό του. Η βλάστηση στο λεκανοπέδιο περιορίζεται στους ορεινούς όγκους, ενώ εντός του λεκανοπεδίου υπάρχουν λόφοι όπως τα Τουρκοβούνια (323 m), ο Λυκαβηττός (265 m), η Ακρόπολη (142 m) και ο λόφος του Φιλοπάππου (161 m), όπως επίσης και άλση.² Στα ανατολικά του λεκανοπεδίου βρίσκεται η πεδιάδα των Μεσογείων και στα δυτικά η πεδιάδα του Θριασίου. Τα μεγάλα βιομηχανικά συγκροτήματα βρίσκονται στην πεδιάδα του Θριασίου, περίπου 20 Km δυτικά του κέντρου της Αθήνας. Σε απόσταση περίπου 10 Km από το κέντρο της Αθήνας, βρίσκεται το κέντρο του Πειραιά. Το λιμάνι του Πειραιά είναι ένα από τα μεγαλύτερα εμπορευματικά και επιβατικά λιμάνια στην Ευρώπη. Το λιμάνι φιλοξενεί επίσης σημαντική βιομηχανική δραστηριότητα, συμπεριλαμβανομένης της αποθήκευσης και επεξεργασίας πετρελαίου και άλλων καυσίμων (Liakakou et al., 2022)

Στο λεκανοπέδιο Αττικής κυριαρχούν περιοχές με πυκνή και υψηλή δόμηση, αδιαπέρατες επιφάνειες και γυμνό έδαφος³. Το ποσοστό της συνολικής πράσινης υποδομής στην Αθήνα υπολογίζεται στο 17%, γεγονός που την κατατάσσει τελευταία στη σχετική λίστα του Ευρωπαϊκού Οργανισμού Περιβάλλοντος. Τα δέντρα καλύπτουν μόνο το 11% της αστικής επιφάνειας κι οι χώροι αστικού πρασίνου αποτελούν το 15% της συνολικής επιφάνειας της Αθήνας.⁴

Τα προαναφερθέντα χαρακτηριστικά, όσον αφορά στην, σε συνδυασμό με τις υψηλές θερμοκρασίες, συμβάλλουν στην εμφάνιση ισχυρής Αστικής Θερμικής Νησίδας (ΑΘΝ) στην Αθήνα (Dandou et al., 2009;

² <https://mpattiki.etme.gr/index.php/el/paradotea/zoni-lekanopedio>

³ <https://mpattiki.etme.gr/index.php/el/paradotea/zoni-lekanopedio>

⁴ <https://greeceinfigures.com/prasines-poleis>

Founda and Santamouris, 2012; Kourtidis et al., 2015; van der Schriek et al., 2020). Ο Δήμος Αθηναίων είναι μια πυκνοδομημένη περιοχή, με τα γεωμετρικά χαρακτηριστικά των οδικών αξόνων να χαρακτηρίζονται από υψηλές αναλογίες διαστάσεων (ύψος κτιρίων/πλάτος δρόμου) και υψηλή πυκνότητα κτιρίων (Kourtidis et al., 2015). Αυτά τα χαρακτηριστικά δημιουργούν το φαινόμενο του οδικού αστικού φαραγγιού (*urban street canyon*)⁵. Εκτός των περιορισμένων χώρων αστικού πρασίνου, η μειωμένη εξατμισοδιαπνοή, καθώς και το υψηλό δυναμικό αποθήκευσης θερμότητας των δομικών υλικών και των υλικών κατασκευής και επίστρωσης των οριζοντίων επιφανειών του αστικού ιστού, συνδέονται με την ενίσχυση του φαινομένου της ΑΘΝ (Kourtidis et al., 2015). Επιπλέον, η εκλυόμενη θερμότητα από την κυκλοφορία των οχημάτων, τη θέρμανση και τη ψύξη των κτιρίων και τον ανθρώπινο μεταβολισμό, συμβάλλει στην περαιτέρω ενίσχυση της ΑΘΝ (van der Schriek et al., 2020). Η ΑΘΝ συνδέεται, επίσης, με την ατμοσφαιρική ρύπανση λόγω της υψηλής οδικής κυκλοφορίας και των βιομηχανιών που γειτνιάζουν με την πόλη της Αθήνας (Kourtidis et al., 2015; van der Schriek et al., 2020). Επίσης, τα προαναφερθέντα χαρακτηριστικά της πόλης συμβάλλουν στην ένταση και τη διάρκεια των φαινομένων καύσωνα που εντείνουν την ένταση της ΑΘΝ, δρώντας συνεργικά με αυτήν (Founda and Santamouris, 2012).

Η πολύπλοκη και κλειστή τοπογραφία του λεκανοπεδίου της Αττικής και η ύπαρξη ορεινών όγκων δυσχεραίνει τη διασπορά των ατμοσφαιρικών ρύπων. Σε όλη τη διάρκεια του έτους και με μεγαλύτερη συχνότητα κατά τη διάρκεια των χειμερινών μηνών, η παρουσία θερμοκρασιακής αναστροφής εντός του λεκανοπεδίου εμποδίζει τη διασπορά των ατμοσφαιρικών ρύπων με αποτέλεσμα να συσσωρεύονται και να εγκλωβίζονται κοντά στην επιφάνεια του εδάφους (Katsoulis, 1988a ; Katsoulis, 1988b; Kotroni et al., 1999; Larissi et al., 2010; Cheristanidis et al., 2014; Mavrakis et al., 2021). Σε συνοπτική κλίμακα, οι μετεωρολογικές διεργασίες που οδηγούν σε θερμοκρασιακές αναστροφές στην Αττική σχετίζονται με σταθερές ατμοσφαιρικές συνθήκες, ως αποτέλεσμα των επιδράσεων των ατμοσφαιρικών συστημάτων, των τοπικών τοπογραφικών και κλιματικών παραγόντων, ενώ σε τοπική κλίμακα σχετίζονται με τη θαλάσσια αύρα (Katsoulis, 1988b). Η μεγάλη διάρκεια ηλιοφάνειας, η έντονη ηλιακή ακτινοβολία και οι υψηλές θερμοκρασίες ευνοούν τον σχηματισμό δευτερογενών ατμοσφαιρικών ρύπων (Mavroidis and Ilija, 2012). Επιπλέον, η ανάπτυξη της θαλάσσιας αύρας συντελεί στην επανακυκλοφορία των ατμοσφαιρικών ρύπων στην Αττική (Lalas et al., 1983; Moussiopoulos, 1985; Moussiopoulos, 1986; Katsoulis, 1988a; Asimakopoulos et al., 1992; Melas et al., 1995; Melas et al., 1998; Melas et al., 2005; Dandou et al., 2009; Clappier et al., 2000; Grossi et al., 2000; Mavrakou et al., 2012). Σε συνθήκες άπνοιας ή ασθενούς ανέμου συνοπτικής κλίμακας, όταν η συνοπτική ροή έχει την ίδια διεύθυνση με τη θαλάσσια αύρα και συμβάλλει στην ενίσχυση της δυναμικής της, και ιδιαίτερα κατά τη θερινή περίοδο όπου το θερμικό δυναμικό μεταξύ ξηράς και θάλασσας μεγιστοποιείται, ευνοείται η δημιουργία και ενίσχυση της θαλάσσιας αύρας στο λεκανοπέδιο της Αττικής. Η θαλάσσια αύρα εισβάλλει από τον Σαρωνικό κόλπο κατά τη διάρκεια των πρωινών ωρών, με προοδευτικά αυξανόμενη ένταση και με διεύθυνση ανέμου νοτιοδυτική. Τις απογευματινές ώρες το βάθος εισχώρησης της θαλάσσιας αύρας φτάνει έως τις παρυφές της Πάρνηθας και τους Θρακομακεδόνες⁶.

Οι Dandou et al. (2009) εξέτασαν τη δυναμική της αλληλεπίδρασης του μετώπου της θαλάσσιας αύρας και της ΑΘΝ στην Αττική. Γενικά, η κυκλοφορία της θαλάσσιας αύρας και η ατμοσφαιρική κυκλοφορία της ΑΘΝ θεωρούνται ως αλληλεπιδραστικές διαδικασίες. Στην Αττική, η θαλάσσια αύρα ενισχύεται λόγω της επίδρασης του καναλισμού (*channelling effect*) που δημιουργείται από την

⁵ **Urban street canyon:** Η χαρακτηριστική γεωμετρία που σχηματίζεται από έναν αστικό δρόμο της πόλης και τα πλευρικά του κτίρια που τον πλαισιώνουν δημιουργώντας ένα 'περιβάλλον' που προσομοιάζει σε φαράγγι.

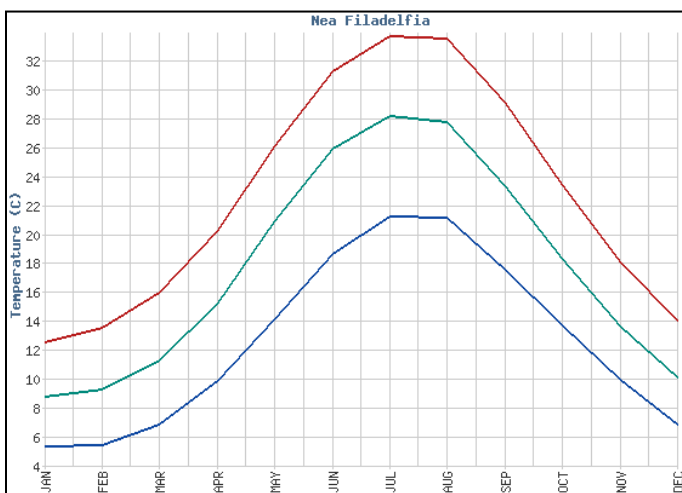
⁶ <https://e-nautilia.gr/thalassia-aura-i-kalokairini-anasa-tis-thalassas>

τοπογραφία του λεκανοπεδίου. Κατά τη διάρκεια της ημέρας, η ροή της θαλάσσιας αύρας μειώνεται και η εισχώρηση του μετώπου στην 'ενδοχώρα' καθυστερεί λόγω της τριβής που προκαλείται από την τραχύτητα του εδάφους και την αστική δόμηση (Dandou et al., 2009).

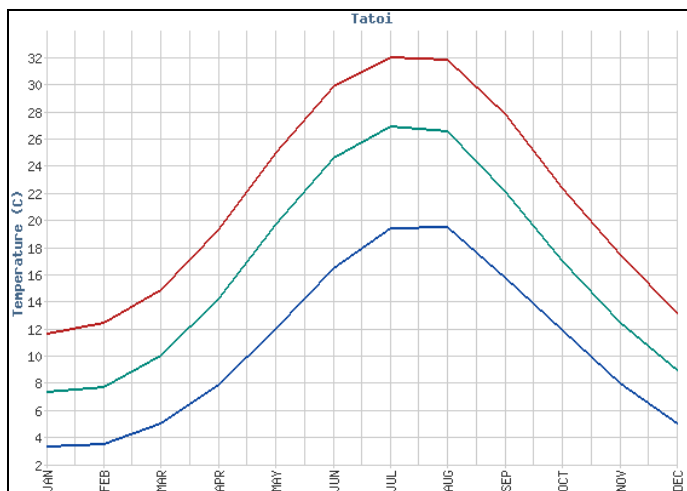
Η ευρύτερη περιοχή της Αθήνας ανήκει στην κλιματική ζώνη Csa (εύκρατο κλίμα, με ξηρό και θερμό θέρος), σύμφωνα με την κλιματική ταξινόμηση Köppen, και το κλίμα χαρακτηρίζεται ως μεσογειακό, με ήπιους και βροχερούς χειμώνες, θερμά και ξηρά καλοκαίρια και μεγάλη διάρκεια ηλιοφάνειας όλο σχεδόν το έτος. Στο **Σχήμα 1.2** απεικονίζονται τα κλιματικά δεδομένα για επιλεγμένους μετεωρολογικούς σταθμούς της ΕΜΥ στην Αττική. Οι μετεωρολογικοί σταθμοί αυτοί επιλέχθηκαν, ώστε να είναι αντιπροσωπευτικοί των διαφορετικών γεωγραφικών και πολεοδομικών συνθηκών της περιοχής μελέτης. Συγκεκριμένα, τα βασικά κριτήρια επιλογής είναι: (α) η χωρική κάλυψη του λεκανοπεδίου της Αττικής με σταθμούς εγκατεστημένους τόσο σε αστικό όσο και σε περιαστικό περιβάλλον, (β) η διαθεσιμότητα μακροχρόνιων και συνεχών χρονοσειρών μετεωρολογικών δεδομένων, απαραίτητων για την κλιματική ανάλυση, (γ) η αξιοπιστία και ομοιογένεια των μετρήσεων, δεδομένου ότι οι σταθμοί ανήκουν στο δίκτυο της ΕΜΥ, και (δ) η γεωγραφική θέση των σταθμών ως προς βασικά φυσιογραφικά χαρακτηριστικά (παράκτια–ηπειρωτική ζώνη, υψόμετρο, βαθμός αστικοποίησης), ώστε να αποτυπώνονται οι τοπικές διαφοροποιήσεις του κλίματος.

Με τον τρόπο αυτόν, οι επιλεγμένοι σταθμοί (Νέα Φιλαδέλφεια, Τατόι, Ελευσίνα) θεωρούνται αντιπροσωπευτικοί τόσο της Αθήνας όσο και των περιαστικών και βιομηχανικών περιοχών της Αττικής, επιτρέποντας την αξιόπιστη σύγκριση και αξιολόγηση των θερμοκρασιακών συνθηκών στο λεκανοπέδιο.

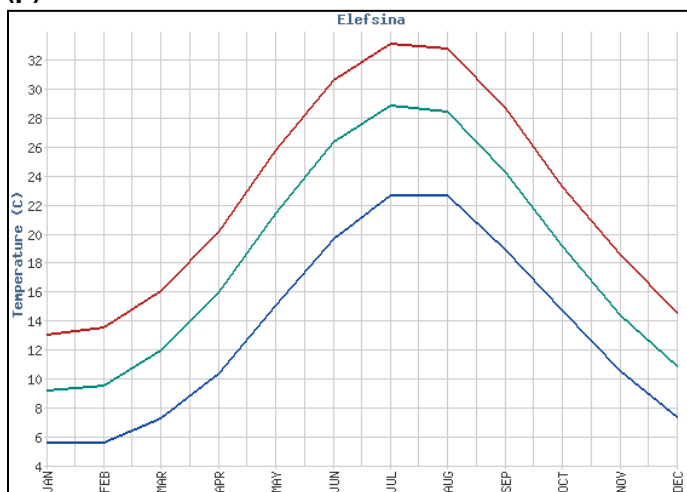
Για το σταθμό στη Νέα Φιλαδέλφεια, η μέση μηνιαία θερμοκρασία με βάση τα κλιματικά δεδομένα της περιόδου 1955-2010 κυμαίνεται από 8,8 °C τον Ιανουάριο σε 28,3 °C τον Ιούλιο. Ο σταθμός στο Τατόι, που είναι εγκατεστημένος σε περιαστική τοποθεσία, έχει καταγράψει χαμηλότερες μέσες μηνιαίες τιμές για τη χρονική περίοδο 1956-2010, που κυμαίνονται από 7,4 °C έως 27,0 °C. Στον σταθμό της Ελευσίνας για τη χρονική περίοδο 1958-2010, οι αντίστοιχες μηνιαίες τιμές κυμαίνονται από 9,2 °C έως 28,9 °C.



(α)



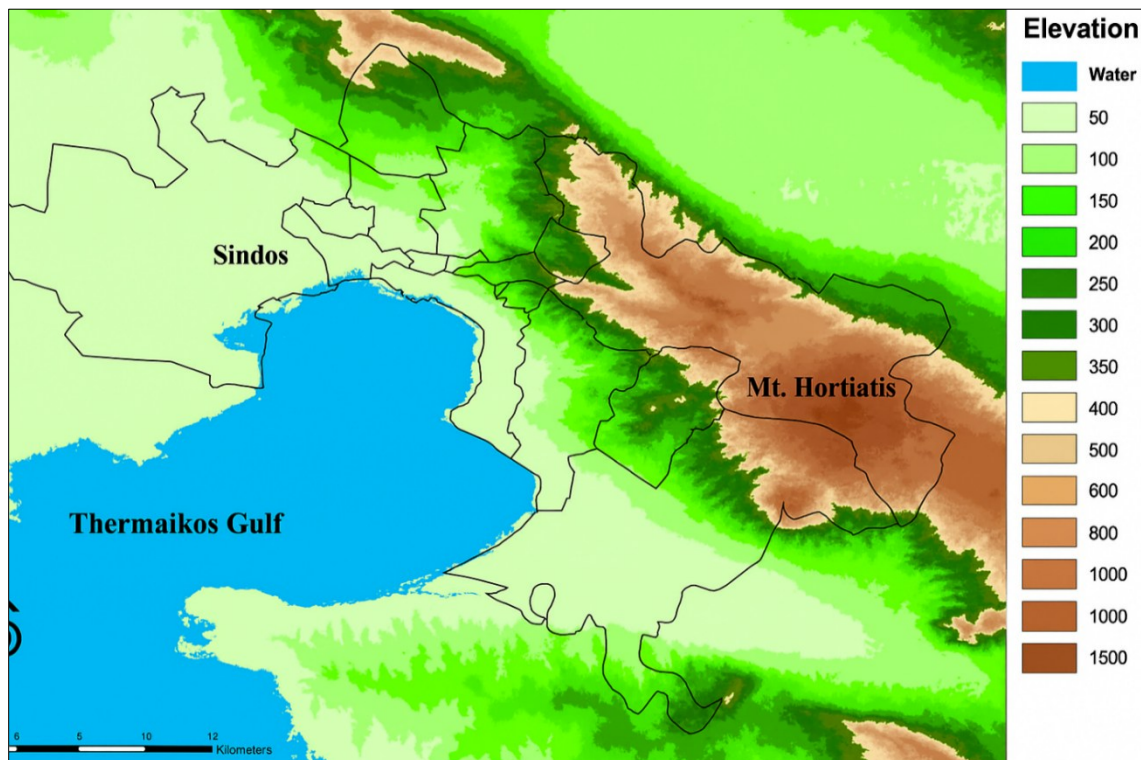
(β)



(γ)

Σχήμα 1.2. Κλιματικά δεδομένα για 3 επιλεγμένους σταθμούς στην Αττική: **(α)** Νέα Φιλαδέλφεια (περίοδος κλιματικών δεδομένων: 1955-2010), **(β)** Τατόι (περίοδος κλιματικών δεδομένων: 1956-2010) και **(γ)** Ελευσίνα (περίοδος κλιματικών δεδομένων: 1958-2010).

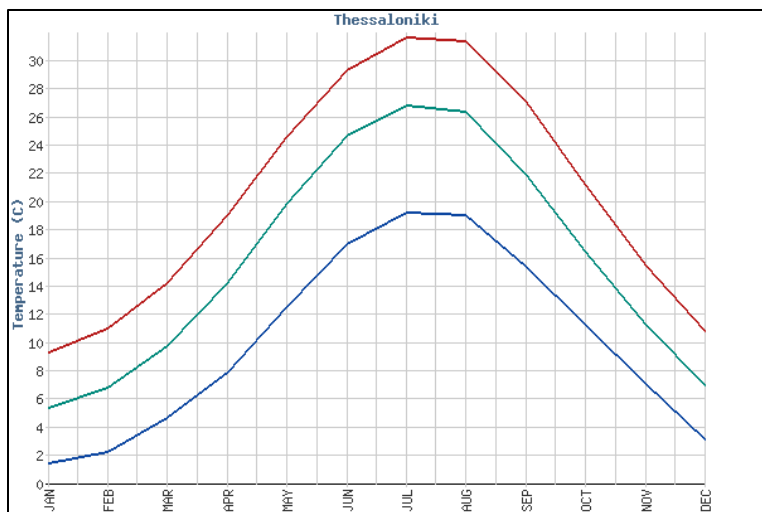
1.6.2 Θεσσαλονίκη: Γεωμορφολογία και Κλιματολογικές – Μετεωρολογικές συνθήκες



Σχήμα 1.3. Τοπογραφία της ευρύτερης περιοχής της Θεσσαλονίκης (Giannaros and Melas, 2012).

Το κλίμα της Θεσσαλονίκης είναι μεσογειακό με θερμά, ξηρά καλοκαίρια και ήπιους, υγρούς χειμώνες. Το μεσογειακό κλίμα της παράκτιας ζώνης του Θερμαϊκού κόλπου είναι ευαίσθητο στις διάφορες ανθρωπογενείς πιέσεις, στις ισχυρές εκροές ποταμών, στην είσοδο θαλάσσιων αερίων μαζών από το ανοιχτό πέλαγος και στις μετεωρολογικές συνθήκες με τις τοπικές ιδιαιτερότητες του ανεμολογικού πεδίου. Οι άνεμοι Β/ΒΔ διεύθυνσης πνέουν όλη τη διάρκεια του έτους και ενισχύονται κατά τη διάρκεια της χειμερινής περιόδου. Πρόκειται για ψυχρές αέριες μάζες που προέρχονται από τα Βαλκάνια (ονομάζονται τοπικά 'Βαρδάρης'), πηγάζουν από τα Β/ΒΔ και ακολουθούν την κοιλάδα του Αξιού ποταμού. Ο Βαρδάρης μπορεί να διαδραματίσει σημαντικό ρόλο στα επικρατούντα πρότυπα παράκτιας κυκλοφορίας, ειδικά στο βόρειο τμήμα του Θερμαϊκού κόλπου. Κατά το θέρος, το ανεμολογικό πεδίο κυριαρχείται από την παρουσία των Ετησίων που πνέουν από Β/ΒΑ διευθύνσεις και είναι σχετικά ισχυροί άνεμοι (>6 m/s). Όταν δεν πνέουν οι Ετησίες, η θαλάσσια αύρα που δημιουργείται από τη διαφορετική θέρμανση μεταξύ ξηράς και θάλασσας, πνέει από Ν/ΝΔ διευθύνσεις. Καθ' όλη τη διάρκεια του έτους η συχνότητα των ανέμων του βορείου τομέα παραμένει σημαντική, με σχετική αύξηση κατά τη χειμερινή περίοδο, ενώ κατά τη θερμή περίοδο αυξάνεται η συχνότητα των ανέμων του Ν/ΝΔ τομέα, οι οποίοι είναι ασθενέστεροι και σχετίζονται με τοπικές ροές και κυκλοφορία μέσης κλίμακας.

Στο **Σχήμα 1.4** απεικονίζονται τα κλιματικά δεδομένα για τον μετεωρολογικό σταθμό της ΕΜΥ στην περιοχή του πρώην Δήμου Μίκρας στην Θεσσαλονίκη. Η μέση μηνιαία θερμοκρασία με βάση τα κλιματικά δεδομένα της περιόδου 1959-2010 κυμαίνεται από 5,4 °C τον Ιανουάριο έως 26,9 °C τον Ιούλιο.



Σχήμα 1.4. Κλιματικά δεδομένα για τον μετεωρολογικό σταθμό της ΕΜΥ στη Θεσσαλονίκη (περίοδος κλιματικών δεδομένων: 1959-2010)⁷.

⁷ http://oldportal.emy.gr/emv/el/climatology/climatology_city?perifereia=Central%20Macedonia&poli=Thessaloniki_Mikra

Κεφάλαιο 2 – Κύματα καύσωνα και φωτοχημική ρύπανση από τροποσφαιρικό όζον (O₃)

Εισαγωγή

Οι περίοδοι καύσωνα αποτελούν ένα από τα πλέον χαρακτηριστικά ακραία μετεωρολογικά φαινόμενα στις αστικές περιοχές της Μεσογείου. Η επικράτηση υψηλών θερμοκρασιών, σε συνδυασμό με αυξημένη ηλιακή ακτινοβολία, ασθενείς ανέμους και περιορισμένη κατακόρυφη ανάμειξη, δημιουργεί ένα μετεωρολογικό υπόβαθρο που ευνοεί την ενίσχυση των φωτοχημικών διεργασιών και τη συσσώρευση δευτερογενών ατμοσφαιρικών ρύπων, με κυριότερο το O₃. Οι συνθήκες αυτές συχνά συνοδεύονται από εκτεταμένα αντικυκλωνικά συστήματα και καθεστώς ατμοσφαιρικής στασιμότητας, τα οποία περιορίζουν τη διασπορά των ατμοσφαιρικών ρύπων και επιτείνουν τα επεισόδια υποβάθμισης της ποιότητας του αέρα σε αστικά περιβάλλοντα.

Στην περιοχή της Αττικής, η αύξηση της συχνότητας, της διάρκειας και της έντασης των καυσώνων κατά τις τελευταίες δεκαετίες καθιστά αναγκαία τη συστηματική διερεύνηση της σχέσης μεταξύ ακραίων θερμοκρασιακών συνθηκών και φωτοχημικής ρύπανσης. Η κατανόηση της αλληλεπίδρασης μεταξύ μετεωρολογικών παραμέτρων και συγκεντρώσεων τροποσφαιρικού O₃ αποτελεί κρίσιμο στοιχείο για την αποτίμηση της περιβαλλοντικής επιβάρυνσης στο αστικό περιβάλλον και θέτει το φυσικό υπόβαθρο για τη σύνδεση της ποιότητας του αέρα με την ανθρώπινη υγεία και την ποιότητα διαβίωσης.

Σκοπός του παρόντος κεφαλαίου είναι η διερεύνηση της επίδρασης των μετεωρολογικών συνθηκών και των κυμάτων καύσωνα στη διαμόρφωση της ποιότητας του ατμοσφαιρικού αέρα στην περιοχή της Αττικής, με έμφαση στη σχέση μεταξύ καυσώνων και συγκεντρώσεων O₃. Ειδικότερα, η μελέτη επιδιώκει:

- την ανάλυση των μακροχρόνιων τάσεων της θερμοκρασίας αέρα (μέσες, ελάχιστες, μέγιστες και ακραίες τιμές),
- τον προσδιορισμό και τον χαρακτηρισμό των επεισοδίων καύσωνα ως ακραίων μετεωρολογικών φαινομένων,
- τη διερεύνηση της σχέσης μεταξύ καυσώνων και συγκεντρώσεων O₃ σε ετήσια και εποχική κλίμακα,
- την αξιολόγηση της συχνότητας και της έντασης των υπερβάσεων των ορίων κατά τη διάρκεια κυμάτων καύσωνα ,
- τη διερεύνηση της χωρικής διαφοροποίησης της απόκρισης των συγκεντρώσεων O₃ σε σχέση με τις μετεωρολογικές συνθήκες και τον τύπο σταθμού παρακολούθησης της ποιότητας του αέρα.

2.1 Δεδομένα και μεθοδολογία

2.1.1 Δεδομένα

Οι συγκεντρώσεις του O₃ συλλέχθηκαν από όλους τους διαθέσιμους Σταθμούς Παρακολούθησης Ποιότητας Αέρα (ΣΠΠΑ) του Εθνικού Δικτύου Παρακολούθησης Ατμοσφαιρικής Ρύπανσης (ΕΔΠΑΡ) στην Περιφέρεια Αττικής, για την περίοδο 1991–2021. Το ΕΔΠΑΡ λειτουργεί υπό την ευθύνη του Τμήματος Ποιότητας Ατμόσφαιρας του Υπουργείου Περιβάλλοντος και Ενέργειας (ΥΠΕΝ) και τα

δεδομένα των μετρήσεων της ατμοσφαιρικής ρύπανσης είναι διαθέσιμα στην επίσημη ιστοσελίδα του ΥΠΕΝ (www.ypen.gr).

Τα δεδομένα των συγκεντρώσεων του O₃ στην Περιφέρεια Αττικής για την περίοδο 1991–2021 προέρχονται από 8 ΣΠΠΑ που λειτουργούν στο πλαίσιο του ΕΔΠΑΡ. Οι ΣΠΠΑ ταξινομούνται με βάση δύο βασικά κριτήρια: (1) τον τύπο της περιοχής εγκατάστασης – **αστική** ή **περιαστική** και (2) τον λειτουργικό τύπο του σταθμού – **κυκλοφορίας, υποβάθρου** ή **βιομηχανικός**.

Η επιλογή των ΣΠΠΑ έγινε με σκοπό την κάλυψη μιας εκτεταμένης γεωγραφικής περιοχής της Περιφέρειας Αττικής, καθώς και την αντιπροσώπευση διαφορετικών τύπων τοποθεσιών όπως καταγράφεται παρακάτω:

(Α) Αστικοί Σταθμοί Κυκλοφορίας (Urban-Traffic):

- Αριστοτέλους (ARI)
- Αθηνάς (ATH)
- Πατησίων (PAT)
- Πειραιάς (PIR)

(Β) Σταθμοί Υποβάθρου – Κυκλοφορίας (Traffic-Background):

- Μαρούσι (MAR)
- Περιστέρη (PER)
- Νέα Σμύρνη (SMY)

(Γ) Περιαστικοί Σταθμοί Υποβάθρου (Suburban-Background):

- Αγία Παρασκευή (AGP)
- Λιόσια (LIO)
- Λυκόβρυση (LYK)
- Θρακομακεδόνες (THR)
- Κορωπί (KOR)

(Δ) Περιαστικοί Σταθμοί Βιομηχανικού Τύπου (Suburban-Industrial):

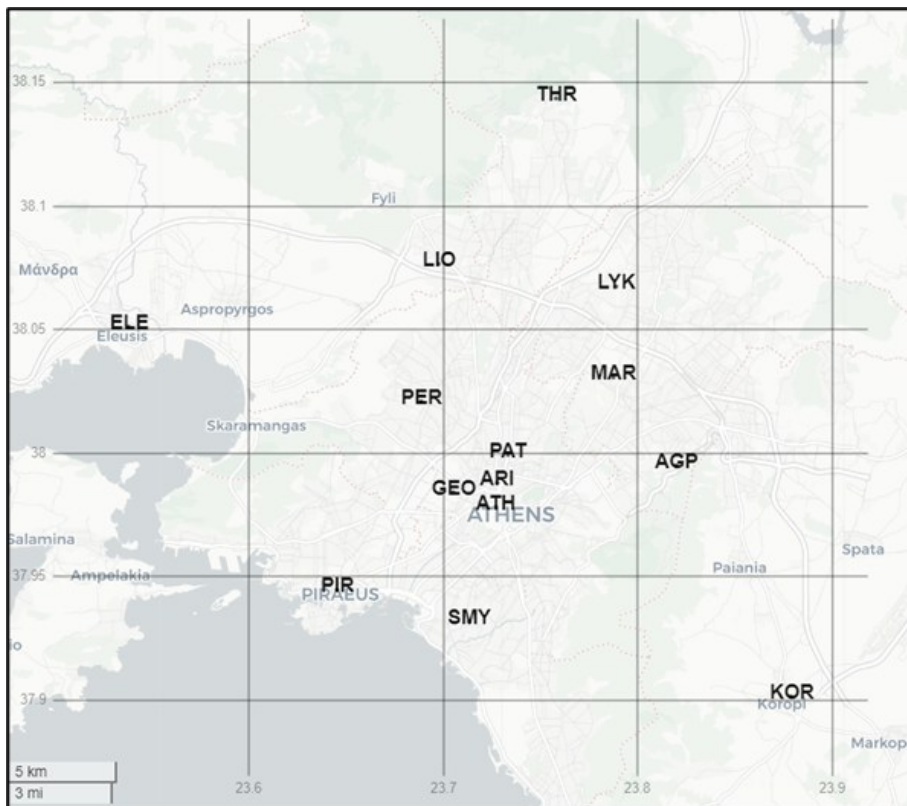
- Ελευσίνα (ELE)
- Γεωπονική (GEO)

Η χωρική αυτή κατανομή επιτρέπει την αξιολόγηση της περιφερειακής μεταβλητότητας της ρύπανσης και υποστηρίζει χωρικά αναλυτικές τάσεις στη ρύπανση. Επιπλέον, οι ΣΠΠΑ αντιπροσωπεύουν διαφορετικούς τύπους χρήσεων γης και πηγών εκπομπών, σύμφωνα με το σύστημα ταξινόμησης της Οδηγίας της Ευρωπαϊκής Ένωσης για την Ποιότητα του Αέρα.

Οι επιλεγμένοι ΣΠΠΑ διαθέτουν μακροχρόνια, συνεχόμενα και επικυρωμένα δεδομένα για την περίοδο 1991–2021, διασφαλίζοντας την αξιοπιστία που απαιτείται για τις στατιστικές αναλύσεις. Κατά συνέπεια, τα αποτελέσματα μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την αξιολόγηση της συμμόρφωσης με τα ευρωπαϊκά πρότυπα ποιότητας του αέρα, τη διαμόρφωση πολιτικών αποφάσεων και τη διεξαγωγή προηγμένων μελετών για τη δυναμική της ατμοσφαιρικής ρύπανσης, την κατανομή των πηγών και τη μοντελοποίηση της ατμόσφαιρας. Στο **Σχήμα 2.1** παρουσιάζονται οι γεωγραφικές θέσεις των ΣΠΠΑ στην Περιφέρεια Αττικής.

Για τον προσδιορισμό των περιόδων καύσωνα και την εκτίμηση των βιομετεωρολογικών δεικτών, χρησιμοποιήθηκαν τα δεδομένα του μετεωρολογικού και ακτινομετρικού σταθμού του Εθνικού Αστεροσκοπείου Αθηνών (ΕΑΑ), ο οποίος βρίσκεται στον Λόφο των Νυμφών στο Θησείο.

Χρησιμοποιήθηκαν ωριαία δεδομένα θερμοκρασίας αέρα (T), σχετικής υγρασίας (RH), ταχύτητας (ws) και διεύθυνσης του ανέμου (wd) για την περίοδο 1991–2021.



Σχήμα 2.1 Γεωγραφικές θέσεις των ΣΠΠΑ στην Περιφέρεια Αττικής.

Πίνακας 2.1. Χαρακτηριστικά των Σταθμών Παρακολούθησης της Ποιότητας του Αέρα (ΣΠΠΑ) στην Περιφέρεια Αττικής.

| Όνομασία ΣΠΠΑ | Γεωγραφική θέση | | | Τύπος ΣΠΠΑ |
|---|-------------------|--------------------|--------------|---|
| | Γεωγρ. Μήκος (°Ε) | Γεωγρ. Πλάτος (°Ν) | Υψόμετρο (m) | |
| Οδός Αθηνάς Athinas (ATH) | 23,726845 | 37,978204 | 75 | Αστικός - Κυκλοφορίας (Urban - Traffic) |
| Οδός Αριστοτέλους Aristotelous (ARI) | 23,727617 | 37,988066 | 75 | Αστικός - Κυκλοφορίας (Urban - Traffic) |
| Γεωπονική Georoniaki (GEO) | 23,705153 | 37,984100 | 40 | Περιαστικός - Βιομηχανικός (Suburban - Industrial) |
| Λιόσια Liosia (LIO) | 23,697781 | 38,076741 | 165 | Περιαστικός - Υποβάθρου Suburban - Background |
| Λυκόβρυση Likonrisi (LYK) | 23,788986 | 38,067793 | 234 | Περιαστικός - Υποβάθρου Suburban - Background |
| Μαρούσι Marousi (MAR) | 23,787372 | 38,030837 | 170 | Αστικός - Υποβάθρου (Traffic - Background) |
| Νέα Σμύρνη | 23,713020 | 37,931998 | 50 | Αστικός - Υποβάθρου |

| | | | | |
|---|-----------|-----------|-----|---|
| Nea Smyrni (SMY) | | | | (Traffic - Background) |
| Οδός Πατησίων Patision (PAT) | 23,733053 | 37,999587 | 105 | Αστικός - Κυκλοφορίας (Urban - Traffic) |
| Πειραιάς Piraeus (PIR) | 23,645230 | 37,944656 | 4 | Αστικός - Κυκλοφορίας (Urban - Traffic) |
| Περιστέρι Peristeri (PER) | 23,688361 | 38,020811 | 80 | Αστικός - Υποβάθρου (Traffic - Background) |
| Αγία Παρασκευή Agia Paraskevi (AGP) | 23,819421 | 37,995110 | 290 | Περιαστικός - Υποβάθρου (Suburban – Background) |
| Ελευσίνα Elefsina (ELE) | 23,538432 | 38,051322 | 20 | Υποβάθρου - Βιομηχανικός (Background – Industrial) |
| Θρακομακεδόνες Thrakomakedones (THR) | 23,758195 | 38,143521 | 550 | Περιαστικός - Υποβάθρου (Suburban – Background) |
| Κορωπί Koropi (KOR) | 23,879026 | 37,901308 | 140 | Περιαστικός - Υποβάθρου (Suburban – Background) |

2.1.2 Ορισμός και προσδιορισμός περιόδων καύσωνα

Σύμφωνα με τον ΠΟΥ (WMO, 2015), οι καύσωνες περιγράφονται ως οι χρονικές περίοδοι που πληρούν τα παρακάτω κριτήρια:

- α)** ασυνήθιστα υψηλές θερμοκρασίες, με τις μέγιστες και τις ελάχιστες θερμοκρασίες να βρίσκονται σε υψηλά επίπεδα,
- β)** αυξημένα επίπεδα υγρασίας που ενισχύουν τις συνθήκες δυσφορίας,
- γ)** ελάχιστη χρονική διάρκεια δύο έως τρεις ημέρες,
- δ)** αισθητές επιπτώσεις στους ανθρώπους και στα φυσικά συστήματα.

Οι καύσωνες είναι μετεωρολογικά φαινόμενα που σχετίζονται άμεσα με το κλίμα μιας περιοχής, γεγονός που σημαίνει ότι οι ίδιες μετεωρολογικές συνθήκες μπορούν να χαρακτηριστούν ως καύσωνας σε μια περιοχή αλλά όχι σε κάποια άλλη. Επομένως, απαιτείται τοπικός προσδιορισμός του φαινομένου ως προς την ένταση και τη διάρκεια. Οι καύσωνες δεν είναι ομοιογενείς ως προς την ένταση και τη χρονική τους έκταση, καθώς η χωρική και χρονική μεταβλητότητά τους μπορεί να διαφέρει σημαντικά (Stefanon et al., 2012; WMO, 2015).

Σύμφωνα με την Εθνική Μετεωρολογική Υπηρεσία (EMY, 2021)⁸, καταγράφεται καύσωνας όταν συνυπάρχουν τα εξής κριτήρια:

- ε)** η μέγιστη θερμοκρασία σε συνοπτικούς ή αεροναυτικούς μετεωρολογικούς σταθμούς είναι μεγαλύτερη ή ίση των 39 °C,
- στ)** η ελάχιστη θερμοκρασία είναι μεγαλύτερη των 26 °C,
- ζ)** επικρατεί άπνοια ή ασθενείς άνεμοι,
- η)** το ημερήσιο θερμοκρασιακό εύρος είναι μικρό,
- θ)** οι υψηλές θερμοκρασίες παρατηρούνται σε ευρεία γεωγραφική έκταση,
- ι)** η διάρκειά τους υπερβαίνει τις τρεις ημέρες.

⁸ HNMS (2021). http://www.emy.gr/emyl/pdf/heatwave_2021.pdf (in Greek).

Για τους σκοπούς της παρούσας μελέτης, ορίστηκε ως κατώφλι καύσωνα η τιμή του 95^{ου} εκατοστημορίου (95th percentile) της μέγιστης ημερήσιας θερμοκρασίας (T_{max}) κατά τη θερμή περίοδο (Ιούνιος–Αύγουστος) για τα έτη 1991–2021. Το συγκεκριμένο όριο αντιπροσωπεύει τη θερμοκρασία πέραν της οποίας παρατηρείται το 5% των θερμότερων ημερών, καθιστώντας το κατάλληλο κριτήριο για τον εντοπισμό ακραίων θερμοκρασιακών συνθηκών σε τοπική κλίμακα. Η μεθοδολογία αυτή έχει χρησιμοποιηθεί και από τους Founda & Santamouris (2017) και Founda et al. (2022a).

Το 95^ο εκατοστημόριο υπολογίστηκε στους 37 °C, τιμή που συμφωνεί με τα ευρήματα των Founda et al. (2022a) για την περίοδο 1971–2000 στον μετεωρολογικό σταθμό του ΕΑΑ (Εθνικό Αστεροσκοπείο Αθηνών). Η θερμοκρασία αυτή βρίσκεται εντός της φυσιολογικής θερμοκρασιακής περιοχής του ανθρώπινου σώματος (Robinson, 2001), καθώς η εσωτερική θερμοκρασία είναι περίπου 37 °C ± 0.5 °C για υγιή άτομα. Επομένως, το κατώφλι των 37 °C επηρεάζεται τόσο από το περιβάλλον – καθώς διαφοροποιείται ανάλογα με τις τοπικές κλιματικές συνθήκες – όσο και από βιολογικούς παράγοντες, καθώς σχετίζεται με την ενεργοποίηση φυσιολογικών μηχανισμών θερμικής καταπόνησης στον άνθρωπο (Founda & Santamouris, 2017; Khomsi et al., 2022).

Όσον αφορά στη διάρκεια των επεισοδίων, υιοθετείται το ελάχιστο διάστημα δύο συνεχόμενων ημερών με $T_{max} > 37$ °C, όπως συνηθίζεται στη διεθνή βιβλιογραφία. Για παράδειγμα, η ελάχιστη χρονική διάρκεια έχει οριστεί στις 48 ώρες στις ΗΠΑ (Robinson, 2001). Επιπρόσθετα, περιλαμβάνονται περιπτώσεις στις οποίες παρεμβάλλεται μια μόνο ημέρα με $T_{max} < 37$ °C, υπό την προϋπόθεση ότι ακολουθείται από τουλάχιστον δύο συνεχόμενες ημέρες με $T_{max} > 37$ °C. Ωστόσο, οι εναλλακτικές προσεγγίσεις στον ορισμό των καυσώνων ξεπερνά τον σκοπό της παρούσας μελέτης.

2.1.3 Εκτίμηση ακραίων συγκεντρώσεων O_3

Προηγούμενες μελέτες έχουν χρησιμοποιήσει διαφορετικά κατώφλια, οριακές τιμές και ορισμούς για τα ακραία επεισόδια υψηλών συγκεντρώσεων O_3 (WHO, 2021). Για παράδειγμα, οι Khomsi et al. (2022) όρισαν ως ακραίο επεισόδιο O_3 την ημέρα κατά την οποία η μέγιστη συγκέντρωση O_3 υπερβαίνει ή ισούται με το 95^ο εκατοστημόριο. Οι Hertig et al. (2020) εφάρμοσαν παρόμοια προσέγγιση (σε διάρκεια υπέρβασης και ποσοστιαίες θέσεις) τόσο για καύσωνες όσο και για επεισόδια υψηλών συγκεντρώσεων O_3 στη μελέτη τους για την Κεντρική και Νότια Ευρώπη. Οι Zhang et al. (2018) μελέτησαν τις επιπτώσεις των σύνθετων ακραίων καιρικών φαινομένων στη συγκέντρωση O_3 , χρησιμοποιώντας ως κατώφλι τη μέγιστη ημερήσια τιμή του 8-ώρου κυλιόμενου μέσου να υπερβαίνει τα 70 ppbv (~137 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), σύμφωνα με τα Εθνικά Πρότυπα Ποιότητας Ατμοσφαιρικού Αέρα των ΗΠΑ (US EPA). Στην Κίνα, οι Wang et al. (2022) μελέτησαν την ατμοσφαιρική ρύπανση από O_3 σε συνάρτηση με τους καύσωνες με βάση το μέγεθος και τη διάρκεια υπέρβασης των συγκεντρώσεων άνω των 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Οι Jaén et al. (2021) ανέλυσαν επεισόδια υψηλών συγκεντρώσεων O_3 λόγω καύσωνα στη Βαρκελώνη, εξετάζοντας τις υπερβάσεις του ορίου ενημέρωσης και του ορίου συναγερμού για τις συγκεντρώσεις O_3 , όπως έχουν θεσπιστεί από την οδηγία της ΕΕ.

Στην παρούσα μελέτη, για την αναγνώριση και ταυτοποίηση των επεισοδίων ακραίων συγκεντρώσεων O_3 τέθηκε ως κατώφλι η μέγιστη ημερήσια τιμή του 8-ώρου κυλιόμενου μέσου του O_3 (**Maximum Daily 8-hour mean, MDA8h O_3**), η οποία ισούται με 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, σύμφωνα με την Οδηγία 2008/50/ΕΚ (Πίνακας 2.2). Για τον υπολογισμό των 8-ώρων κυλιόμενων μέσων όρων, η πρώτη περίοδος υπολογισμού για μία ημέρα είναι η περίοδος από τις 17:00 της προηγούμενης ημέρας μέχρι τη 01:00 της

παρούσας ημέρας, ενώ η τελευταία περίοδος υπολογισμού είναι η περίοδος από τις 16:00 έως τις 24:00 της συγκεκριμένης ημέρας.

Επιπλέον, σύμφωνα με τις κατευθυντήριες οδηγίες του Παγκόσμιου Οργανισμού Υγείας (ΠΟΥ, 2021), έχουν θεσπιστεί αυστηρότερα όρια για την προστασία της δημόσιας υγείας. Συγκεκριμένα, καθορίζεται κατώφλι 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ για τον μέγιστο ημερήσιο μέσο όρο 8 ωρών σε ένα ημερολογιακό έτος, καθώς και κατώφλι 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ για την περίοδο αιχμής (peak season), το οποίο αντιστοιχεί στον μέσο όρο της μέγιστης ημερήσιας 8ωρης συγκέντρωσης κατά τους έξι συνεχόμενους μήνες με τις υψηλότερες τιμές συγκεντρώσεων O_3 (Πίνακας 2.2). Η περίοδος αιχμής προσδιορίζεται εξετάζοντας τις συγκεντρώσεις του MDA8hO_3 . Στη συνέχεια, για κάθε μήνα υπολογίζεται η μέση τιμή των ημερήσιων MDA8hO_3 . Η πρώτη περίοδος υπολογισμού για ένα ημερολογιακό έτος είναι ο Ιανουάριος και η τελευταία περίοδος είναι ο Δεκέμβριος, όπου εξετάζονται όλα τα δυνατά διαστήματα έξι συνεχόμενων μηνών.

Πίνακας 2.2. Οριακές τιμές συγκεντρώσεων O_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) σύμφωνα με την Οδηγία 2008/50/EK και τις κατευθυντήριες οδηγίες για την ποιότητα αέρα του ΠΟΥ (WHO, 2021).

| Οδηγία 2008/50/EK | | |
|--|--|--|
| Ορισμός | Συγκέντρωση O_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Χρονική περίοδος |
| Τιμή – στόχος για την προστασία της ανθρώπινης υγείας (Long-term objective, LTO) | 120 | Μέγιστη ημερήσια μέση 8ωρη τιμή, της οποίας δεν πρέπει να σημειώνεται υπέρβαση περισσότερες από 25 φορές ανά έτος κατά μέση τιμή για διάστημα 3 ετών |
| Όριο ενημέρωσης (Information Threshold, IT) | 180 | Μέση ωριαία τιμή |
| Όριο συναγερμού (Alert Threshold, AT) Υπέρβαση της τιμής αυτής για 3 συνεχόμενες ώρες | 240 | Μέση ωριαία τιμή |
| Κατευθυντήριες οδηγίες του ΠΟΥ | | |
| | Συγκέντρωση O_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Χρονική περίοδος |
| Κατευθυντήριες γραμμές του ΠΟΥ για την ποιότητα του αέρα | 60 | Περίοδος αιχμής (Μέσος όρος της μέγιστης ημερήσιας 8ωρης συγκέντρωσης O_3 στους έξι συνεχόμενους μήνες με την υψηλότερη μέση συγκέντρωση O_3 του εξαμήνου) |
| | 100 | Μέγιστος ημερήσιος μέσος όρος 8 ωρών σε ένα ημερολογιακό έτος |

<https://www.who.int/news-room/feature-stories/detail/what-are-the-who-air-quality-guidelines>

2.1.4 Προσδιορισμός ακραίων επεισοδίων καύσωνα και O_3

Όπως αναφέρθηκε στο κεφάλαιο 2.1.2, οι καύσωνες ορίζονται ως περίοδοι δύο διαδοχικών ημερών κατά τις οποίες η μέγιστη ημερήσια θερμοκρασία υπερβαίνει τους 37 °C. Αντίστοιχα, ένα επεισόδιο ατμοσφαιρικής ρύπανσης από O_3 ορίζεται ως η περίοδος δύο διαδοχικών ημερών κατά τις οποίες η

MDA8hO₃ υπερβαίνει την συγκέντρωση των 120 µg/m³ σε τουλάχιστον έναν από τους ΣΠΠΑ που περιλαμβάνονται στον **Πίνακα 2.1**.

Στη συνέχεια, οι ημέρες καύσωνα και υψηλής συγκέντρωσης O₃ κατηγοριοποιήθηκαν ως εξής:

α) Ημέρες μόνο με καύσωνα (HW-only event),

β) Ημέρες μόνο με υψηλές συγκεντρώσεις O₃ (high O₃ pollution-only event), και

γ) Ημέρες με συν-εμφάνιση καύσωνα και υψηλών συγκεντρώσεων O₃ (joint event).

Αντίστοιχη κατηγοριοποίηση έχει χρησιμοποιηθεί και σε προηγούμενη μελέτη (Du et al., 2024).

2.1.5 Υπολογισμός βιομετεωρολογικών δεικτών

Για την αξιολόγηση της θερμικής επίδρασης του περιβάλλοντος στον ανθρώπινο οργανισμό, λαμβάνονται υπόψη οι συνολικές επιδράσεις όλων των μετεωρολογικών παραμέτρων. Στη βιβλιογραφία έχει προταθεί μεγάλος αριθμός βιομετεωρολογικών δεικτών για την εκτίμηση της θερμικής άνεσης, οι οποίοι διακρίνονται σε δύο κύριες κατηγορίες:

(α) Άμεσοι δείκτες, βασίζονται σε «εμπειρικές» προσεγγίσεις/εξισώσεις των περιβαλλοντικών μεταβλητών, και

(β) Έμμεσοι δείκτες (ή «ορθολογικοί»), οι οποίοι υπολογίζονται μέσω της εξίσωσης θερμικού ισοζυγίου του ανθρώπινου οργανισμού (Blazejczyk et al., 2012; Swart et al., 2012; Lukić, 2019).

Σύμφωνα με τους Blazejczyk et al. (2012) και Swart et al. (2012), οι άμεσοι δείκτες όπως η Αποτελεσματική Θερμοκρασία - Effective Temperature (ET) και η Φαινόμενη Θερμοκρασία - Apparent Temperature (AT) παρέχουν αξιόπιστη εκτίμηση της θερμικής άνεσης. Ειδικότερα, ο ET αποδίδει βέλτιστα τις συνθήκες θερμικής άνεσης σε σύγκριση με τον Universal Thermal Climate Index (UTCI), ο οποίος είναι ένας σύνθετος βιομετεωρολογικός δείκτης που περιγράφει τον τρόπο με τον οποίο το ανθρώπινο σώμα αντιλαμβάνεται και βιώνει τις ατμοσφαιρικές συνθήκες. Οι έμμεσοι δείκτες θεωρούνται πιο αντιπροσωπευτικοί για την αποτύπωση των συνθηκών θερμικής άνεσης σε συγκεκριμένα κλίματα, μετεωρολογικές συνθήκες και τοποθεσίες, καθώς ενσωματώνουν παραμέτρους που σχετίζονται με τη φυσιολογία του ανθρώπινου οργανισμού. Η ολοκληρωμένη περιγραφή της θερμικής αίσθησης, εμπεριέχει την εφαρμογή μοντέλων θερμικού ισοζυγίου, τα οποία λαμβάνουν υπόψη όλους τους μηχανισμούς ανταλλαγής θερμότητας (Blazejczyk et al., 2012). Ωστόσο, η εφαρμογή τους παρουσιάζει δυσκολίες, καθώς εξαρτώνται από πολλές μεταβλητές, είναι πολύπλοκοι στον υπολογισμό και λιγότερο πρακτικοί για καθημερινή χρήση, σε σύγκριση με τους άμεσους δείκτες (Blazejczyk et al., 2012; Swart et al., 2012).

Στην παρούσα εργασία εφαρμόζονται τέσσερις άμεσοι βιομετεωρολογικοί δείκτες, οι οποίοι βασίζονται σε κατώφλια της θερμοκρασίας (μέσης, μέγιστης ή ελάχιστης) ή σε συνδυασμούς θερμοκρασίας, σχετικής υγρασίας, τάσης υδρατμών και ταχύτητας ανέμου.

Συγκεκριμένα, τα δεδομένα θερμοκρασίας αέρα (T) και σχετικής υγρασίας (RH) χρησιμοποιήθηκαν για τον υπολογισμό των εξής δεικτών:

(α) Discomfort Index (DI)

(β) Effective Temperature (ET)

(γ) Heat Index (HI)

(δ) Humidex (HU)

Ο υπολογισμός των βιομετεωρολογικών δεικτών πραγματοποιήθηκε στη γλώσσα προγραμματισμού R, με αξιοποίηση των πακέτων weathermetrics και ThermlIndex. Το πακέτο weathermetrics (Functions to Convert Between Weather Metrics) παρέχει τις μαθηματικές συναρτήσεις για τις μετατροπές μεταξύ των μονάδων θερμοκρασίας (Celsius (°C) και Fahrenheit (°F)), τη μετατροπή μεταξύ θερμοκρασίας σημείου δρόσου και σχετικής υγρασίας και για τον υπολογισμό του δείκτη Heat Index.

Αυτοί οι βιομετεωρολογικοί δείκτες χρησιμοποιούνται ευρέως στη βιβλιογραφία (Blazejczyk et al., 2012; Swart et al., 2012; Lukić, 2019) και έχουν εφαρμοστεί σε μελέτες που διεξήχθησαν στην Ελλάδα (Ρουρκου et al., 2011; Papanastasiou et al., 2015; Katavoutas and Founda, 2019). Συγκεκριμένα, οι Ρουρκου et al. (2011) χρησιμοποίησαν τον Discomfort Index για να εξετάσουν την κλιματολογία της θερμικής άνεσης στη Θεσσαλονίκη, ενώ οι Papanastasiou et al. (2015) εφάρμοσαν τον Discomfort Index στην Αθήνα, τη Θεσσαλονίκη και τον Βόλο, για να διερευνήσουν την ποιότητα του αέρα και τη θερμική άνεση υπό ακραία θερμές καιρικές συνθήκες. Οι Katavoutas και Founda (2019) αξιολόγησαν το θερμικό στρες κατά τη διάρκεια περιόδων καύσωνα στην Αθήνα, χρησιμοποιώντας τον δείκτη Humidex και τον δείκτη UTCI.

Οι εξισώσεις των βιομετεωρολογικών δεικτών βασίζονται στην υπάρχουσα βιβλιογραφία (Ρουρκου et al., 2011; Blazejczyk et al., 2012; Swart et al., 2012; Katavoutas & Founda, 2019; WMO, 2015) και παρουσιάζονται παρακάτω:

(1) DISCOMFORT INDEX

$$\text{Discomfort Index} = T - 0.55 \times (1 - 0.01 \times RH) \times (T - 14.5)$$

όπου T η θερμοκρασία (σε °C) και RH η σχετική υγρασία (ως ποσοστό %)

Πίνακας 2.3. Κατηγορίες του Discomfort Index και αντίστοιχες συνθήκες δυσφορίας / συνθήκες θερμικής αίσθησης (Ρουρκου et al., 2011).

| DI (°C) | Συνθήκες δυσφορίας / Συνθήκες θερμικής αίσθησης |
|---------|---|
| < 21 | Δεν υπάρχει δυσφορία |
| 21 – 24 | Κάτω από το 50% του πληθυσμού αισθάνεται δυσφορία |
| 24 – 27 | Πάνω από το 50% του πληθυσμού αισθάνεται δυσφορία |
| 27 – 29 | Το μεγαλύτερο ποσοστό του πληθυσμού αισθάνεται δυσφορία |
| 29 – 32 | Το σύνολο του πληθυσμού αισθάνεται έντονο θερμικό στρες |
| ≥ 32 | Κατάσταση έκτακτης ανάγκης |

(2) EFFECTIVE TEMPERATURE

$$ET = 37 - \frac{37 - T}{0.68 - 0.0014 \times RH + \frac{1}{1.76 + 1.4 \times ws^{0.75}}} - 0.29 \times T \times (1 - 0.01 \times RH)$$

όπου ws η ταχύτητα του ανέμου(σε m/s).

Πίνακας 2.4. Κατηγορίες του δείκτη Effective Temperature και αντίστοιχες συνθήκες θερμικής αίσθησης (Swart et al., 2012).

| ET (°C) | Συνθήκες θερμικής αίσθησης |
|---------|----------------------------|
| >27 | Ζεστό |
| 23-27 | Θερμό |
| 21-23 | Άνετο |
| 17-21 | Δροσερό |
| 9-17 | Ψυχρό |
| 1-9 | Κρύο |
| < 1 | Πολύ κρύο |

(3) HEAT INDEX

$$\text{Heat Index} = -42.379 + 2.04901523 \times T + 10.14333127 \times RH - 0.22475541 \times T^2 - 6.83783 \times 10^{-3} \times T^2 - 5.481717 \times 10^{-2} \times RH^2 + 1.22874 \times 10^{-3} \times T^2 \times RH + 8.5282 \times 10^{-4} \times T \times RH^2 - 1.99 \times 10^{-6} T^2 R^2$$

όπου T η θερμοκρασία (σε F).

Πίνακας 2.5. Κατηγορίες του δείκτη Heat Index και πιθανές επιπτώσεις στον ανθρώπινο οργανισμό (Swart et al., 2012).

| Heat Index (°C) | Κατηγορία | Πιθανές θερμικές διαταραχές και επιπτώσεις στο ανθρώπινο σώμα |
|-----------------|------------------|---|
| 27 – 32 | Προσοχή | Πιθανή κούραση σε περίπτωση παρατεταμένης έκθεσης και/ή σωματικής δραστηριότητας |
| 32 – 41 | Μεγάλη Προσοχή | Πιθανό ηλιακό έγκαυμα, κράμπες ή εξάντληση από τη ζέστη σε παρατεταμένη έκθεση και/ή σωματική δραστηριότητα |
| 41 – 54 | Κίνδυνος | <ul style="list-style-type: none"> Πιθανό ηλιακό έγκαυμα, κράμπες ή εξάντληση από τη ζέστη Πιθανή θερμοπληξία σε παρατεταμένη έκθεση και/ή σωματική δραστηριότητα |
| > 54 | Ακραίος Κίνδυνος | Πολύ πιθανή θερμοπληξία ή ηλιακό έγκαυμα |

(4) HUMIDEX

$$\text{Humidex} = T + \frac{5}{9} \times (e - 10)$$

όπου e είναι η τάση ατμών (vapor pressure) με μαθηματική εξίσωση $e = 6.112 \times \left(\frac{RH}{100}\right) \times 10^{\left(\frac{7.5 \times T}{237.7 + T}\right)}$

Πίνακας 2.6. Κατηγορίες του δείκτη Humidex και αντίστοιχες συνθήκες δυσφορίας (Blazejczyk et al., 2012).

| Humidex (°C) | Συνθήκες δυσφορίας / Συνθήκες θερμικής αίσθησης |
|--------------|---|
| 20 – 29 | Δεν υπάρχει δυσφορία |
| 30 – 39 | Ενδέχεται μικρή δυσφορία |
| 40 – 45 | Ενδέχεται πολύ έντονη δυσφορία |
| > 46 | Κίνδυνος θανάτου, άμεσος κίνδυνος θερμοπληξίας |

Οι βιομετεωρολογικοί δείκτες που χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση των συνθηκών θερμικής άνεσης βασίζονται σε συγκεκριμένα θερμοκρασιακά κατώφλια, τα οποία διαφοροποιούνται ανάλογα με τη μεθοδολογία υπολογισμού τους. Στον **Πίνακα 2.7** παρουσιάζονται οι κατηγορίες θερμικής αίσθησης, όπως ορίζονται από τους Blazejczyk et al. (2012). Σύμφωνα με τους Blazejczyk et al. (2012), οι άμεσοι βιομετεωρολογικοί δείκτες, όπως αυτοί του **Πίνακα 2.7**, εμφανίζουν σημαντικές αποκλίσεις ως προς τα θερμοκρασιακά όρια που αντιστοιχούν στο ίδιο επίπεδο θερμικής αίσθησης ή στην ίδια κατηγορία θερμικής καταπόνησης. Οι αποκλίσεις αυτές οφείλονται στο γεγονός ότι οι τιμές των βιομετεωρολογικών δεικτών συχνά χαρακτηρίζονται από αβεβαιότητα και δεν είναι πάντοτε συγκρίσιμες μεταξύ διαφορετικών γεωγραφικών περιοχών και κλιματικών συνθηκών.

Πίνακας 2.7. Κατώφλια θερμοκρασίας (°C) των συνθηκών θερμικής αίσθησης που χρησιμοποιήθηκαν στους βιομετεωρολογικούς δείκτες της παρούσας μελέτης (αναπροσαρμοσμένο από Blazejczyk et al., 2012).

| Συνθήκες δυσφορίας / Συνθήκες θερμικής αίσθησης | Discomfort Index (°C) | Effective Temperature (°C) | Heat Index (°C) | Humidex (°C) |
|---|-----------------------|----------------------------|-----------------|--------------|
| Άνετο (χωρίς κίνδυνο) | < 21 | 17 – 21 | - | < 30 |
| Θερμό (προσοχή) | 21 – 24 | 21 – 23 | 27 – 32 | 30 – 40 |
| Ζεστό (μεγάλη προσοχή) | 24 – 27 | 23 – 27 | 32 – 41 | 40 – 45 |
| Πολύ Ζεστό (κίνδυνος) | 27 – 29 | > 27 | 41 – 54 | 45 – 55 |
| Ακραία Ζέστη (ακραίος κίνδυνος) | > 29 | | > 54 | > 55 |

2.1.6 Συντελεστής Επίδρασης καύσωνα στα επεισόδια υψηλής συγκέντρωσης O₃

Για τον υπολογισμό της **σχετικής επίδρασης (relative importance)** του καύσωνα στην πρόκληση επεισοδίων υψηλής ρύπανσης από O₃ στην Περιφέρεια Αττικής, ακολουθείται τροποποιημένη η μεθοδολογία των Hou and Wu (2016) και Hou (2018), προκειμένου να υπολογιστεί ο **Συντελεστής Επίδρασης (Impact Factor)** και να ποσοτικοποιηθεί η επίδραση των καυσώνων στα επεισόδια υψηλής συγκέντρωσης O₃.

Διενεργείται επιπλέον ανάλυση με έμφαση στις ημέρες με υψηλές συγκεντρώσεις O₃, οι οποίες εκφράζονται μέσω της **μέσης πιθανότητας \bar{P} (Εξίσωση 2.1)** και ορίζονται ως ο λόγος του αριθμού ημερών με υψηλή συγκέντρωση προς τον συνολικό αριθμό ημερών της θερινής περιόδου (Ιούνιος–Αύγουστος) για την περίοδο 1991–2021. Ως ημέρα υψηλής συγκέντρωσης O₃ θεωρείται κάθε ημέρα κατά την οποία σημειώνεται υπέρβαση του ορίου MDA8hO₃ (> 120 μg/m³) σε τουλάχιστον έναν ΣΠΠΑ της Περιφέρειας Αττικής.

$$\bar{P} = \frac{\text{Αριθμός ημερών με υψηλές συγκεντρώσεις O}_3 \text{ κατά την περίοδο μελέτης}}{\text{Συνολικός αριθμός ημερών της θερινής περιόδου}} \quad (\text{Εξίσωση 2.1})$$

Για τις ημέρες κατά τις οποίες εμφανίζονται καύσωνες, υπολογίζεται η **πιθανότητα επεισοδίου (P_{event})** σύμφωνα με την **Εξίσωση 2.2**. Η πιθανότητα αυτή ορίζεται ως ο αριθμός ημερών με υψηλή συγκέντρωση O₃ και καύσωνα, ταυτόχρονα, διαιρεμένος με τον συνολικό αριθμό ημερών καύσωνα για τη θερινή περίοδο.

$$P_{\text{event}} = \frac{\text{Αριθμός ημερών με ταυτόχρονη εμφάνιση υψηλής συγκέντρωσης } O_3 \text{ και καύσινα}}{\text{Συνολικός αριθμός ημερών καύσινα}} \quad (\text{Εξίσωση 2.2})$$

Στη συνέχεια, συγκρίνεται η πιθανότητα επεισοδίου (P_{event}) με τη μέση πιθανότητα (\bar{P}), μέσω του **συντελεστή επίδρασης (I)**, σύμφωνα με την **Εξίσωση 2.3**.

$$I = \frac{P_{\text{event}} - \bar{P}}{\bar{P}} \quad (\text{Εξίσωση 2.3})$$

Βάσει της τιμής του I , μπορούν να εξαχθούν τα εξής συμπεράσματα (Yang and Shao, 2021):

- $I = -1$: Καμία ημέρα με καύσινα δεν συνοδεύεται από επεισόδιο ρύπανσης.
- $-1 < I < 0$: Το P_{event} είναι μικρότερο του $\bar{P} \rightarrow$ Οι καύσινες ενδέχεται να μειώνουν την πιθανότητα εμφάνισης ρύπανσης από O_3 .
- $I = 0$: Το P_{event} είναι ίσο με το $\bar{P} \rightarrow$ Οι καύσινες δεν επηρεάζουν την πιθανότητα εμφάνισης ρύπανσης από O_3 .
- $I > 0$: Το P_{event} είναι μεγαλύτερο από το $\bar{P} \rightarrow$ Οι καύσινες αυξάνουν την πιθανότητα εμφάνισης ρύπανσης από O_3 , ενώ όσο μεγαλύτερο είναι το P_{event} , τόσο μεγαλύτερη η “ευαισθησία” του O_3 στους καύσινες.

Ο **Συντελεστής Επίδρασης (I)** χρησιμοποιείται για την ποσοτικοποίηση της επίδρασης ακραίων μετεωρολογικών συνθηκών στην εμφάνιση επεισοδίων υψηλής συγκέντρωσης O_3 και αναδεικνύει τις μεταβολές στην πιθανότητα εμφάνισης σοβαρών επεισοδίων ατμοσφαιρικής ρύπανσης από O_3 που σχετίζεται με ακραία μετεωρολογικά γεγονότα.

Για την αξιολόγηση της επίδρασης των επεισοδίων καύσινα στις συγκεντρώσεις του O_3 , πραγματοποιήθηκε σύγκριση μεταξύ των μέσων τιμών της $MDA8hO_3$ που καταγράφονται κατά τις ημέρες με ταυτόχρονη εμφάνιση καύσινα και υπέρβαση των ορίων του O_3 (Ομάδα συμβάντος, Event group) και των αντίστοιχων τιμών κατά τις ημέρες με υπέρβαση των ορίων του O_3 αλλά χωρίς τη συν-εμφάνιση καύσινα (Ομάδα μη συμβάντος, Non event group). Η ποσοστιαία μεταβολή των συγκεντρώσεων (PC) μεταξύ των δύο αυτών ομάδων υπολογίστηκε βάσει της ακόλουθης εξίσωσης:

$$PC = \frac{[\text{Event group}] - [\text{Non event group}]}{[\text{Non event group}]} \times 100 \% \quad (\text{Εξίσωση 2.4})$$

2.1.7 Στατιστική ανάλυση δεδομένων

Η στατιστική ανάλυση των δεδομένων έγινε με τη χρήση της γλώσσας προγραμματισμού R. Για την επεξεργασία των δεδομένων εφαρμόστηκε το πακέτο “openair” της R, το οποίο παρέχει ανοιχτού κώδικα και καινοτόμα εργαλεία για την ανάλυση, την ερμηνεία και την κατανόηση δεδομένων ατμοσφαιρικής ρύπανσης, με δυνατότητα χειρισμού μεγάλου όγκου δεδομένων (Carslaw and Ropkins, 2012).

Η συσχέτιση μεταξύ μετεωρολογικών παραμέτρων ή/και συγκεντρώσεων ατμοσφαιρικών ρύπων ή/και δεικτών ποιότητας του αέρα εκφράζεται με τη χρήση στατιστικών μεθόδων/προσεγγίσεων όπως με την ανάλυση γραμμικής παλινδρόμησης. Ο υπολογισμός των συντελεστών συσχέτισης είναι το πρώτο βήμα διερεύνησης της γραμμικής σχέσης μεταξύ των δυο μεταβλητών. Ο συντελεστής συσχέτισης

Pearson είναι ένα μέτρο του μεγέθους της γραμμικής σχέσης μεταξύ δύο μεταβλητών και ανιχνεύει θετικές ή αρνητικές συμμεταβολές των παραμέτρων.

Η ανάλυση των δεδομένων πραγματοποιήθηκε σε δύο κύρια στάδια. Πρώτον, εκτιμήθηκαν οι τάσεις των χρονοσειρών που μελετήθηκαν, μέσω της μεθόδου εκτίμησης της κλίσης Theil–Sen (Theil–Sen slope estimator), η οποία αποτελεί μια μη παραμετρική τεχνική για μονοδιάστατες χρονοσειρές. Η μέθοδος αυτή εφαρμόζει την εκτίμηση μιας γραμμής παλινδρόμησης βασισμένης στη διάμεσο των κλίσεων μεταξύ όλων των δυνατών ζευγών σημείων. Πλεονεκτεί λόγω της ανθεκτικότητάς της σε ακραίες τιμές (outliers), ενώ παρέχει αξιόπιστα διαστήματα εμπιστοσύνης, ακόμη και σε δεδομένα που δεν ακολουθούν κανονική κατανομή ή παρουσιάζουν ετεροσκεδαστικότητα. Άλλα πλεονεκτήματα της μεθόδου είναι τα εξής: **(α)** ο περιορισμός των υπολογισμών στο $n^{1/3}$ (όπου n είναι το μήκος της χρονοσειράς), ώστε να περιοριστεί η επίδραση της αυτοσυσχέτισης των δεδομένων, **(β)** οι εκτιμήσεις μπορούν να γίνουν πιο ισχυρές μέσω της επαναδειγματοληψίας bootstrap, η οποία παρέχει επίσης την τιμή σημαντικότητας p -value για την κλίση, **(γ)** η αφαίρεση της εποχικότητας από τα δεδομένα, με χρήση της μεθόδου ‘STL’ που αποτελεί μέθοδο για την αποσύνθεση χρονολογικών σειρών.

Η μεθοδολογία αυτή χρησιμοποιείται ευρέως για την εκτίμηση των μεταβολών στη συγκέντρωση ατμοσφαιρικών ρύπων και μετεωρολογικών παραμέτρων (Boleti et al., 2018; Boleti et al., 2019; Evagelopoulou et al., 2022a; Evagelopoulou et al., 2022b; Khomsi et al., 2022). Στη συνέχεια, μελετήθηκαν τα χαρακτηριστικά των επεισοδίων καύσωνα και των ακραίων συγκεντρώσεων O_3 , ακολουθώντας τη μεθοδολογική προσέγγιση προηγούμενων μελετών (Khomsi et al., 2022; Xiao et al., 2022; Mostafa et al., 2024). Η μεθοδολογία που ακολουθήθηκε σε αυτό το κεφάλαιο παρουσιάζεται στη μελέτη των Begou et al. (2026).

2.2 Ανάλυση δεδομένων – Αποτελέσματα

2.2.1 Χρονικές τάσεις στις εξεταζόμενες χρονοσειρές δεδομένων

Στον Πίνακα 2.8 παρουσιάζονται οι εκτιμήσεις τάσεων βάσει του εκτιμητή κλίσης Theil–Sen για τις μεταβλητές της θερμοκρασίας και των συγκεντρώσεων O_3 , καθώς και τα αντίστοιχα διαστήματα εμπιστοσύνης 95% (CI 95%), με βάση τα δεδομένα του μετεωρολογικού σταθμού του ΕΑΑ και των ΣΠΠΑ της Περιφέρειας Αττικής για τη χρονική περίοδο 1991-2021. Οι ετήσιες μέσες θερμοκρασίες (T_{mean}), οι ελάχιστες (T_{min}) και οι μέγιστες (T_{max}) τιμές, καθώς και οι αντίστοιχες τιμές κατά τη θερινή περίοδο, εμφανίζουν αυξητικές τάσεις, με υψηλή στατιστική σημαντικότητα ($p < 0,001$). Ιδιαίτερα σημαντική είναι η αύξηση του 95^{ου} εκατοστημορίου της μέγιστης θερμοκρασίας κατά τη θερινή περίοδο (T_{95} , >37 °C), γεγονός που δείχνει την ενίσχυση των ακραίων θερμοκρασιακών συνθηκών και πιθανή αύξηση της συχνότητας και έντασης των περιόδων καύσωνα.

Για το $MDA8hO_3$, οι τάσεις υποδεικνύουν γενικευμένη μείωση τόσο σε ετήσια βάση όσο και κατά τη θερινή περίοδο στους περισσότερους ΣΠΠΑ. Ιδιαίτερα έντονες και στατιστικά σημαντικές μειώσεις κατά τη θερινή περίοδο παρατηρούνται στους σταθμούς PAT, PIR και AGP, γεγονός που υποδηλώνει βελτίωση των συγκεντρώσεων $MDA8hO_3$ στις περιοχές αυτές. Στον σταθμό KOR, στατιστικά σημαντικές μειώσεις παρατηρούνται κατά τη θερινή περίοδο. Αντίθετα, αυξητικές και στατιστικά σημαντικές τάσεις καταγράφονται στον σταθμό PER, τόσο για τις ετήσιες συγκεντρώσεις O_3 όσο και για το $MDA8hO_3$, συμπεριλαμβανομένης της θερινής περιόδου, γεγονός που υποδηλώνει επιδείνωση των επιπέδων O_3 στην περιοχή. Αυξητικές τάσεις στις συγκεντρώσεις $MDA8hO_3$ παρατηρούνται επίσης στους σταθμούς

SMY και GEO, ενώ σε ορισμένους ΣΠΠΑ (π.χ. LYK, THR, ELE) οι τάσεις είναι ασθενείς ή/και μη στατιστικά σημαντικές.

Για παράδειγμα, στον ΣΠΠΑ ΑΤΗ καταγράφονται τάσεις μείωσης για την ετήσια συγκέντρωση O₃: -0,02 (-0,46, 0,34) $\frac{\mu\text{g}/\text{m}^3}{\text{έτος}}$, όπως επίσης και για τις συγκεντρώσεις MDA8hO₃: -0,27 (-0,47, -0,03) $\frac{\mu\text{g}/\text{m}^3}{\text{έτος}}$ * και MDA8hO₃ για τη θερινή περίοδο: -1,24 (-1,50, -0,93) $\frac{\mu\text{g}/\text{m}^3}{\text{έτος}}$ ***. Για τους ΣΠΠΑ ΡΑΤ και ΡΙΡ καταγράφονται σαφείς και στατιστικά σημαντικές μειώσεις στην ετήσια συγκέντρωση O₃ και MDA8hO₃ και πολύ ισχυρές μειώσεις στις συγκεντρώσεις MDA8hO₃ κατά τη θερινή περίοδο. Συγκεκριμένα, για τις συγκεντρώσεις MDA8hO₃ (θερινή περίοδο), οι τάσεις μείωσης που καταγράφονται στον ΡΑΤ είναι -0,71 (-0,83, -0,60) $\frac{\mu\text{g}/\text{m}^3}{\text{έτος}}$ *** και στον ΡΙΡ είναι -0,97 (-1,17, -0,73) $\frac{\mu\text{g}/\text{m}^3}{\text{έτος}}$ ***. Αξιοσημείωτο είναι ότι ο ΣΠΠΑ ΡΕΡ εμφανίζει αυξητικές τάσεις με στατιστική σημαντικότητα τόσο για τις ετήσιες τιμές O₃ όσο και για τις συγκεντρώσεις MDA8hO₃, γεγονός που υποδηλώνει επιδείνωση των επιπέδων O₃ στην περιοχή. Συγκεκριμένα για τον ΣΠΠΑ ΡΕΡ, καταγράφονται αυξητικές τάσεις για την ετήσια συγκέντρωση O₃: +0,79 (0,60, 1,25) $\frac{\mu\text{g}/\text{m}^3}{\text{έτος}}$ ***, όπως επίσης και για τις συγκεντρώσεις MDA8hO₃: +0,73 (0,63, 0,85) $\frac{\mu\text{g}/\text{m}^3}{\text{έτος}}$ *** και MDA8hO₃ για τη θερινή περίοδο: 0,53 (0,39, 0,66) $\frac{\mu\text{g}/\text{m}^3}{\text{έτος}}$ ***. Συγκεντρωτικά, οι τάσεις μείωσης των συγκεντρώσεων O₃ είναι εντονότερες και στατιστικά σημαντικές κατά τους θερινούς μήνες και στους Αστικούς Σταθμούς Κυκλοφορίας.

Πίνακας 2.8. Χρονικές τάσεις (Overall trend) βάσει της μεθόδου Theil–Sen και 95% διαστήματα εμπιστοσύνης (95% CI) για τις μεταβλητές της θερμοκρασίας και του O₃ κατά την περίοδο 1991–2021. Τα σύμβολα που εμφανίζονται δίπλα σε κάθε εκτίμηση τάσης υποδηλώνουν τη στατιστική σημαντικότητα της τάσης: $p < 0,001 = ***$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,05 = *$ και $p < 0,1 = +$.

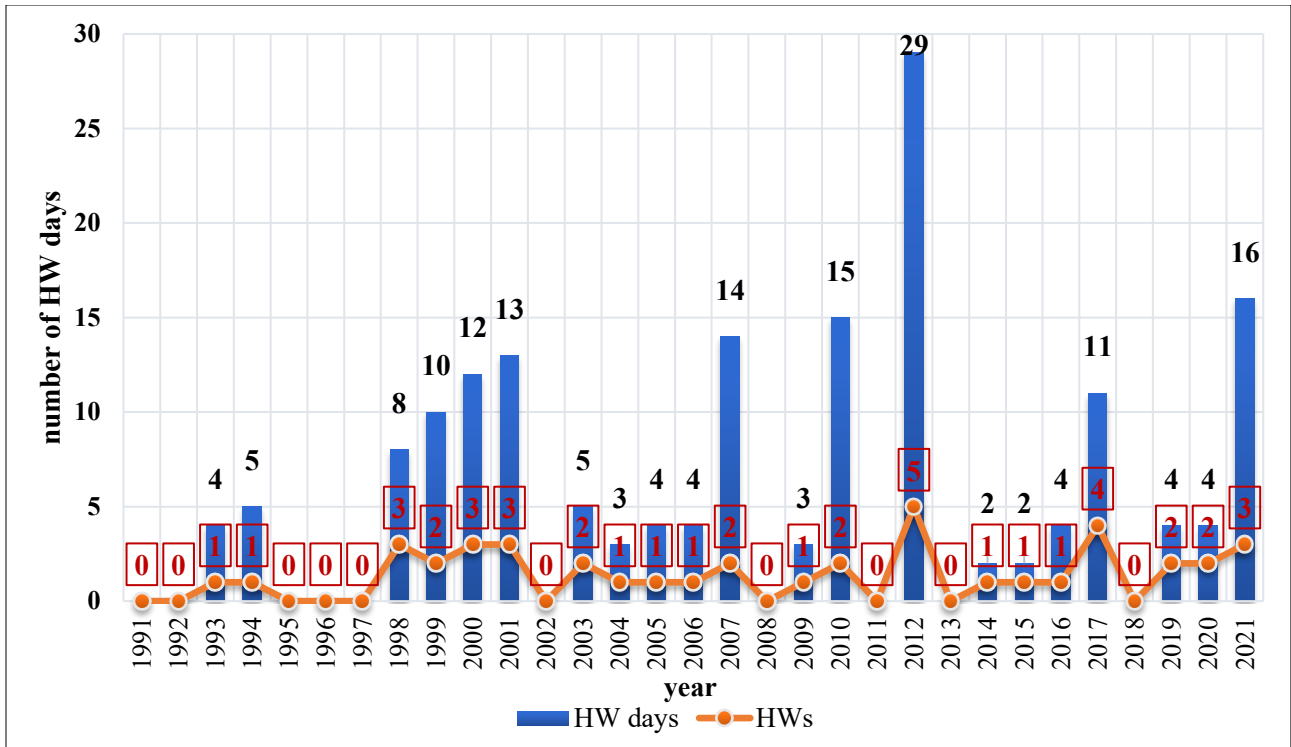
| Μετεωρολογικός σταθμός ΕΑΑ και ΣΠΠΑ | Δείκτες θερμοκρασίας και συγκεντρώσεις O ₃ | Overall trend (95% CI) (σε °C/year για τη θερμοκρασία και σε $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}/\text{year}$ για τις συγκεντρώσεις O ₃) |
|-------------------------------------|---|---|
| ΝΟΑ | T _{mean} (ετήσια τιμή) | + 0,06 (0,03, 0,08) *** |
| | T _{min} (ετήσια τιμή) | + 0,01 (-0,05, 0,11) *** |
| | T _{max} (ετήσια τιμή) | + 0,05 (-0,05, 0,14) *** |
| | T _{mean} (θερινή περίοδο) | + 0,03 (0,03, 0,05) *** |
| | T _{max} (θερινή περίοδο) | + 0,03 (0,02, 0,05) *** |
| ΑΤΗ | O ₃ | - 0,02 (-0,46, 0,34) |
| | MDA8hO ₃ | - 0,27 (-0,47, -0,03) * |
| | MDA8hO ₃ (θερινή περίοδο) | - 1,24 (-1,50, -0,93) *** |
| ΡΑΤ | O ₃ | - 0,33 (-0,49, -0,09) * |
| | MDA8hO ₃ | - 0,38 (-0,60, -0,09) * |
| | MDA8hO ₃ (θερινή περίοδο) | - 0,71 (-0,83, -0,60) *** |
| ΡΙΡ | O ₃ | - 0,31 (-0,63, -0,09) * |
| | MDA8hO ₃ | - 0,43 (-0,60, -0,26) *** |

| | | |
|------------|--------------------------------------|---------------------------|
| | MDA8hO ₃ (θερινή περίοδο) | - 0,97 (-1,17, -0,73) *** |
| MAR | O ₃ | + 0,19 (-0,08, 0,45) |
| | MDA8hO ₃ | - 0,28 (-0,41, -0,13) *** |
| | MDA8hO ₃ (θερινή περίοδο) | - 0,71 (-0,88, -0,51) *** |
| SMY | O ₃ | + 0,57 (0,35, 0,81) *** |
| | MDA8hO ₃ | + 0,32 (0,16, 0,48) *** |
| | MDA8hO ₃ (θερινή περίοδο) | - 0,03 (-0,14, 0,08) |
| PER | O ₃ | + 0,79 (0,60, 1,25) *** |
| | MDA8hO ₃ | + 0,73 (0,63, 0,85) *** |
| | MDA8hO ₃ (θερινή περίοδο) | + 0,53 (0,39, 0,66) *** |
| LIO | O ₃ | + 0,14 (-0,13, 0,56) |
| | MDA8hO ₃ | - 0,10 (-0,42, 0,45) |
| | MDA8hO ₃ (θερινή περίοδο) | - 0,76 (-0,86, 0,64) *** |
| LYK | O ₃ | + 0,28 (-0,17, 0,51) |
| | MDA8hO ₃ | + 0,06 (-0,47, 0,40) |
| | MDA8hO ₃ (θερινή περίοδο) | - 0,48 (-0,52, -0,45) *** |
| AGP | O ₃ | - 0,59 (-0,85, -0,21) * |
| | MDA8hO ₃ | - 1,03 (-1,21, -0,84) *** |
| | MDA8hO ₃ (θερινή περίοδο) | - 1,63 (-1,90, -1,39) *** |
| THR | O ₃ | + 0,14 (-0,22, 0,73) |
| | MDA8hO ₃ | + 0,05 (-0,29, 0,17) |
| | MDA8hO ₃ (θερινή περίοδο) | - 0,07 (-0,32, 0,17) |
| KOR | O ₃ | - 0,16 (-2,24, 3,11) |
| | MDA8hO ₃ | - 0,44 (-0,99, 0,02) + |
| | MDA8hO ₃ (θερινή περίοδο) | - 1,04 (-2,12, -0,29) *** |
| ELE | O ₃ | + 0,41 (-0,06, 1,41) + |
| | MDA8hO ₃ | - 0,15 (0,12, 0,59) |
| | MDA8hO ₃ (θερινή περίοδο) | + 0,18 (-0,37, 0,65) |
| GEO | O ₃ | + 0,57 (0,16, 1,09) * |
| | MDA8hO ₃ | + 0,52 (0,34, 0,71) *** |
| | MDA8hO ₃ (θερινή περίοδο) | - 0,10 (-0,34, 0,21) |

2.2.2 Χρονική εξέλιξη της συχνότητας και της διάρκειας των επεισοδίων καύσωνα

Οι περίοδοι καύσωνα στην Ελλάδα έχουν διερευνηθεί σε σχέση με το θερμικό στρες ή/και το φαινόμενο της ΑΘΝ (Founda and Giannakopoulos, 2009; Founda και Santamouris, 2017; Founda et al., 2022a; Founda et al., 2022b; Katavoutas και Founda, 2019; Tolika, 2019). Διαφορετικοί ορισμοί των περιόδων καύσωνα έχουν επίσης εφαρμοστεί για τη μελέτη περιόδων ακραίας ζέστης στην Ελλάδα (Founda et al., 2022a; Galanaki et al., 2023). Οι Founda et al. (2022a) μελέτησαν μακροπρόθεσμα στατιστικά στοιχεία και τάσεις στα χαρακτηριστικά των περιόδων καύσωνα (εμφάνιση, χρονική διάρκεια και περίοδος εμφάνισης) από το 1900 έως το 2019 με βάση το ιστορικό κλιματικό αρχείο του ΕΑΑ. Εφάρμοσαν 9 ορισμούς για τους καύσωνες με βάση τη θερμοκρασία του αέρα, οι οποίοι χρησιμοποιούνται ευρέως στη βιβλιογραφία και διαφέρουν ως προς την παράμετρο της θερμοκρασίας που εξετάζεται κάθε φορά (T_{max} , T_{min} , T_{mean} ή συνδυασμός αυτών), τα όρια θερμοκρασίας (σταθερές τιμές, στατικά ή κινητά εκατοστημόρια με βάση το τοπικό κλίμα) και τη μικρότερη διάρκεια για να αντιστοιχίσουν σε «περίοδο υπερβολικής θερμότητας» (Founda et al., 2022a). Οι Galanaki et al. (2023) προσδιόρισαν την περίοδο καυσώνων με βάση το κριτήριο κατωφλίου του 95^{ου} εκατοστημορίου της T_{max} , καθώς και τον δείκτη Excess Heat Factor (EHF) για τουλάχιστον τρεις ημέρες (Galanaki et al., 2023).

Σε αυτή τη μελέτη, καταγράφονται 42 «συμβάντα καύσωνα» (HW), με συνολικά 172 ημέρες με συνθήκες καύσωνα (HW days) στην Περιφέρεια της Αττικής για την 31ετή περίοδο 1991-2021. Το **Σχήμα 2.2** απεικονίζει τον αριθμό των ημερών με καύσωνα (HW days) και τον αντίστοιχο αριθμό HWs ανά έτος, από το 1991 έως το 2021. Κατά τη διάρκεια αυτής της περιόδου, παρατηρείται σαφής ανοδική τάση στη συχνότητα και την ένταση των HWs, υποδεικνύοντας αύξηση των ακραίων φαινομένων καύσωνα. Τα πρώτα χρόνια (1991-1997), η δραστηριότητα των HWs ήταν ελάχιστη, με πολύ λίγες ημέρες HWs και σχεδόν καθόλου καταγεγραμμένα HWs εκτός από τα έτη 1993-1994. Ωστόσο, από τα τέλη της δεκαετίας του 1990 και μετά, παρατηρείται μια αισθητή αύξηση των ημερών HWs, με κορύφωση το 2012 με 29 ημέρες HWs και 5 HWs. Στο **Σχήμα 2.2**, ο αριθμός των HWs που αντιπροσωπεύεται από την πορτοκαλί γραμμή και τους σημειωμένους αριθμούς, δείχνει επίσης ένα αυξανόμενο μοτίβο, με αιχμές σε έτη όπως το 2001, το 2012 και το 2021.



Σχήμα 2.2. Ετήσια κατανομή του αριθμού των καυσώνων (HWs) και των ημερών καύσωνα (HW days) για την περίοδο 1991–2021 στην Περιφέρεια Αττικής. Οι μπάρες αντιπροσωπεύουν τον συνολικό αριθμό ημερών καύσωνα ανά έτος, ενώ η πορτοκαλί γραμμή απεικονίζει τον αριθμό διακριτών επεισοδίων καύσωνα.

Στα HWs του 2021, η T_{max} έφτασε τους $43.80\text{ }^{\circ}\text{C}$ στις 3/8/2021. Το έτος αυτό σημειώθηκαν ακραία υψηλές θερμοκρασίες σε όλη τη χώρα, με την T_{max} να φτάνει έως και τους $45\text{ }^{\circ}\text{C}$ στους ηπειρωτικούς μετεωρολογικούς σταθμούς (Founda et al., 2022b). Γενικότερα, το κύμα καύσωνα πάνω από τη Μεσόγειο στα τέλη Ιουλίου του 2021 έχει συσχετιστεί με τη μεταφορά θερμών αέριων μαζών από την Αφρική, την επικράτηση ισχυρών αντικυκλωνικών συνθηκών σε πολλαπλά ατμοσφαιρικά επίπεδα και την καθίζηση των αέριων μαζών, προκαλώντας αδιαβατική θέρμανση λόγω συμπίεσης (Founda et al., 2022b). Στην Αττική, ο συνδυασμός της παρατεταμένης ακραίας ζέστης και των συνθηκών ξηρασίας δημιούργησε ένα εξαιρετικά ευνοϊκό περιβάλλον για την έναρξη και την ταχεία εξάπλωση εκτεταμένων πυρκαγιών, οδηγώντας στην καταστροφή δασών και περιουσιών και αναγκάζοντας τους κατοίκους να εκκενώσουν τα σπίτια τους (Founda et al., 2022b; Giannaros et al., 2022; Giannaros et al., 2023; Osswald et al., 2023; Kotroni et al.; 2025). Γενικότερα, οι ακραίες θερμοκρασίες, τα ποσοστά υγρασίας, η ταχύτητα και η κατεύθυνση του ανέμου και η βροχόπτωση επηρεάζουν έντονα τη «συμπεριφορά» της πυρκαγιάς, ενώ η συνύπαρξη θερμών, ξηρών ατμοσφαιρικών συνθηκών και ανέμου ισχυρής έντασης δημιουργεί ευνοϊκό περιβάλλον για έντονες πυρκαγιές με ταχεία εξάπλωση (Giannaros et al., 2022; Giannaros et al., 2023; Osswald et al., 2023; Kotroni et al.; 2025). Οι Osswald et al. (2023) ανέφεραν ότι οι πυρκαγιές του 2021 μετέφεραν καπνό και σωματίδια πάνω από την Αθήνα, που οδήγησαν σε υπερβάσεις των οριακών τιμών των συγκεντρώσεων των PM_{10} και O_3 .

Όσον αφορά στη διάρκεια, 4 HWs το 2007, το 2010, το 2012 και το 2021 διήρκεσαν περισσότερο από μία εβδομάδα. Όσον αφορά στο εξαιρετικά ζεστό καλοκαίρι του 2007, οι Founda και Giannakopoulos (2009) διαπίστωσαν ότι η μέση μέγιστη θερμοκρασία της θερινής περιόδου (Ιούνιος, Ιούλιος, Αύγουστος)

ξεπέρασε τον μέσο όρο της περιόδου 1961-1990 κατά 3.3 °C. Ο αριθμός των θερμών ημερών ($T_{max} > 37$ °C) κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού του 2007 ήταν 26, αποτελώντας μια ακόμη τιμή ρεκόρ στις ιστορικές καταγραφές του NOA, γεγονός που σημαίνει ότι η ημερήσια T_{max} ξεπέρασε το 95^ο εκατοστημόριο για σχεδόν το 40% της θερμής περιόδου (Founda και Giannakopoulos, 2009). Όσον αφορά στο HW του 2012, θεωρήθηκε ακραίο φαινόμενο λόγω της συνεχούς εναλλαγής από συνθήκες καύσωνα σε ήπιες θερμοκρασιακές συνθήκες, των μεταβολών στο πεδίο του ανέμου και της επίδρασης της κυκλοφορίας της θαλάσσιας αύρας (Founda και Santamouris, 2017).

Συνολικά, η εμφάνιση και η εξέλιξη των προαναφερθέντων κυμάτων καύσωνα αποτελούν παράδειγμα των συνοπτικών συνθηκών που οδηγούν σε ακραίες θερμοκρασίες το καλοκαίρι στην ανατολική Μεσόγειο, με τους επίμονους αντικυκλώνες να αντιπροσωπεύουν ένα κοινό ατμοσφαιρικό δυναμικό χαρακτηριστικό στον σχηματισμό τους (Demirtaş, 2018; Demirtaş, 2023; Giannaros et al., 2024). Οι σφήνες υψηλών πιέσεων που σχετίζονται με αντικυκλώνες εμποδισμού (blocking) και οι στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες έχουν ως αποτέλεσμα την καθίζηση του θερμού αέρα και την αδιαβατική θέρμανση της τροπόσφαιρας λόγω της αυξημένης ηλιακής ακτινοβολίας, μαζί με τη μεταφορά θερμών αέριων μαζών που προέρχονται από τη Βόρεια Αφρική, μέσω της μετατόπισης προς τα βόρεια του υποτροπικού αεροχείμαρρου (Giannaros et al., 2024).

Εκτός από τις άμεσες επιπτώσεις των κυμάτων καύσωνα, η εντατικοποίηση και οι χρονικές μετατοπίσεις των καυσώνων στην Ελλάδα συνδέονται με πολλαπλές συνέπειες σε περιβαλλοντικό, κοινωνικό και οικονομικό επίπεδο (Giannakopoulos et al., 2011; Founda and Santamouris, 2017; Kotroni et al., 2025). Αυτές περιλαμβάνουν την υποβάθμιση των φυσικών οικοσυστημάτων, αυξημένους κινδύνους για τη δημόσια υγεία, αυξανόμενη ενεργειακή ζήτηση και σημαντικές προκλήσεις για τον τουριστικό τομέα, ο οποίος αποτελεί ακρογωνιαίο λίθο της εθνικής οικονομίας και είναι ιδιαίτερα ευαίσθητος σε ακραίες συνθήκες θερμοκρασίας (Giannakopoulos et al., 2011; Bartzokas et al., 2013; Moustiris et al., 2015). Ενώ η αύξηση των θερμών ημερών μπορεί να παρατείνει την τουριστική περίοδο και, ως εκ τούτου, να αποφέρει πιθανό οικονομικό όφελος, η σημαντική αύξηση των «τροπικών» νυχτών επηρεάζει αρνητικά τη θερμική άνεση τόσο για τους τουρίστες όσο και για τους κατοίκους της Ελλάδας (Giannakopoulos et al., 2011).

Συμπερασματικά, από την αρχή της δεκαετίας του 1990 μέχρι σήμερα, παρατηρείται σαφής ενίσχυση τόσο στη συχνότητα όσο και στη διάρκεια των καυσώνων. Η μεταβολή αυτή είναι συνεπής με την ευρύτερη τάση αύξησης της θερμοκρασίας που καταγράφεται λόγω κλιματικής αλλαγής. Το 2012 ξεχωρίζει ως έτος-ρεκόρ για όλη τη χρονική περίοδο, με 29 ημέρες καύσωνα (σε 5 επεισόδια), ενώ τα τελευταία χρόνια η αύξηση της συχνότητας και της διάρκειας των επεισοδίων καύσωνα παραμένουν υψηλές, γεγονός που επιβαρύνει σημαντικά το αστικό περιβάλλον.

2.2.3 Ετήσιος αριθμός ημερών με υψηλές τιμές των βιομετεωρολογικών δεικτών

Στο **Σχήμα 2.3** παρουσιάζονται τα θηκογράμματα (Box-Plot) των τιμών των βιομετεωρολογικών δεικτών (°C) Discomfort Index (DI), Effective Temperature (ET), Heat Index (HI) και Humidex (HU) κατά τη διάρκεια των περιόδων καύσωνα της χρονικής περιόδου 1991-2021. Τα θηκογράμματα παρουσιάζουν την κατανομή των τιμών μέσω των βασικών στατιστικών δεικτών: ελάχιστη τιμή (minimum), 1^ο τεταρτημόριο (Q1), διάμεσος (2^ο τεταρτημόριο, Q2 ή 50^ο εκατοστημόριο), 3^ο τεταρτημόριο (Q3) και μέγιστη τιμή (maximum). Το ορθογώνιο πλαίσιο (box) του γραφήματος οριοθετεί το ενδοτεταρτημοριακό εύρος (Interquartile Range, IQR = Q3 - Q1), το οποίο λειτουργεί ως μέτρο της διασποράς και

μεταβλητότητας των δεδομένων, ενώ οι γραμμές (whiskers) εκτείνονται στις ακραίες τιμές εντός $1,5 \times \text{IQR}$ από τα Q1 και Q3.

Από το **Σχήμα 2.3** προκύπτει ότι, κατά τις περιόδους καύσωνα, ο Δείκτης Δυσφορίας (Discomfort Index – DI) κυμάνθηκε μεταξύ $24,30\text{ }^{\circ}\text{C}$ και $29,04\text{ }^{\circ}\text{C}$, με μέση τιμή $26,53\text{ }^{\circ}\text{C}$. Ο δείκτης αυτός αποτυπώνει τις συνθήκες θερμικής καταπόνησης με βάση το ποσοστό του πληθυσμού που επηρεάζεται, καθώς για τιμές άνω των $24\text{ }^{\circ}\text{C}$ πάνω από το 50% του πληθυσμού αισθάνεται δυσφορία. Ο Δείκτης Αποτελεσματικής Θερμοκρασίας (Effective Temperature – ET) παρουσίασε τιμές από $23,65\text{ }^{\circ}\text{C}$ έως $29,44\text{ }^{\circ}\text{C}$, με μέσο όρο $26,02\text{ }^{\circ}\text{C}$, οι οποίες αντιστοιχούν στις κατηγορίες “Warm” ($23\text{--}27\text{ }^{\circ}\text{C}$) και “Hot” ($>27\text{ }^{\circ}\text{C}$), υποδεικνύοντας θερμοκρασιακές συνθήκες που κυμαίνονται από έντονη ζέστη έως υψηλή θερμική καταπόνηση. Ο Δείκτης Θερμότητας (Heat Index – HI) κυμάνθηκε από $30,00\text{ }^{\circ}\text{C}$ έως $40,00\text{ }^{\circ}\text{C}$, με μέση τιμή $33,14\text{ }^{\circ}\text{C}$, δηλαδή στην κατηγορία “Extreme Caution”, όπου η παρατεταμένη έκθεση μπορεί να προκαλέσει θερμική εξάντληση ή θερμοπληξία. Τέλος, ο δείκτης Humidex (HU) εμφάνισε τις υψηλότερες αντιληπτές θερμοκρασίες, από $33,41\text{ }^{\circ}\text{C}$ έως $44,11\text{ }^{\circ}\text{C}$, με μέση τιμή $37,65\text{ }^{\circ}\text{C}$. Οι τιμές του HU άνω των $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ σχετίζονται με συνθήκες δυσφορίας, ενώ τιμές άνω των $40\text{ }^{\circ}\text{C}$ υποδηλώνουν ακραία θερμική καταπόνηση, ιδιαίτερα επικίνδυνη για την ανθρώπινη υγεία σε συνθήκες παρατεταμένης έκθεσης.

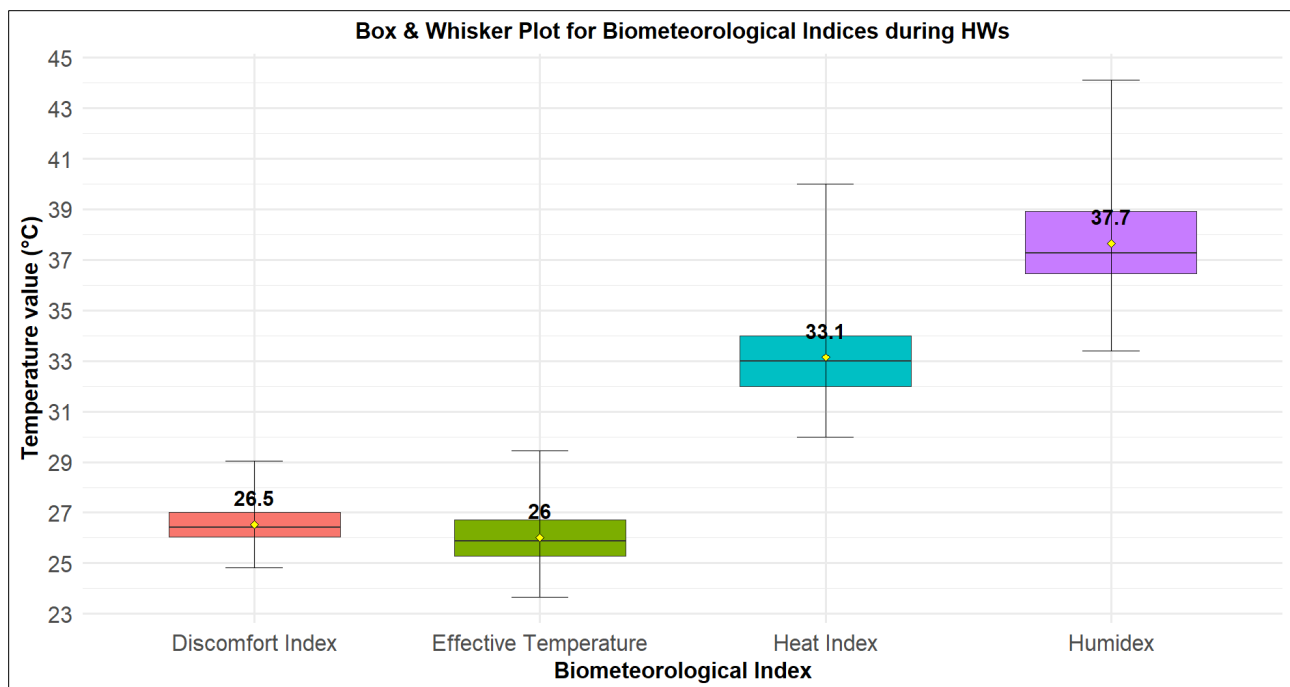
Από τη μελέτη των θηκογραμμάτων, προκύπτουν επίσης τα εξής:

(α) Υψηλότερες τιμές διαμέσων: Οι τιμές διάμεσου των HU και HI είναι υψηλότερες από αυτές των DI και ET. Αυτό υποδεικνύει ότι κατά τη διάρκεια των καυσώνων, οι HU και HI εκτιμούν συστηματικά τις συνθήκες ως πιο επιβαρυντικές, αντανakλώντας εντονότερο επίπεδο θερμικού στρες στον ανθρώπινο οργανισμό.

(β) Μεγαλύτερες μέγιστες τιμές και εύρος τιμών: Οι HU φτάνουν έως $\sim 44\text{ }^{\circ}\text{C}$ και οι HI έως $\sim 40\text{ }^{\circ}\text{C}$, ενώ οι DI και ET παραμένουν κάτω από $30\text{ }^{\circ}\text{C}$. Η ικανότητα των HU και HI να αποτυπώσουν τις ακραίες θερμοκρασίες είναι κρίσιμη για την αποτύπωση της έντασης των καυσώνων, όπου οι ακραίες συνθήκες προκαλούν τη μεγαλύτερη θερμική καταπόνηση. Αντίθετα, οι DI και ET τείνουν να «συμπιέζουν» τις ακραίες τιμές, μειώνοντας την ευαισθησία τους σε ακραία φαινόμενα.

(γ) Μεγαλύτερο ενδοτεταρτημοριακό εύρος (Interquartile Range, IQR): Οι δείκτες HU και HI υποδεικνύουν αυξημένη μεταβλητότητα και ευαισθησία στις διακυμάνσεις της θερμοκρασίας και της υγρασίας. Αυτό επιτρέπει καλύτερη αποτύπωση των διαφοροποιήσεων κατά τη διάρκεια των επεισοδίων καύσωνα, που είναι κρίσιμο για την ακριβή εκτίμηση της θερμικής καταπόνησης σε πραγματικές συνθήκες.

Γενικά, οι HU και HI συνδυάζουν τη θερμοκρασία και την υγρασία, με έμφαση στη συνδυαστική τους επίδραση στον ανθρώπινο οργανισμό, γεγονός που τους καθιστά κατάλληλους για την εκτίμηση επιπέδων επικίνδυνης θερμικής καταπόνησης. Ο DI βασίζεται κυρίως σε ποσοστό πληθυσμού που αισθάνεται δυσφορία και δεν κλιμακώνεται έντονα στις ακραίες τιμές, ενώ ο ET αναπτύχθηκε κυρίως για την αξιολόγηση θερμικής άνεσης και όχι ακραίων φαινομένων. Συνεπώς, η βέλτιστη απόδοση των HU και HI στην αποτύπωση της έντασης της θερμικής καταπόνησης τεκμηριώνεται τόσο στατιστικά—μέσω υψηλότερων διαμέσων, μεγαλύτερων μέγιστων και αυξημένου IQR—όσο και με βάση τη φυσιολογική αντίδραση του ανθρώπινου οργανισμού στις ακραίες συνθήκες των επεισοδίων καύσωνα.



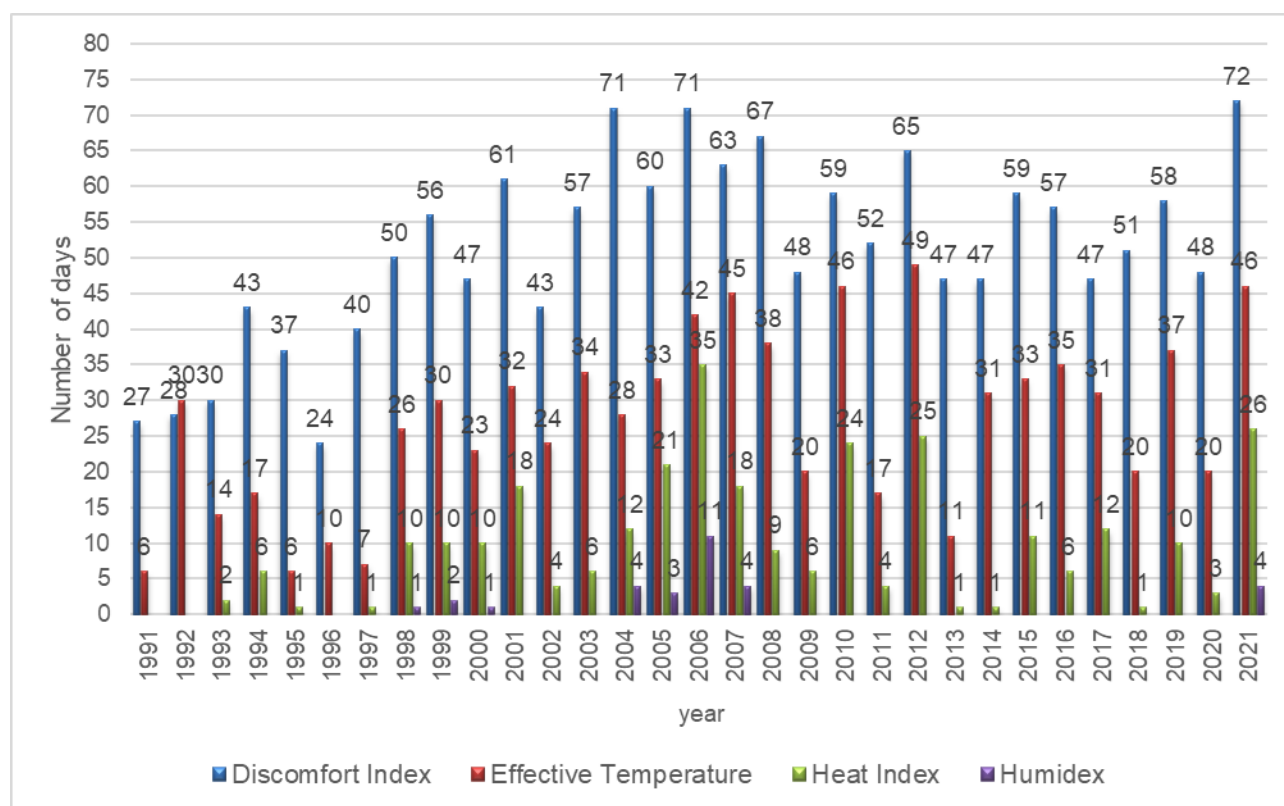
Σχήμα 2.3. Τιμές των βιομετεωρολογικών δεικτών (°C) – Discomfort Index (DI), Effective Temperature (ET), Heat Index (HI) και Humidex (HU) – κατά τη διάρκεια των επεισοδίων καύσωνα της χρονικής περιόδου 1991-2021.

Στο **Σχήμα 2.4** παρουσιάζονται σε μορφή ραβδογράμματος ο αριθμός ημερών κατά τις οποίες οι τιμές των βιομετεωρολογικών δεικτών Discomfort Index (α), Effective Temperature (β), Heat Index (γ) και Humidex (δ) υπερέβησαν τα θερμοκρασιακά κατώφλια (°C) που αντιστοιχούν σε συνθήκες θερμικής καταπόνησης, σύμφωνα με τα όρια θερμικής αίσθησης του **Πίνακα 2.7**. Η ανάλυση των τιμών των βιομετεωρολογικών δεικτών από το 1991 έως το 2021 αναδεικνύει σημαντικές διαφορές, τόσο ως προς τη συχνότητα υπέρβασης των κατωφλίων, όσο και ως προς την ένταση και τη διακύμανση μεταξύ των δεικτών, φανερώνοντας τον διαφορετικό βαθμό ευαισθησίας τους στην αποτύπωση των ακραίων θερμικών συνθηκών.

Ο Discomfort Index (**Σχήμα 2.4**) καταγράφει σταθερά τον μεγαλύτερο αριθμό ημερών υπέρβασης σε όλη την περίοδο, γεγονός που οφείλεται στην ευαισθησία του στον συνδυασμό θερμοκρασίας και σχετικής υγρασίας, με αποτέλεσμα να εντοπίζει ευρύτερο φάσμα θερμικής καταπόνησης σε σύγκριση με τους άλλους δείκτες. Χαρακτηριστικά είναι τα έτη 2004 και 2006, όπου οι ημέρες υπέρβασης ξεπέρασαν τις 71, αλλά και το 2021, όπου οι ημέρες υπέρβασης ήταν 72. Οι χαμηλότερες τιμές του Discomfort Index εμφανίζονται κυρίως τη δεκαετία 1991–1999. Ο δείκτης Effective Temperature (**Σχήμα 2.4**) καταγράφει σχετικά σταθερό αριθμό ημερών υπέρβασης σε όλη την εξεταζόμενη περίοδο 1991-2021, αν και με μικρότερη ευαισθησία σε σχέση με τον Discomfort Index. Χαρακτηριστικά είναι τα έτη 2006, 2007, 2010 και 2021, όπου οι ημέρες υπέρβασης ξεπέρασαν τις 42, 45, 49 και 46, αντίστοιχα. Αντίθετα, τα χαμηλότερα επίπεδα του δείκτη Effective Temperature εμφανίζονται κατά τη δεκαετία του 1990 και το 2013. Ο Heat Index (**Σχήμα 2.4**) καταγράφει μικρότερο αριθμό ημερών υπέρβασης σε σχέση με τον Discomfort Index και τον δείκτη Effective Temperature. Χαρακτηριστικά είναι τα έτη 2006, 2010, 2012 και 2021, όπου οι ημέρες υπέρβασης ξεπέρασαν τις 35, 24, 25 και 26, αντίστοιχα, υποδεικνύοντας έντονα επεισόδια θερμικής καταπόνησης. Αντίθετα, κατά τη δεκαετία του 1990, ο Heat Index εμφανίζει τις

χαμηλότερες τιμές, με μόλις 1–2 ημέρες υπέρβασης σε ορισμένα έτη. Ο Humidex (**Σχήμα 2.4**) καταγράφει τον χαμηλότερο αριθμό ημερών υπέρβασης σε σχέση με τους υπόλοιπους βιομετεωρολογικούς δείκτες. Χαρακτηριστικό είναι το έτος 2006, όπου οι ημέρες υπέρβασης έφτασαν τις 11, ενώ στα περισσότερα έτη δεν παρατηρούνται ημέρες υπέρβασης.

Συγκεντρωτικά, κατά την περίοδο 1991–2021, ο Discomfort Index καταγράφει σταθερά τον μεγαλύτερο αριθμό ημερών υπέρβασης, γεγονός που αντανακλά την υψηλή του ευαισθησία στον συνδυασμό θερμοκρασίας και υγρασίας και την ικανότητά του να εντοπίζει ευρύτερο φάσμα θερμικής καταπόνησης. Ο δείκτης Effective Temperature παρουσιάζει σταθερά υψηλές τιμές, αλλά μικρότερη ευαισθησία από τον Discomfort Index, ενώ ο Heat Index καταγράφει λιγότερες ημέρες υπέρβασης, εστιάζοντας κυρίως σε έντονα επεισόδια καύσωνα. Ο Humidex εμφανίζει τις χαμηλότερες τιμές και περιορισμένη ικανότητα αποτύπωσης ακραίων θερμοκρασιακών συνθηκών. Συνολικά, οι Discomfort Index και Heat Index φαίνεται να είναι οι καταλληλότεροι δείκτες για την αποτύπωση της αίσθησης θερμικής δυσφορίας στην υπό μελέτη περιοχή, ενώ οι δείκτες Effective Temperature και Humidex υποεκτιμούν την ένταση και τη διάρκεια των κυμάτων καύσωνα. Οι διαφορές μεταξύ των βιομετεωρολογικών δεικτών οφείλονται στη μεθοδολογία υπολογισμού τους και στους συγκεκριμένους κλιματικούς παράγοντες που λαμβάνονται υπόψη. Οι δείκτες αυτοί αξιολογούν διαφορετικές πτυχές της θερμικής καταπόνησης, οδηγώντας σε διαφοροποιήσεις στις τιμές τους κατά έτος.



Σχήμα 2.4 . Αριθμός ημερών κατά τις οποίες οι τιμές των βιομετεωρολογικών δεικτών (°C) – Discomfort Index (DI), Effective Temperature (ET), Heat Index (HI) και Humidex (HU) – υπερέβησαν τα θερμοκρασιακά κατώφλια (°C) που αντιστοιχούν σε συνθήκες θερμικής καταπόνησης (extreme caution), σύμφωνα με τα όρια θερμικής αίσθησης του **Πίνακα 2.7**. Τα δεδομένα αφορούν τη χρονική περίοδο 1991-2021.

Στον **Πίνακα 2.9** καταγράφονται οι συνολικές τάσεις (overall trends) βάσει της μεθόδου Theil–Sen και τα 95% διαστήματα εμπιστοσύνης (95% CI) για τις ημέρες που αντιστοιχούν σε συνθήκες θερμικής καταπόνησης (Ζεστό - μεγάλη προσοχή, Πολύ Ζεστό - κίνδυνος, Ακραία Ζέστη - ακραίος κίνδυνος), σύμφωνα με τα κατώφλια θερμοκρασίας (°C) των συνθηκών θερμικής αίσθησης του **Πίνακα 2.7**. Τα αποτελέσματα της ανάλυσης των βιομετεωρολογικών δεικτών με τη μέθοδο Theil–Sen ανέδειξε σημαντικές τάσεις κατά την περίοδο 1991–2021. Για τις ημέρες θερμικής καταπόνησης, ο Discomfort Index παρουσίασε αύξηση 0,82 ημέρες ανά έτος (95% CI: 0,08–1,45, $p < 0,05$), ενώ για τον δείκτη Effective Temperature αυξήθηκαν κατά 0,74 ημέρες ανά έτος (95% CI: 0,20–1,20, $p < 0,05$). Οι θετικές αυτές τάσεις υποδηλώνουν ότι οι περίοδοι με έντονη αίσθηση δυσφορίας εμφανίζονται με αυξανόμενη συχνότητα. Αντίθετα, ο Heat Index και ο Humidex παρουσίασαν θετικές τάσεις, αλλά αυτές δεν είναι στατιστικά σημαντικές, γεγονός που πιθανώς αντανακλά μεγαλύτερη ετήσια μεταβλητότητα ή τον διαφορετικό τρόπο αποτύπωσης των συνθηκών θερμικής καταπόνησης. Τα διαστήματα εμπιστοσύνης (95% CI) είναι σχετικά ευρεία, γεγονός που υποδηλώνει αυξημένη ετήσια μεταβλητότητα των τιμών.

Τα αποτελέσματα υπογραμμίζουν τη σημασία παρακολούθησης των βιομετεωρολογικών δεικτών για την αξιολόγηση των επιπτώσεων της θερμικής καταπόνησης στον πληθυσμό, δεδομένου ότι η σταδιακή αύξηση των ημερών με συνθήκες δυσφορίας και με υψηλή θερμοκρασία μπορεί να έχει συνέπειες στην υγεία, στην ενεργειακή κατανάλωση και στον σχεδιασμό μέτρων προσαρμογής, ιδιαίτερα σε περιοχές με υψηλές θερμοκρασίες κατά τους μήνες του καλοκαιριού.

Πίνακας 2.9. Συνολική τάση (Overall trend) βάσει της μεθόδου Theil–Sen και τα 95% διαστήματα εμπιστοσύνης (95% CI) για τις ημέρες που αντιστοιχούν σε συνθήκες θερμικής καταπόνησης (Ζεστό - μεγάλη προσοχή, Πολύ Ζεστό - κίνδυνος, Ακραία Ζέστη - ακραίος κίνδυνος), σύμφωνα με τα όρια θερμικής αίσθησης του **Πίνακα 2.7**. Τα δεδομένα αφορούν στη χρονική περίοδο 1991-2021. Τα σύμβολα που εμφανίζονται δίπλα σε κάθε εκτίμηση τάσης υποδηλώνουν τη στατιστική σημαντικότητα της τάσης: $p < 0,001 = ***$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,05 = *$ και $p < 0,1 = +$.

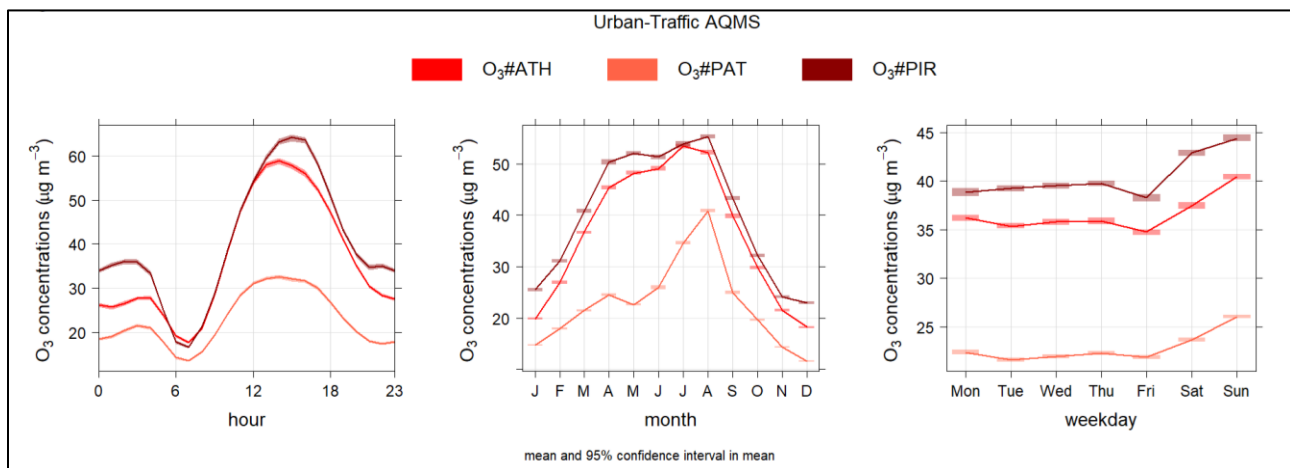
| Βιομετεωρολογικός δείκτης | Overall trend (95% CI) (days/year) |
|---------------------------|------------------------------------|
| Discomfort Index | + 0,82 (0,08, 1,45) * |
| Effective Temperature | + 0,74 (0,2, 1,2) * |
| Heat Index | + 0,10 (-0,25, 0,6) |
| Humidex | + 0,27 (0,0, 1,25) |

2.2.4 Χρονικές διακυμάνσεις των συγκεντρώσεων O₃

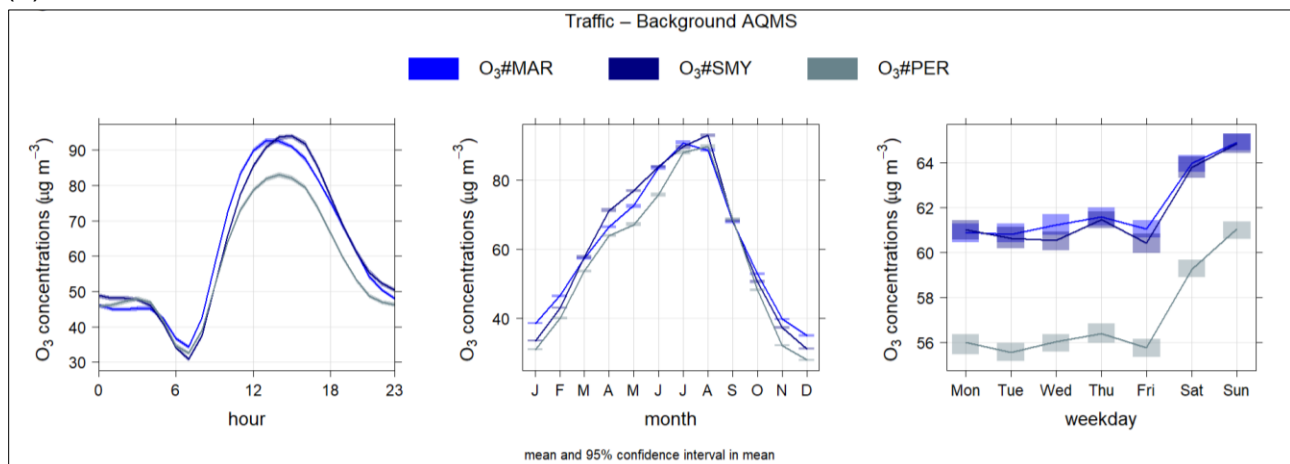
2.2.4.1 Ωριαίες, εβδομαδιαίες και μηνιαίες μεταβολές των συγκεντρώσεων O₃

Στα **Σχήματα 2.5 (α-δ)** απεικονίζονται οι ωριαίες (αριστερά), οι εβδομαδιαίες (κέντρο) και οι μηνιαίες (δεξιά) μεταβολές των συγκεντρώσεων O₃, υπολογισμένες από ωριαία δεδομένα κατά τη διάρκεια της περιόδου μελέτης στους ΣΠΠΑ: (α) Αστικοί-Κυκλοφορίας (*Urban-Traffic*), (β) Αστικοί - Υποβάθρου (*Traffic – Background*), (γ) Περιαστικοί-Υποβάθρου (*Suburban – Background*) και (δ) Περιαστικοί-Βιομηχανικού Τύπου (*Background – Industrial*). Οι ωριαίες διακυμάνσεις δείχνουν έντονο ημερήσιο κύκλο, με μέγιστα τις πρώτες απογευματινές ώρες και ελάχιστα νωρίς το πρωί, αποτέλεσμα της φωτοχημικής παραγωγής που ενισχύεται από ηλιακή ακτινοβολία και υψηλές θερμοκρασίες (Coates et

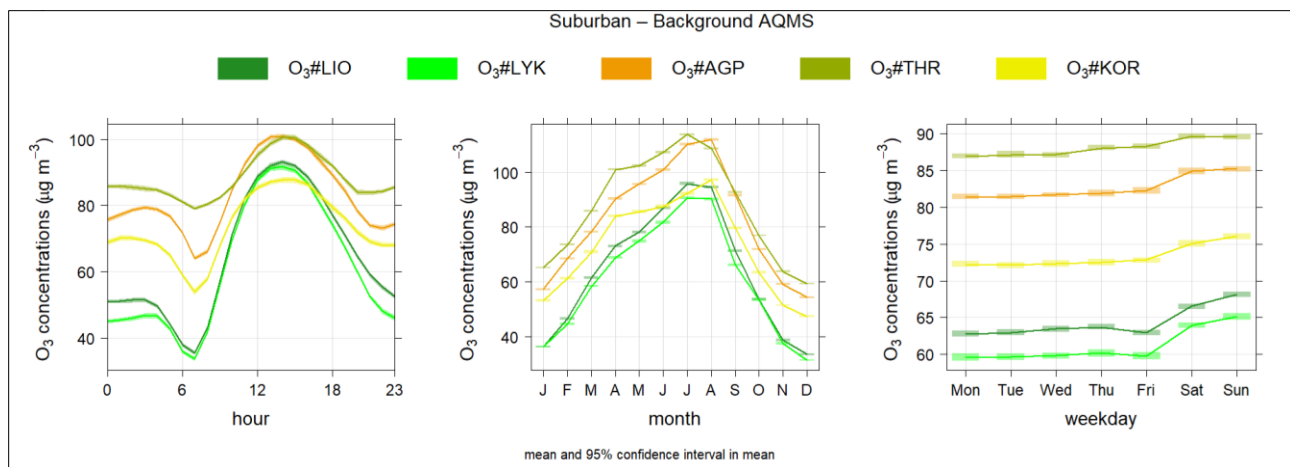
al., 2016; García et al., 2021). Σε ΣΠΠΑ Αστικού Κυκλοφορίας (ATH, PAT, PIR) οι συγκεντρώσεις αυξάνονται μετά τις 08:00, κορυφώνονται 14:00–15:00 και εμφανίζουν διαφορές λόγω τοπικών εκπομπών NO, με τον PIR να παρουσιάζει τις υψηλότερες (~65 µg/m³) και τον PAT χαμηλότερες (~30 µg/m³) τιμές. Στους Αστικούς Υπόβαθρου ΣΠΠΑ (MAR, SMY, PER) παρατηρούνται μέγιστα >90 µg/m³, υποδηλώνοντας εντονότερη φωτοχημική παραγωγή O₃ σε περιοχές με χαμηλότερες συγκεντρώσεις NO_x (Ntourou et al., 2024). Η εβδομαδιαία διακύμανση δείχνει ήπιο «φαινόμενο Σαββατοκύριακου» στους ΣΠΠΑ Αστικούς Κυκλοφορίας, με αύξηση O₃ τις ημέρες του Σαββατοκύριακου λόγω μειωμένων εκπομπών NO (Ntourou et al., 2024). Η μηνιαία/εποχική τάση παρουσιάζει υψηλότερες συγκεντρώσεις το καλοκαίρι (Ιούλιος–Αύγουστος) και χαμηλότερες τον χειμώνα, αντανακλώντας την επίδραση της ηλιακής ακτινοβολίας στη φωτοχημική παραγωγή, με εντονότερη εποχικότητα στους σταθμούς Υπόβαθρου (Boleti et al., 2018; Boleti et al., 2019). Η τοπογραφία της λεκάνης της Αττικής, οι τοπικές μετεωρολογικές συνθήκες και η θαλάσσια αύρα επηρεάζουν σημαντικά τη διασπορά του O₃, με υψηλότερες συγκεντρώσεις σε προαστιακούς ΣΠΠΑ σε απόσταση από κύριες ανθρωπογενείς πηγές NO_x (Bartzokas et al., 2013; Ntourou et al., 2024). Συνολικά, τα **Σχήματα 2.5 (α-δ)** υπογραμμίζουν ότι η δυναμική του O₃ καθορίζεται από τη φωτοχημική δραστηριότητα, τις εκπομπές NO_x και τους τοπικούς μετεωρολογικούς παράγοντες.



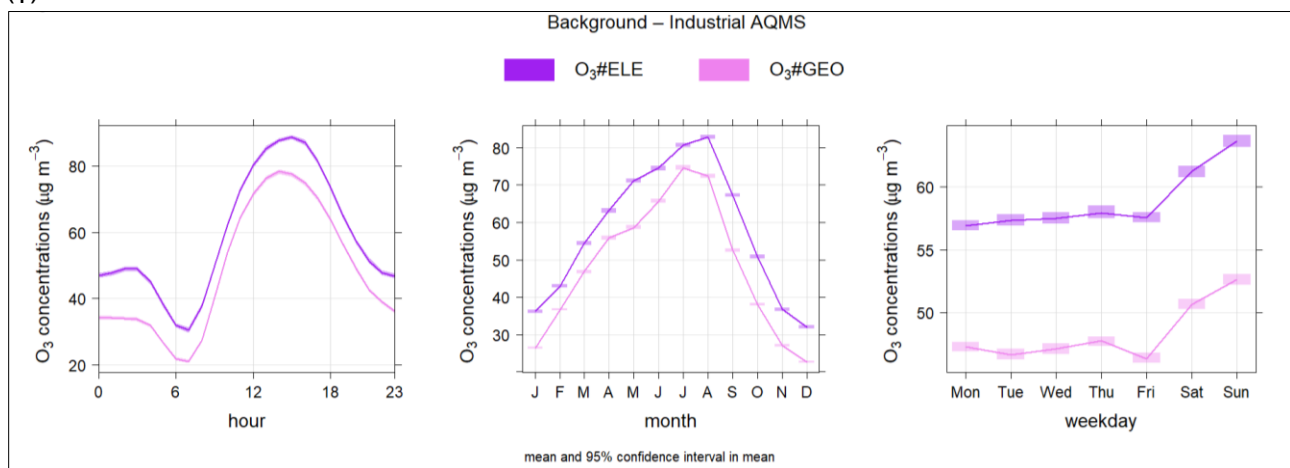
(α)



(β)



(γ)



(δ)

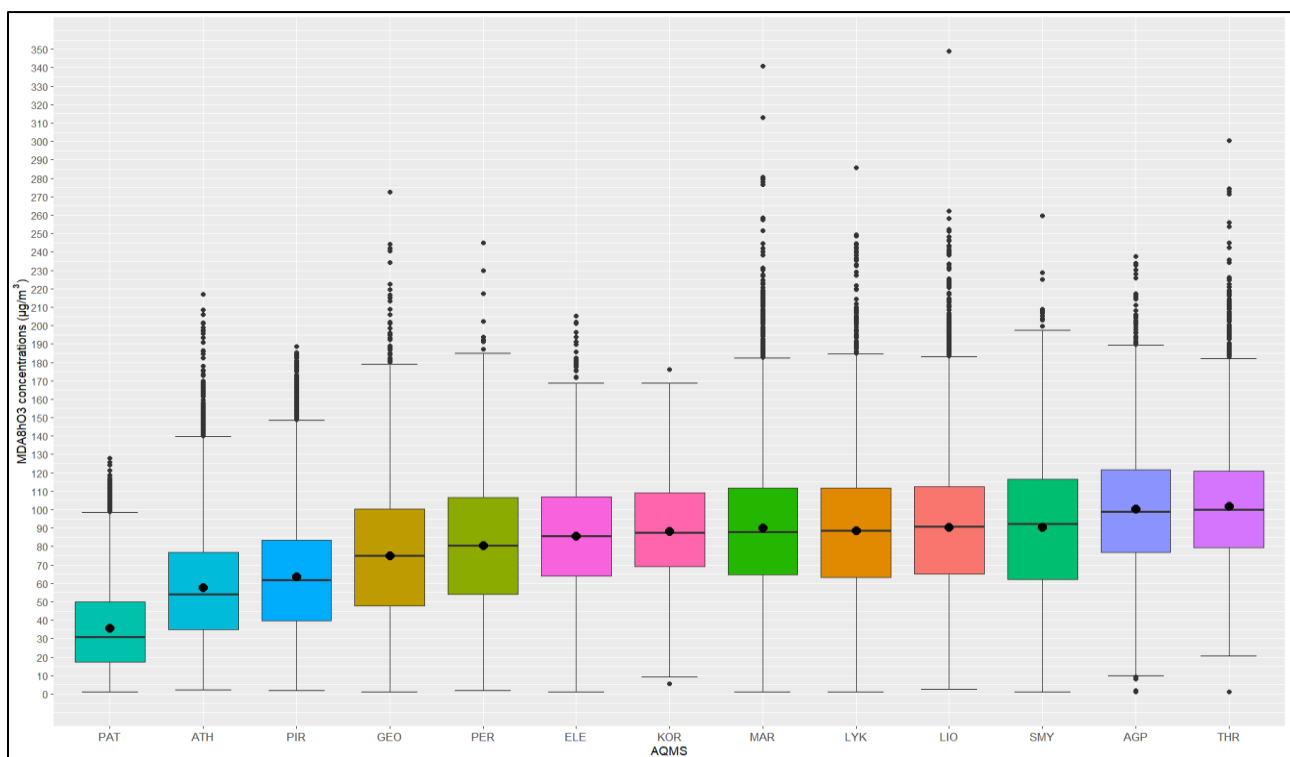
Σχήμα 2.5. Ωριαίες (αριστερά), εβδομαδιαίες (κέντρο) και μηνιαίες (δεξιά) μεταβολές των συγκεντρώσεων O₃, υπολογισμένες από ωριαία δεδομένα κατά τη διάρκεια της περιόδου μελέτης στους ΣΠΠΑ: **(α)** Αστικοί-Κυκλοφορίας (*Urban-Traffic*), **(β)** Αστικοί - Υποβάθρου (*Traffic – Background*), **(γ)** Περιαστικοί-Υποβάθρου (*Suburban – Background*) και **(δ)** Περιαστικοί-Βιομηχανικού Τύπου (*Background – Industrial*).

2.2.4.2 Χρονικές μεταβολές στη μέγιστη τιμή του ημερήσιου 8-ωρου κυλιόμενου μέσου του O₃

Οι ετήσιες τιμές των συγκεντρώσεων MDA8hO₃ σε κάθε ΣΠΠΑ της Αττικής για τη χρονική περίοδο 1991-2021 υπολογίστηκαν και παρουσιάζονται στο θηκόγραμμα του **Σχήματος 2.6**. Οι μέσες ετήσιες συγκεντρώσεις MDA8hO₃ διαφέρουν σημαντικά μεταξύ των ΣΠΠΑ, με τις ελάχιστες τιμές να καταγράφονται στον σταθμό PAT (35,5 µg/m³) και τις μέγιστες στον σταθμό THR (100,3 µg/m³). Παρόμοια, οι διάμεσες συγκεντρώσεις ακολουθούν αυτή την τάση, με τη μεγαλύτερη τιμή να εμφανίζεται στον ΣΠΠΑ THR (100,1 µg/m³) και τη χαμηλότερη στον ΣΠΠΑ PAT (30,9 µg/m³). Επιπλέον, οι ΣΠΠΑ AGP και THR διακρίνονται για τις υψηλότερες στατιστικές τιμές (minimum, Q1, median, Q3, maximum), υποδηλώνοντας έντονη επιβάρυνση από O₃ κατά την εξεταζόμενη χρονική περίοδο.

Αξιοσημείωτο είναι το εύρος μεταβλητότητας των συγκεντρώσεων που υποδηλώνεται από το IQR. Οι ΣΠΠΑ GEO (IQR = 52,75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), PER (IQR = 52,63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), MAR (IQR = 47,13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) και THR (IQR = 41,38 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) παρουσιάζουν την υψηλότερη διακύμανση στις τιμές MDA8hO₃, γεγονός που υποδεικνύει έντονες εποχικές και ενδεχομένως διαχρονικές διακυμάνσεις, πιθανώς επηρεαζόμενες από τοπικούς και ευρύτερους παράγοντες εκπομπών, καθώς και μεταβολές των μετεωρολογικών συνθηκών. Αντιθέτως, οι ΣΠΠΑ PAT (IQR = 32,57 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), ATH (IQR = 42,00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) και PIR (IQR = 43,50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) χαρακτηρίζονται από σχετικά σταθερότερες συγκεντρώσεις, με μικρότερη μεταβλητότητα, υποδεικνύοντας πιο ομοιογενείς πηγές εκπομπών ή περιορισμένη επίδραση εξωτερικών παραγόντων.

Η διαφοροποίηση αυτή στις στατιστικές παραμέτρους και στα εύρη μεταβλητότητας μεταξύ των ΣΠΠΑ αποτελεί σημαντική ένδειξη των διαφορετικών επιβαρύνσεων της ατμοσφαιρικής ρύπανσης από O₃ στην περιοχή μελέτης. Η αξιολόγηση των συγκεκριμένων στατιστικών μεγεθών είναι κρίσιμη για την κατανόηση των μηχανισμών διασποράς, τη χωρική κατανομή και την πιθανή επίδραση των μετεωρολογικών και ανθρωπογενών παραγόντων στην ποιότητα του αέρα.

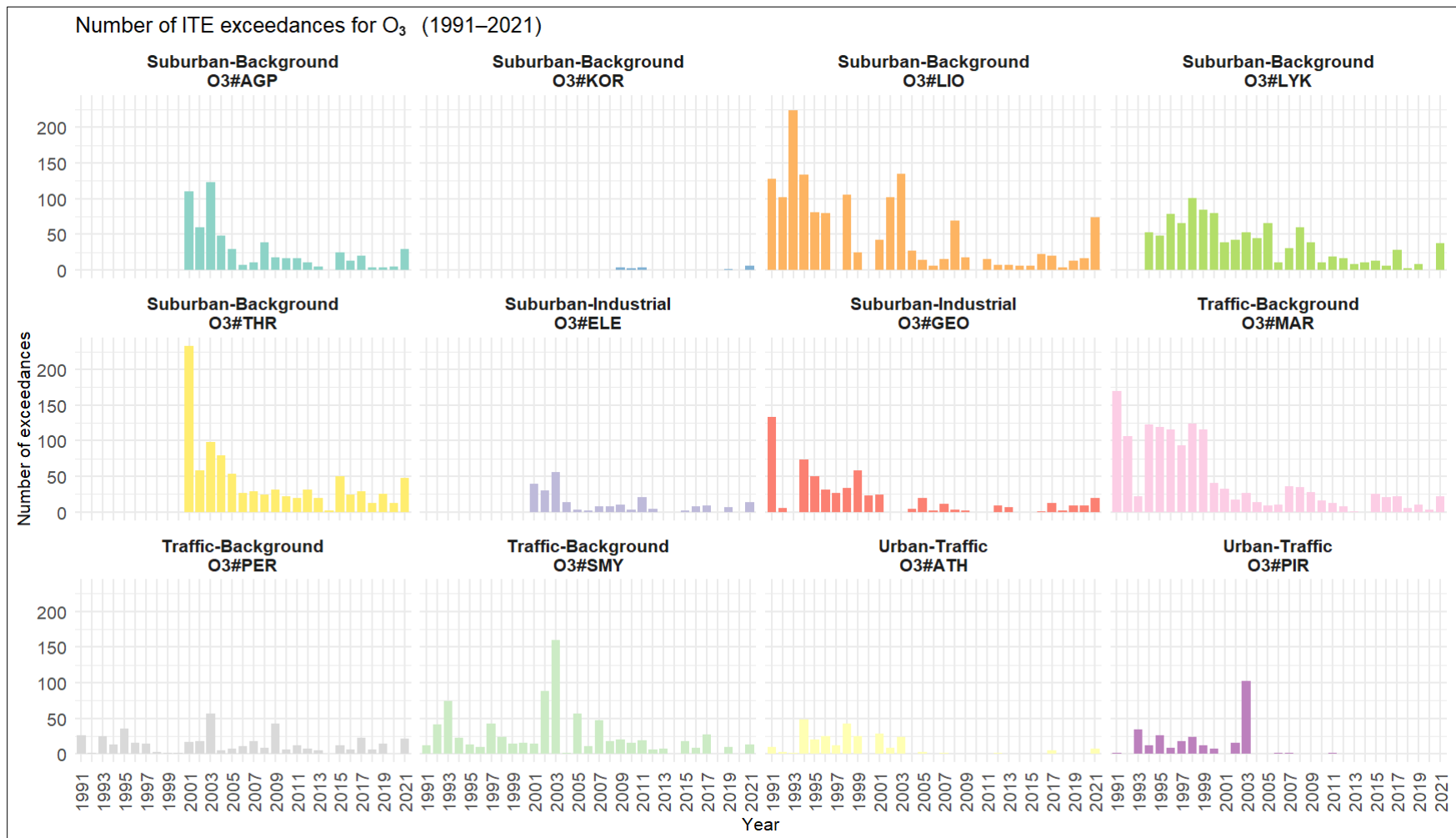


Σχήμα 2.6. Διάγραμμα Boxplot (θηκόγραμμα) που απεικονίζει τις συγκεντρώσεις MDA8hO₃ σε κάθε ΣΠΠΑ για την υπό μελέτη περίοδο. Τα παραλληλόγραμμα αντιπροσωπεύουν το ενδοτεταρτημοριακό εύρος (, οι μέσες τιμές αποδίδονται με κουκκίδες και οι διάμεσες τιμές απεικονίζονται με οριζόντιες γραμμές εντός των ορθογώνιων. Τα κατακόρυφα T-shaped whiskers δείχνουν τις ελάχιστες και μέγιστες τιμές, εξαιρουμένων των ακραίων τιμών. Οι ακραίες τιμές ορίζονται ως σημεία δεδομένων που βρίσκονται εκτός των ορίων των whiskers του boxplot.

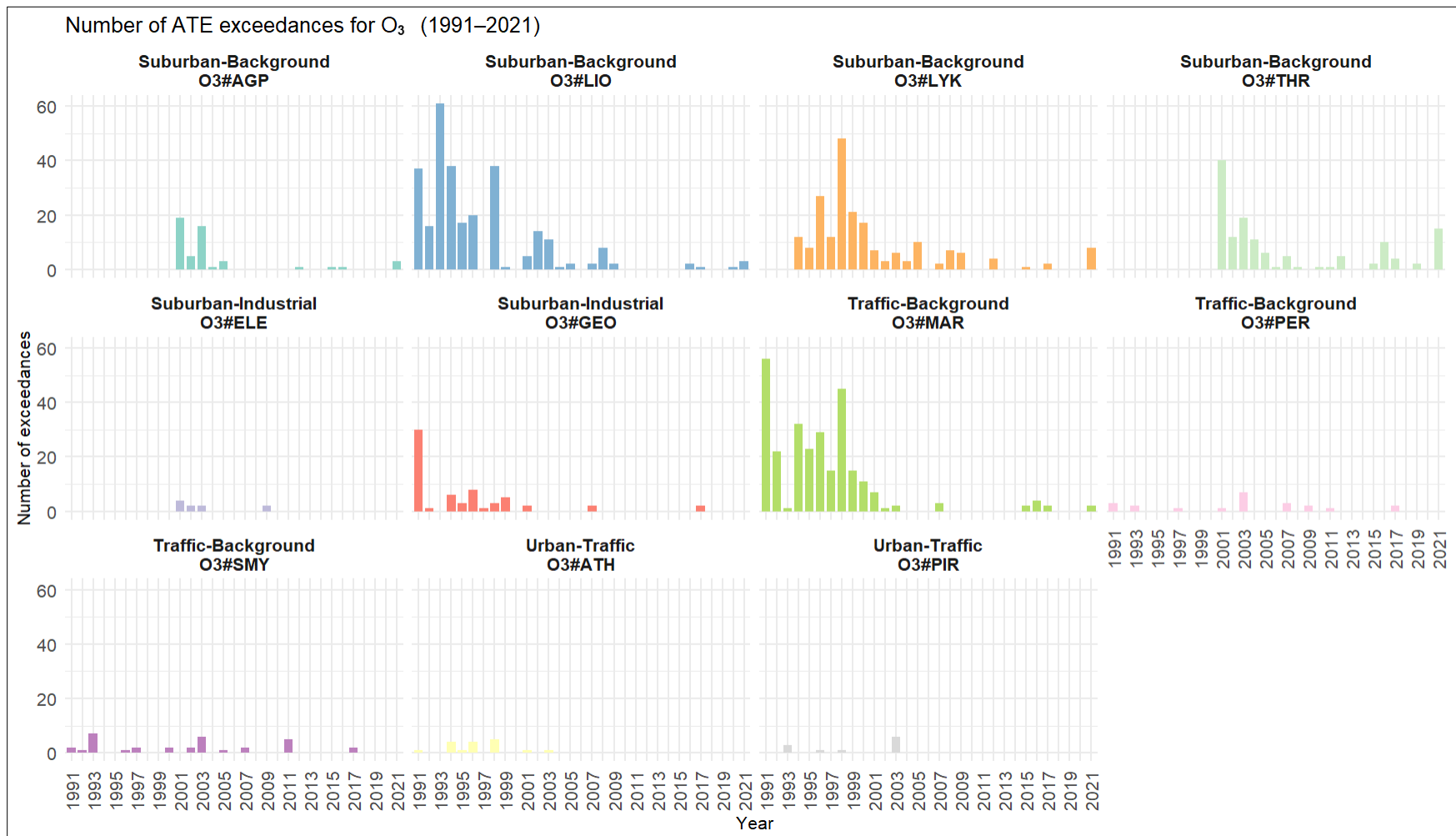
2.2.4.3 Αριθμός υπερβάσεων του ορίου ενημέρωσης (Information Threshold, IT) και του ορίου συναγερμού (Alert Threshold, AT) της συγκέντρωσης του O₃

Στο **Σχήμα 2.7** παρουσιάζεται ο αριθμός των υπερβάσεων του ορίου ενημέρωσης (IT) κατά την περίοδο 1991–2019 σε όλους τους ΣΠΠΑ της Περιφέρειας Αττικής. Κατά την περίοδο 1991–2004, οι υπερβάσεις του IT εμφανίζονται ιδιαίτερα αυξημένες στους Περιαστικούς Σταθμούς Υποβάθρου, και συγκεκριμένα στους σταθμούς LIO, THR και LYK, καθώς και στους Σταθμούς Υποβάθρου – Κυκλοφορίας MAR και SMY. Οι μέγιστες τιμές καταγράφονται στον σταθμό LIO, με περισσότερες από 200 υπερβάσεις το έτος 1993, και στον THR, με αντίστοιχα περισσότερες από 200 υπερβάσεις το 2001. Για την περίοδο 2005–2021 παρατηρείται γενικευμένη μείωση των υπερβάσεων, η οποία ωστόσο δεν είναι ομοιόμορφη μεταξύ των ΣΠΠΑ. Οι Περιαστικοί Σταθμοί Υποβάθρου (AGP, KOR, LIO, LYK, THR) και ο Σταθμός Υποβάθρου – Κυκλοφορίας MAR εξακολουθούν να παρουσιάζουν σημαντικό αριθμό υπερβάσεων.

Αντίθετα, οι Περιαστικοί Σταθμοί Βιομηχανικού Τύπου ELE και GEO εμφανίζουν μικρό αριθμό υπερβάσεων. Οι Σταθμοί Υποβάθρου – Κυκλοφορίας PER και SMY παρουσιάζουν σταδιακή μείωση από τις αρχές της δεκαετίας του 2000, ενώ οι Αστικοί Σταθμοί Κυκλοφορίας ATH και PIR καταγράφουν σταθερά χαμηλό αριθμό υπερβάσεων, με λιγότερες από 20 υπερβάσεις στα περισσότερα έτη. Αντίστοιχα, στο **Σχήμα 2.8** παρουσιάζεται ο αριθμός των υπερβάσεων του ορίου συναγερμού (AT) για την ίδια χρονική περίοδο. Κατά την περίοδο 1991–2004, ο υψηλότερος αριθμός υπερβάσεων καταγράφεται στους Περιαστικούς Σταθμούς Υποβάθρου (LIO, THR, LYK) και στους Σταθμούς Υποβάθρου – Κυκλοφορίας (MAR, SMY). Οι μέγιστες τιμές παρατηρούνται στον σταθμό LIO, με περισσότερες από 61 υπερβάσεις το 1993, και στον MAR, με περισσότερες από 56 υπερβάσεις το 1991. Για την περίοδο 2005–2021 παρατηρείται σαφής μείωση των υπερβάσεων του AT. Ωστόσο, οι Περιαστικοί Σταθμοί Υποβάθρου (AGP, KOR, LIO, LYK, THR) και ο Σταθμός Υποβάθρου – Κυκλοφορίας MAR εξακολουθούν να εμφανίζουν υψηλότερες τιμές σε σύγκριση με τους υπόλοιπους ΣΠΠΑ. Οι Περιαστικοί Σταθμοί Βιομηχανικού Τύπου (ELE, GEO) παρουσιάζουν περιορισμένο αριθμό υπερβάσεων, ενώ οι Σταθμοί Υποβάθρου – Κυκλοφορίας PER και SMY εμφανίζουν σταδιακή μείωση από τη δεκαετία του 2000. Οι Αστικοί Σταθμοί Κυκλοφορίας (ATH, PIR) καταγράφουν σταθερά χαμηλό αριθμό υπερβάσεων σε όλη την εξεταζόμενη περίοδο, με συνολικά 17 υπερβάσεις για τον ATH και 11 για τον PIR κατά την περίοδο 1991–2021. Τέλος, με την εφαρμογή του αυστηρότερου χρονικού κριτηρίου για το όριο συναγερμού, δηλαδή τουλάχιστον τρεις (3) συνεχόμενες ώρες με συγκέντρωση O₃ > 240 μg/m³, ο αριθμός των υπερβάσεων περιορίζεται σημαντικά και σε όλες τις περιπτώσεις είναι μικρότερος από 10 ανά έτος.



Σχήμα 2.7. Αριθμός υπερβάσεων του ορίου ενημέρωσης (Information Threshold, IT) για το O₃, κατά την περίοδο 1991–2019, σε όλους τους ΣΠΠΑ της Περιφέρειας Αττικής. Ο ΣΠΠΑ ΡΑΤ εξαιρέθηκε λόγω απουσίας υπερβάσεων.



Σχήμα 2.8. Αριθμός Υπερβάσεων του ορίου συναγερμού (Alert Threshold, AT) για το O₃, κατά την περίοδο 1991–2019, σε όλους ΣΠΠΑ της Περιφέρειας Αττικής. Ο ΣΠΠΑ ΡΑΤ εξαιρέθηκε λόγω απουσίας υπερβάσεων.

2.2.5 Συνδυασμένα επεισόδια καύσωνα και O₃

2.2.5.1 Υπερβάσεις της τιμής-ορίου του MDA8hO₃ κατά τη θερινή περίοδο και τις περιόδους καύσωνα

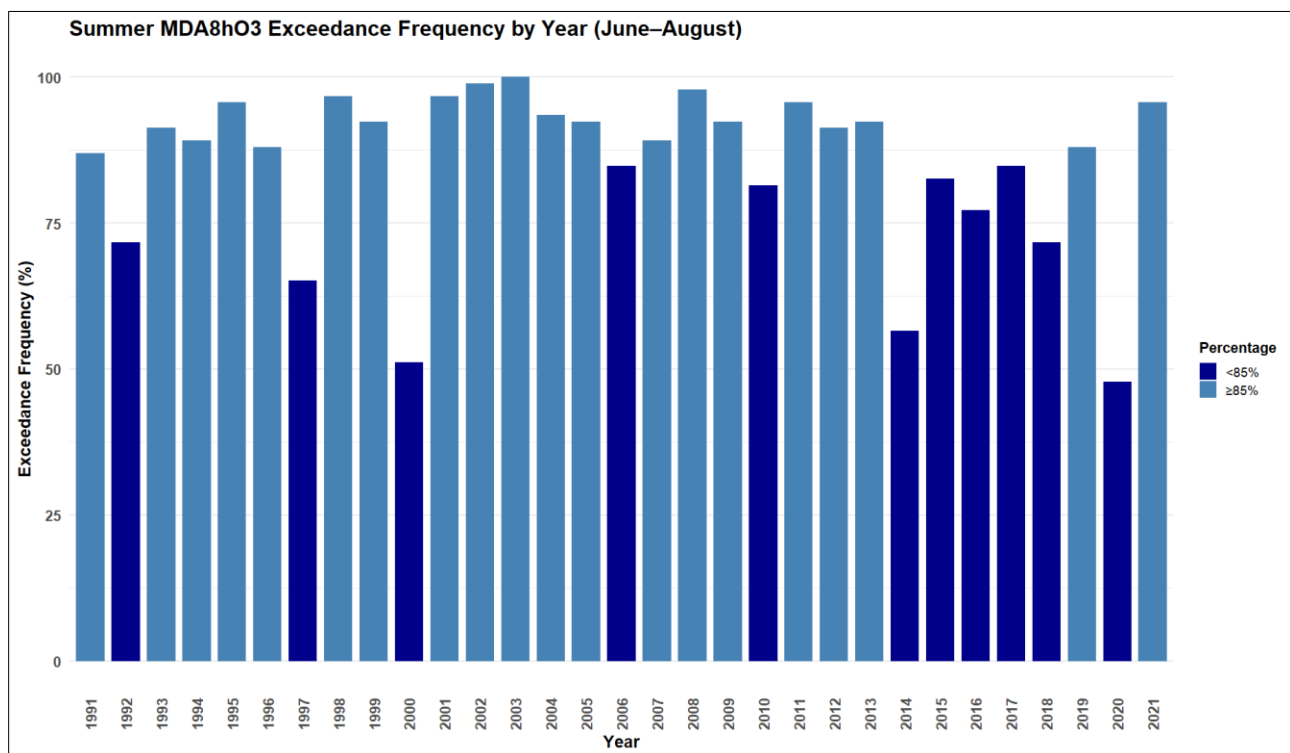
Το ποσοστό των ημερών κατά τη διάρκεια του έτους με συγκεντρώσεις MDA8hO₃ πάνω από το όριο των 120 µg/m³ παρουσίασε έντονη διαχρονική μεταβλητότητα κατά την περίοδο από το 1991 έως το 2021 (**Σχήμα 2.9**). Οι αρχές της δεκαετίας του 1990 (1991–1995) εμφανίζουν σταθερά υψηλά ποσοστά, υποδεικνύοντας συχνές συνθήκες υπέρβασης ή επίμονους παράγοντες επιρροής, όπως οι εκπομπές και η μετεωρολογικές συνθήκες. Μια αιφνίδια πτώση το 1997 (65,2%) και ξανά το 2000 (51,1%) πιθανόν να αντανakλά παροδικές μετεωρολογικές μεταβολές, την εφαρμογή μέτρων ελέγχου των εκπομπών ή τη μειωμένη δραστηριότητα των καυσώνων.

Αυτά τα αυξημένα ποσοστά υπερβάσεων πιθανότατα αντανakλούν την ανεπαρκή εφαρμογή μέτρων ελέγχου των εκπομπών πρόδρομων ουσιών του O₃, κυρίως των NO_x και VOCs κατά τη δεκαετία του 1990 (Boleti et al., 2018). Οι σταθερά υψηλές τιμές της δεκαετίας αυτής υποδηλώνουν ότι η ρύπανση από O₃ αποτέλεσε την περίοδο αυτή σοβαρό και επίμονο πρόβλημα ποιότητας αέρα, στο οποίο συνέβαλε το μετεωρολογικό πλαίσιο, με συχνά φαινόμενα ατμοσφαιρικής στασιμότητας, έντονους καύσωνες και υψηλή ηλιοφάνεια. Συνολικά, τα δεδομένα δείχνουν ότι πριν από την εφαρμογή αυστηρότερων κανονιστικών πλαισίων, η περιοχή της Αττικής παρουσίαζε εκτεταμένες και επαναλαμβανόμενες υπερβάσεις O₃, κυρίως λόγω ανθρωπογενών εκπομπών και ευνοϊκών ατμοσφαιρικών συνθηκών για τη συσσώρευσή του.

Η περίοδος 2001–2009 καταγράφει «επιστροφή» σε υψηλές τιμές, με αποκορύφωμα το 2003 (100%). Η δεκαετία του 2010 ξεκίνησε με μέτρια υψηλές τιμές, αλλά παρουσίασε βαθμιαία πτωτική τάση, με χαρακτηριστικές μειώσεις το 2014 (56,5%) και το 2020 (47,8%), η τελευταία εκ των οποίων αποδίδεται στο lockdown λόγω COVID-19 και τη συνακόλουθη μείωση των ανθρωπογενών εκπομπών, της κυκλοφορίας και των βιομηχανικών δραστηριοτήτων. Αξιοσημείωτο είναι ότι το 2021 παρατηρείται απότομη αύξηση κατά 95,7%, γεγονός που συνδέεται με την επιστροφή της οικονομικής δραστηριότητας, τονίζοντας την ευαισθησία των δεικτών O₃ τόσο σε ανθρωπογενείς όσο και σε κλιματικούς παράγοντες (Sicard et al., 2020).

Το έτος 2012 χαρακτηρίστηκε από παρατεταμένα επεισόδια καύσωνα και αυξημένες θερμοκρασίες, οδηγώντας σε υπερβάσεις O₃ σχεδόν σε όλες τις ημέρες κατά τη διάρκεια του θέρους. Κατά την περίοδο αυτή, η μέση μέγιστη θερμοκρασία το καλοκαίρι έφτασε τους 34,5 °C, συμβάλλοντας δραματικά στην ενίσχυση του σχηματισμού O₃. Ως αποτέλεσμα, πάνω από το 91,3% των ημερών κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού υπερέβη το όριο των 120 µg/m³. Η παρατεταμένη διάρκεια του καύσωνα, σε συνδυασμό με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας, εμπόδισε τη διασπορά των ατμοσφαιρικών ρύπων, οδηγώντας σε επίμονες υψηλές συγκεντρώσεις O₃ καθ' όλη τη διάρκεια του καλοκαιριού. Η τάση αυτή υπογραμμίζει τον σημαντικό αντίκτυπο των καυσώνων στην ποιότητα του αέρα, ιδίως κατά τις περιόδους ακραίας ζέστης. Τον Ιούλιο του 2012, το 100% των ημερών υπερέβη το όριο για το O₃.

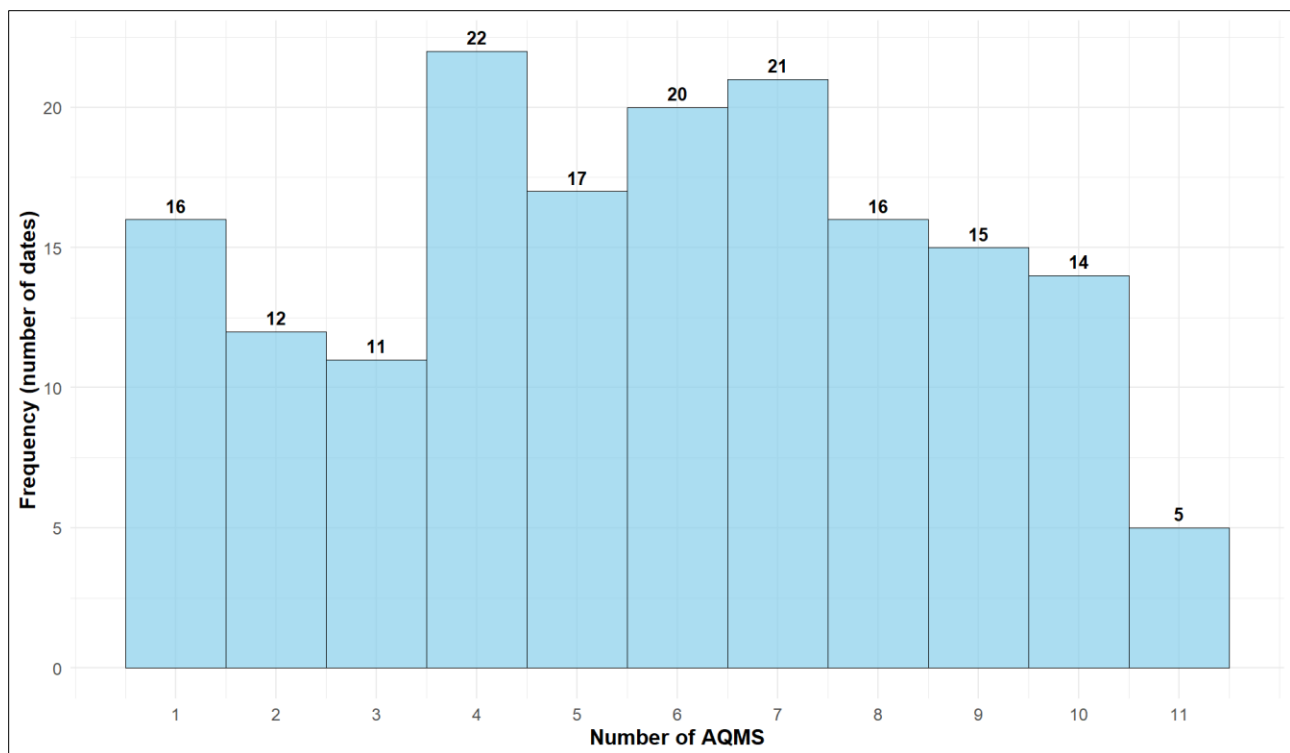
Συνολικά, οι περισσότερες ημέρες υπέρβασης της οριακής τιμής για το O₃ παρατηρούνται τους θερινούς μήνες, όταν υψηλότερες θερμοκρασίες και αυξημένη ηλιακή ακτινοβολία ενισχύουν τις φωτοχημικές αντιδράσεις που οδηγούν στον σχηματισμό του. Αυτό το εποχικό πρότυπο είναι συνεπές διαχρονικά, με τους μήνες Ιούνιο, Ιούλιο και Αύγουστο να εμφανίζουν τα υψηλότερα ποσοστά υπερβάσεων.



Σχήμα 2.9. Ετήσια συχνότητα υπερβάσεων της τιμής-ορίου του MDA8hO₃ κατά τη θερινή περίοδο (Ιούνιος–Αύγουστος).

Το **Σχήμα 2.10** παρουσιάζει την κατανομή συχνοτήτων των ταυτόχρονων υπερβάσεων (υπερβάσεις O₃ κατά τη διάρκεια ημερών καύσωνα) σε 13 ΣΠΠΑ: LIO, LYK, GEO, PER, MAR, SMY, PAT, ATH, PIR, AGP, THR, ELE και KOR. Η πιο συχνά παρατηρούμενη διαμόρφωση αφορά ταυτόχρονες υπερβάσεις σε 4 ΣΠΠΑ, γεγονός που υποδηλώνει ότι, υπό συνθήκες καύσωνα, οι συγκεντρώσεις O₃ συχνά υπερβαίνουν την οριακή τιμή σε πολλαπλές τοποθεσίες ταυτόχρονα. Αν και οι υπερβάσεις μόνο σε 1 ή 2 ΣΠΠΑ είναι λιγότερο συχνές, εξακολουθούν να παρατηρούνται με αξιοσημείωτη συχνότητα, υποδηλώνοντας ότι και τοπικές παράμετροι μπορούν να παίζουν σημαντικό ρόλο. Αξιοσημείωτο είναι ότι δεν υπάρχει καταγραφή περιπτώσεων υπερβάσεων ταυτόχρονα σε όλους τους ΣΠΠΑ, γεγονός που αναδεικνύει έναν βαθμό χωρικής μεταβλητότητας στην απόκριση του O₃, ακόμη και υπό ακραίες μετεωρολογικές συνθήκες.

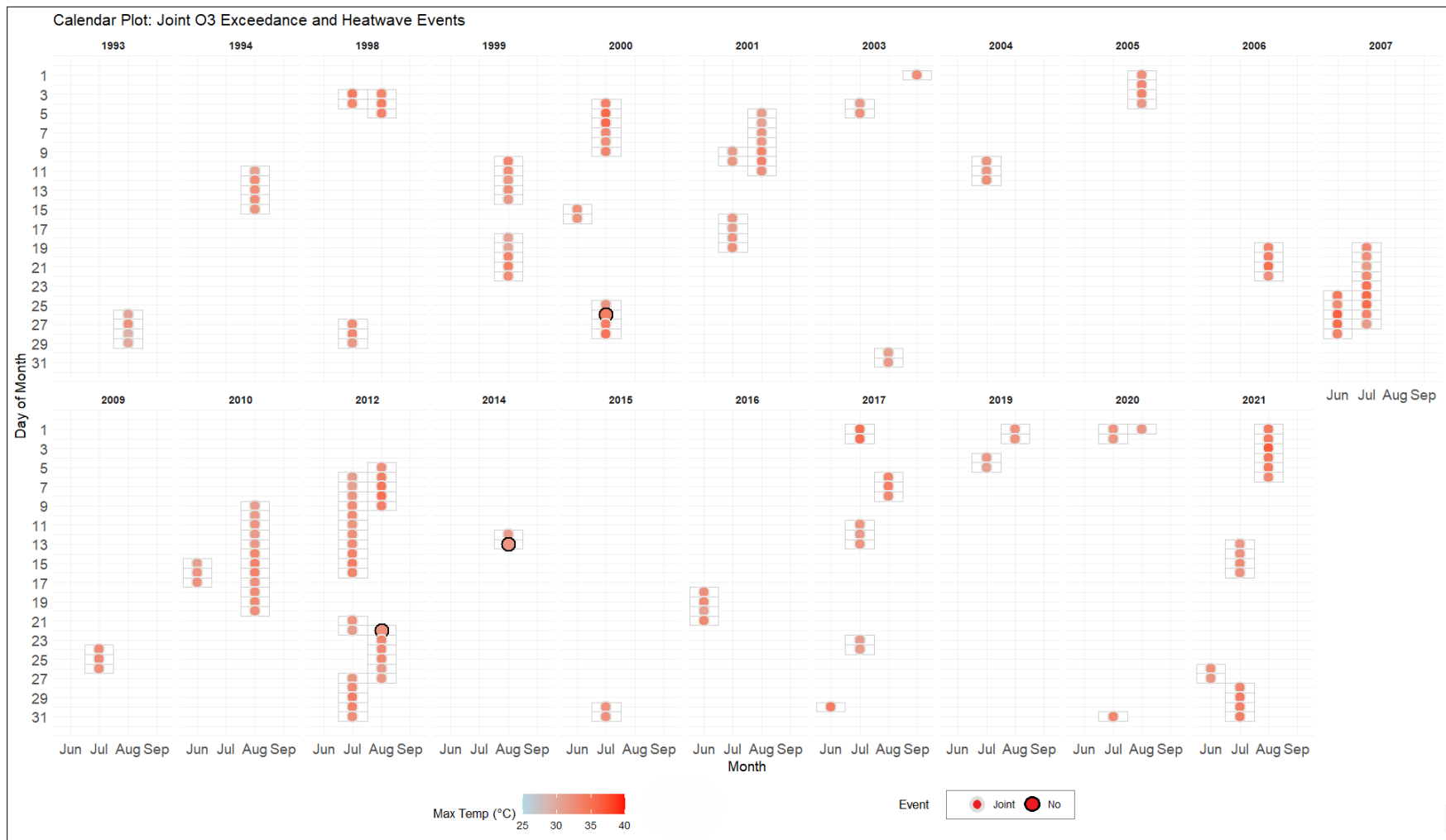
Ο Khomsi et al. (2022) μελέτησαν τη σύμπτωση καυσώνων και επεισοδίων O₃ στις πόλεις Καζαμπλάνκα και Μαρακές, καταλήγοντας στο συμπέρασμα ότι μόνο 1 από τους 20 καύσωνες στην Καζαμπλάνκα και 14 από τους 26 στο Μαρακές συνοδεύονταν από επεισόδια O₃, αντίστοιχα. Αυτό ενδέχεται να οφείλεται σε μετεωρολογικά μοτίβα ή/και στη γεωγραφική θέση των δύο αυτών πόλεων. Ο Massagué et al. (2024) ανέλυσαν τρία ακραία επεισόδια O₃ στη Βαρκελώνη κατά τη διάρκεια των θερινών περιόδων 2015, 2018 και 2019, οπότε και παρατηρήθηκε υπέρβαση της ενημερωτικής ωριαίας τιμής της ΕΕ για το O₃ (180 μg/m³). Οι υψηλές θερμοκρασίες κατά τη διάρκεια και των τριών επεισοδίων, καθώς και οι καύσωνες το 2018 και 2019, ενίσχυσαν τις συγκεντρώσεις O₃. Στη βόρεια Ισπανία, οι μέγιστες συγκεντρώσεις O₃ συσχετίζονται έντονα με τις ακραίες θερμοκρασίες και τα επεισόδια καύσωνα, ενώ ταυτόχρονες εκδηλώσεις επεισοδίων O₃ είναι συχνά φαινόμενα (Garcia et al., 2021; Garcia et al., 2024).



Σχήμα 2.10. Κατανομή του αριθμού των ΣΠΠΑ που υπερέβησαν ταυτόχρονα το όριο $MDA8hO_3$ κατά τη διάρκεια των ημερών καύσινα. Το ιστόγραμμα απεικονίζει τη συχνότητα με την οποία καταγράφονται συγκεκριμένοι αριθμοί ταυτόχρονων υπερβάσεων στη διάρκεια της περιόδου μελέτης.

Το **Σχήμα 2.11** είναι ένα ημερολογιακό γράφημα (calendar plot) που απεικονίζει τη συνδυασμένη εμφάνιση υπέρβασης του O_3 ($MDA8hO_3 > 120 \mu g/m^3$) και ημερών καύσινα (HW), με τις τιμές της μέγιστης θερμοκρασίας ($25 \text{ }^\circ\text{C} - 40 \text{ }^\circ\text{C}$) να αναπαρίστανται με χρωματική διαβάθμιση. Από τις 172 ημέρες καύσινα, μόνο 3 δεν συνοδεύτηκαν από υπέρβαση O_3 . Αυτές οι 3 ημέρες είναι: 26 Ιουλίου 2000, 22 Αυγούστου 2012 και 13 Αυγούστου 2014, με ημερήσιες μέγιστες θερμοκρασίες $42,0 \text{ }^\circ\text{C}$, $38,6 \text{ }^\circ\text{C}$ και $37,3 \text{ }^\circ\text{C}$, αντίστοιχα. Αυτή η εξαιρετικά υψηλή σύμπτωση—169 από τις 172 ημέρες καύσινα είναι επίσης ημέρες υπέρβασης O_3 —ενισχύει έντονα την υπόθεση της ισχυρής συσχέτισης μεταξύ συνθηκών καύσινα και αυξημένων συγκεντρώσεων O_3 .

Επιπλέον, στις 169 ημέρες με κοινά επεισόδια, οι υπερβάσεις του O_3 δεν είναι μεμονωμένες σε έναν ΣΠΠΑ, αλλά παρατηρούνται ταυτόχρονα σε πολλούς ΣΠΠΑ, υποδεικνύοντας επεισόδια εκτεταμένης ρύπανσης από O_3 σε περιφερειακή κλίμακα κατά τις ημέρες καύσινα. Το γεγονός αυτό ενισχύει το συμπέρασμα ότι αυτές οι υπερβάσεις δεν είναι τοπικά φαινόμενα, αλλά αντικατοπτρίζουν ατμοσφαιρικές συνθήκες περιφερειακής κλίμακας που ευνοούν τον σχηματισμό O_3 , όπως έντονη ηλιακή ακτινοβολία, στάσιμες αέριες μάζες και αυξημένα επίπεδα ατμοσφαιρικών ρύπων. Οι ημέρες όπως η 24 Ιουλίου 2007 και η 1 Αυγούστου 2021 αποτελούν χαρακτηριστικά παραδείγματα τέτοιων ακραίων περιπτώσεων, με σχεδόν όλους τους ΣΠΠΑ να καταγράφουν τιμές $MDA8hO_3$ πάνω από το όριο των $120 \mu g/m^3$.

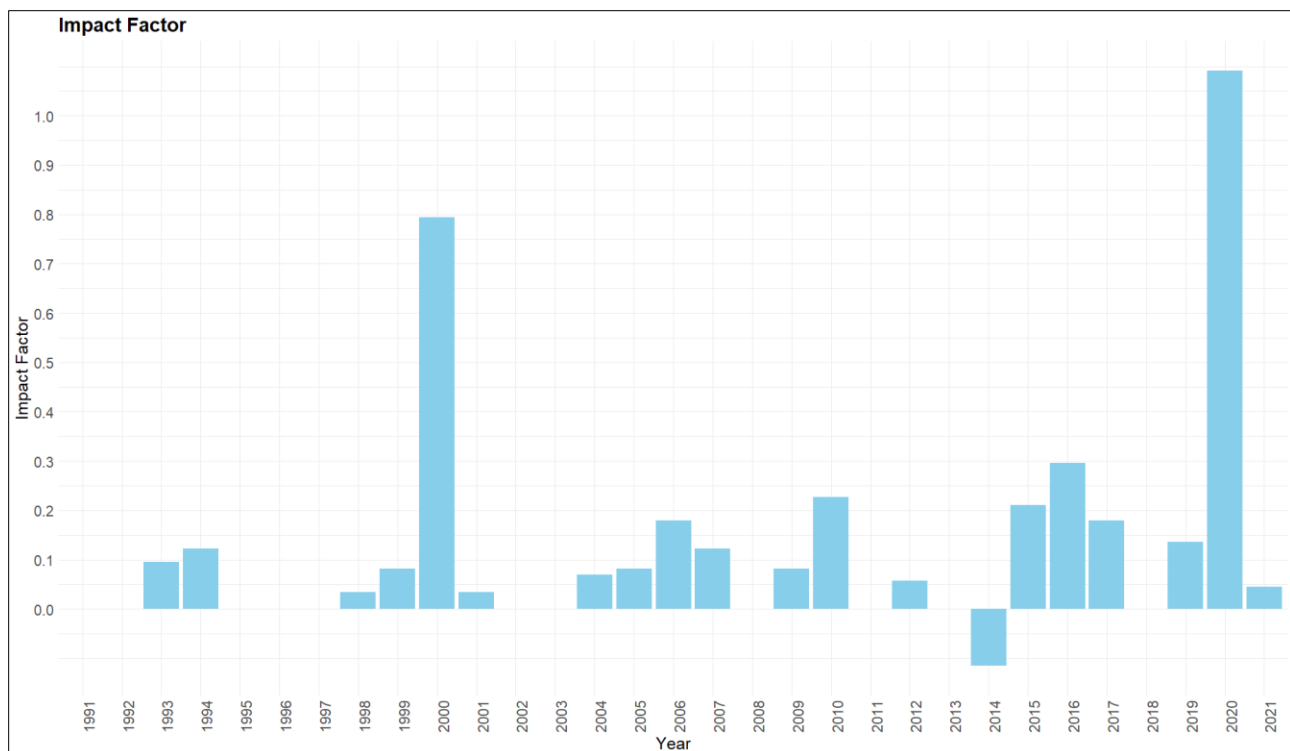


Σχήμα 2.11. Ημερολογιακό γράφημα (calendar plot) που απεικονίζει τη συνδυασμένη εμφάνιση υπέρβασης O₃ (MDA8hO₃ > 120 μg/m³) και ημερών καύσωνα, με τις μέγιστες θερμοκρασίες (25 °C – 40 °C) να αναπαρίστανται με χρωματική διαβάθμιση. Το μέγεθος των σημείων και το χρωματικό περίγραμμα υποδηλώνει εάν και τα δύο φαινόμενα συνέβησαν ταυτόχρονα σε μια συγκεκριμένη ημέρα κατά την υπό μελέτη περίοδο 1991 – 2021.

2.2.5.2 Συντελεστής Επίδρασης στα επεισόδια υψηλής ρύπανσης O₃

Για την ποσοτικοποίηση της επίδρασης των καυσώνων στα επεισόδια υψηλής ρύπανσης O₃ (MDA8hO₃ > 120 µg/m³), ακολουθείται η μεθοδολογία που έχει παρατεθεί, εστιάζοντας στις ημέρες με υψηλή ατμοσφαιρική ρύπανση από O₃ κατά τη θερινή περίοδο των ετών 1991–2021 και υπολογίζοντας τον Συντελεστή Επίδρασης των καυσώνων στην ενίσχυση της πιθανότητας επεισοδίων O₃, μέσω της σύγκρισης της πιθανότητας επεισοδίου (P_{event}) και της μέσης πιθανότητας (\bar{P}).

Η ανάλυση του Συντελεστή Επίδρασης, όπως παρουσιάζεται στο **Σχήμα 2.12**, παρέχει χρήσιμες πληροφορίες σχετικά με τη σοβαρότητα των υπερβάσεων O₃ σε σχέση με την αναμενόμενη πιθανότητα και τον αριθμό των καυσώνων. Με την πάροδο των ετών, ο Συντελεστής Επίδρασης παρουσίασε διακυμάνσεις. Για τα περισσότερα έτη, ο συντελεστής είναι I>0, γεγονός που υποδηλώνει ότι η πιθανότητα επεισοδίου (P_{event}) είναι μεγαλύτερη της μέσης πιθανότητας (\bar{P}) — δηλαδή, οι καύσωνες αυξάνουν την πιθανότητα εμφάνισης επεισοδίων O₃. Όσο μεγαλύτερη είναι η P_{event}, τόσο πιο ευαίσθητη είναι η ρύπανση από O₃ στους καύσωνες. Αυτό μπορεί να αντανakλά πιο έντονες αποκρίσεις σε υπερβάσεις του O₃ κατά τη διάρκεια καύσωνα. Επίσης, ενισχύεται η υπόθεση ότι οι καύσωνες όχι μόνο συμπίπτουν με αυξημένα επίπεδα συγκέντρωσης O₃, αλλά συμβάλλουν ενεργά στις συνθήκες που ευνοούν τις υπερβάσεις, ιδιαίτερα μέσω μηχανισμών όπως η στασιμότητα των αερίων μαζών, η αυξημένη φωτοχημική δραστηριότητα και οι ενισχυμένες εκπομπές πρόδρομων ουσιών. Οι σταθερά υψηλές τιμές της P_{event} (συχνά ίσες με 1.00) σε έτη με πολυάριθμες ημέρες καύσωνα και συνδυασμένες εμφανίσεις (π.χ. 1998–2001, 2004–2007, και 2010) αντανakλούν μια σχεδόν ντετερμινιστική σχέση μεταξύ ακραίων θερμοκρασιών και επεισοδίων O₃. Αντιθέτως, έτη με λίγους ή καθόλου καταγεγραμμένους καύσωνες (π.χ. 1991, 1992, 1995, 1996, 2002, 2008, 2011, 2013, 2018) παρουσίασαν σχετικά υψηλές υπερβάσεις O₃, αλλά δεν καταγράφεται πιθανότητα επεισοδίου (P_{event}) - γεγονός που υποδηλώνει είτε απουσία κοινού ελέγχου, είτε ότι οι καύσωνες δεν ήταν επαρκώς συχνοί, ώστε να αποδώσουν στατιστική συσχέτιση. Κατά συνέπεια η σχέση μεταξύ των δύο φαινομένων αντανakλά διαφορετική επιρροή ατμοσφαιρικών διεργασιών που ρυθμίζουν τόσο την εμφάνιση καυσώνων όσο και τα επεισόδια αυξημένων συγκεντρώσεων O₃.



Σχήμα 2.12. Ετήσια μεταβολή του Συντελεστή Επίδρασης (Impact Factor) για τη θερινή περίοδο (Ιούνιος–Αύγουστος) κατά τα έτη 1991–2021. Θετικές τιμές ($I > 0$) υποδηλώνουν έτη κατά τα οποία οι καύσωνες ενίσχυσαν την πιθανότητα υπέρβασης της τιμής O_3 ($MDA8hO_3 > 120 \mu g/m^3$), ενώ αρνητικές ή σχεδόν μηδενικές τιμές αντικατοπτρίζουν μικρή ή μηδενική ενίσχυση. Το σχήμα αναδεικνύει τη διαχρονική μεταβλητότητα και τον βαθμό συμβολής των καυσώνων σε αυξημένες συγκεντρώσεις O_3 .

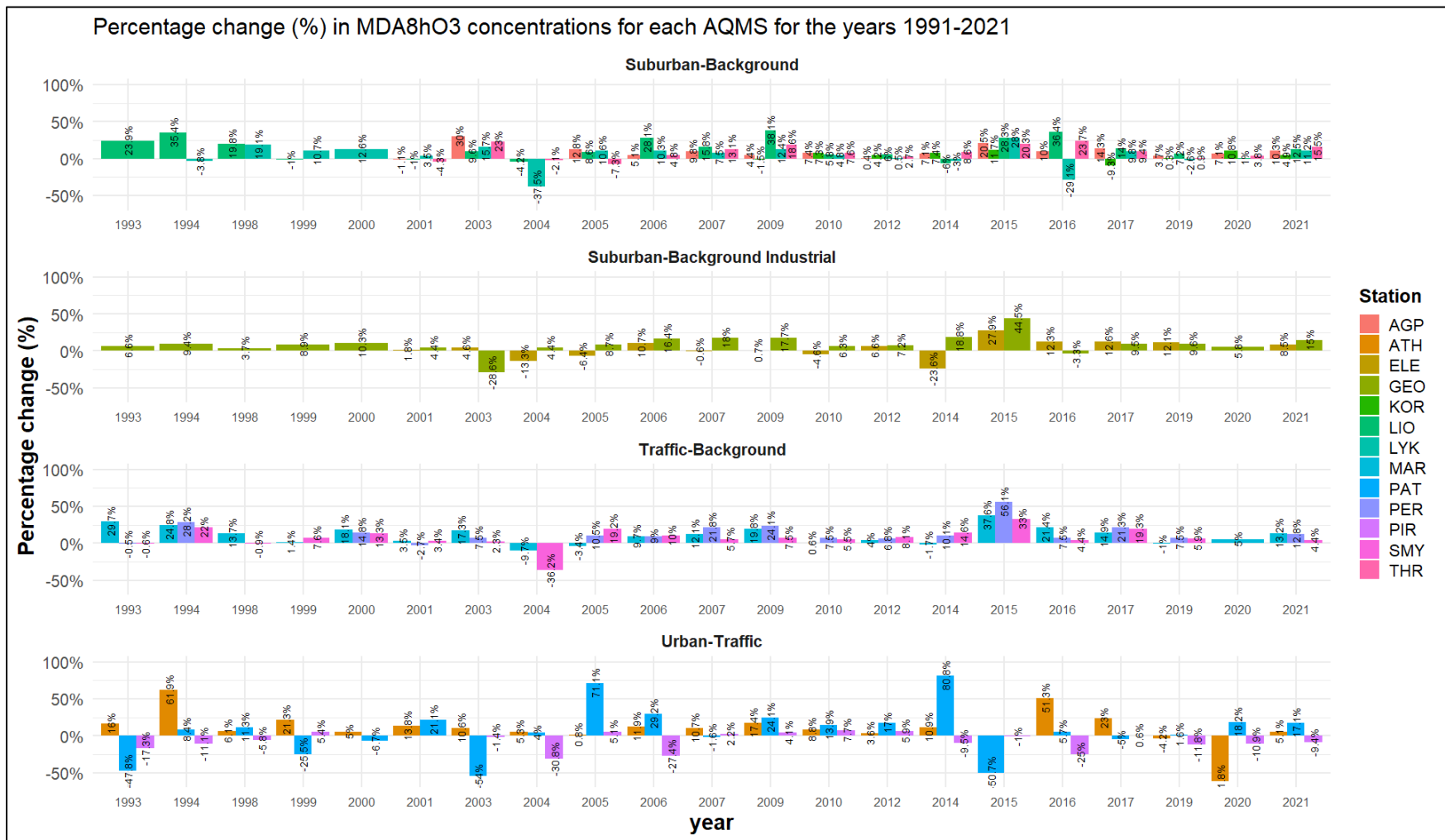
2.2.5.3 Ποσοστιαίες μεταβολές στις συγκεντρώσεις $MDA8hO_3$

Για να γίνει σύγκριση στις μέσες συγκεντρώσεις $MDA8hO_3$ μεταξύ των ομάδων συμβάντων (ταυτόχρονη εμφάνιση καύσωνα και υπέρβασης O_3) και μη-συμβάντων (μόνο υπερβάσεις O_3), υπολογίστηκαν οι ποσοστιαίες μεταβολές στις συγκεντρώσεις $MDA8hO_3$ (PC) βάσει της **Εξίσωσης 2.4**. Στο **Σχήμα 2.13**, παρουσιάζονται οι ποσοστιαίες μεταβολές (%) στις συγκεντρώσεις $MDA8hO_3$ μεταξύ της ομάδας συμβάντων και της ομάδας μη-συμβάντων για κάθε ΣΠΠΑ, για τη θερινή περίοδο των ετών 1991–2021.

Στις αρχές της δεκαετίας του 1990, οι αποκλίσεις μεταξύ των ΣΠΠΑ ήταν έντονες. Το 1993, ο ΣΠΠΑ ΡΑΤ παρουσίασε μείωση $-47,8\%$, ο ΣΠΠΑ ΡΙΡ $-17,3\%$, ενώ ο ΣΠΠΑ ΑΤΗ αύξηση $+16,0\%$. Το 1994 παρατηρήθηκαν γενικευμένες αυξήσεις, έως $+61,9\%$ στον ΑΤΗ, με σημαντικές θετικές μεταβολές και στους ΛΙΟ ($+35,4\%$), ΡΕΡ ($+28,2\%$), ΜΑΡ ($+24,8\%$) και ΣΜΥ ($+22,0\%$). Η περίοδος 1998–2001 έδειξε μεγαλύτερη ομοιομορφία στις αυξήσεις λόγω καυσώνων, στους ΣΠΠΑ ΛΙΟ ($+19,8\%$), ΛΥΚ ($+19,1\%$) και ΡΑΤ ($+11,3\%$), ενώ τα έτη 1999–2000 παρουσίασαν μικτές τάσεις, με $+21,3\%$ στον ΑΤΗ, και $-25,5\%$ στον ΡΑΤ. Μέχρι το 2001, η γενική τάση ήταν ουδέτερη έως μέτρια θετική, με $+21,1\%$ στον ΡΑΤ, υποδηλώνοντας ανάκαμψη σε επαναλαμβανόμενα επεισόδια καύσωνα. Κατά την περίοδο 2000–2010, η επίδραση των καυσώνων ήταν έντονη. Το 2003 εμφανίστηκαν ποικίλα πρότυπα, με μειώσεις στους ΣΠΠΑ ΡΑΤ ($-54,0\%$) και ΓΕΟ ($-28,6\%$), ενώ οι ΣΠΠΑ ΑΓΡ ($+30,0\%$), ΘΡ ($+23,0\%$) και ΛΙΟ ($+9,6\%$)

παρουσίασαν σημαντική αύξηση. Η περίοδος 2005–2007 χαρακτηρίζεται από ανάκαμψη και ενίσχυση, με αυξήσεις στους ΣΠΠΑ ΡΑΤ (+71,1%), ΡΕΡ (+10,5%) και ΣΜΥ (+19,2%), ενώ το 2006 σχεδόν όλοι οι ΣΠΠΑ κατέγραψαν θετικές μεταβολές, υπογραμμίζοντας την περιφερειακή επίδραση των καυσώνων. Η περίοδος 2009–2012 έδειξε σταθεροποίηση με αυξήσεις στους ΣΠΠΑ ΛΙΟ (+38,1%), ΡΕΡ (+24,1%), ΡΑΤ (+24,1%) και ΤΗΡ (+18,6%). Η περίοδος 2014–2017 παρουσίασε εκτεταμένα και έντονα επεισόδια καύσωνα, όπως αποτυπώνεται και στους ΣΠΠΑ ΡΑΤ (+80,8%), ΣΜΥ (+14,6%), ΡΕΡ (+56,1%), ΓΕΟ (+44,5%) και ΛΙΟ (+28,3%), υπογραμμίζοντας την ισχυρή και χωρικά εκτεταμένη επίδραση των κυμάτων καύσωνα. Το 2016 και το 2017 σημειώθηκαν επίσης σημαντικές αυξήσεις στους ΣΠΠΑ ΑΤΗ (+51,3%) και ΤΗΡ (+23,7%), επιβεβαιώνοντας τη συνέπεια των επιδράσεων σε διαφορετικούς τύπους ΣΠΠΑ. Τα έτη 2019–2021 επηρεάστηκαν από ανθρωπογενείς παράγοντες, όπως το lockdown του 2020, με μειώσεις στους ΣΠΠΑ ΑΤΗ (-61,8%) και ΡΙΡ (-10,9%), ενώ οι περιαστικοί ΣΠΠΑ ΑΓΡ (+7,1%) και ΚΟΡ (+10,8%) συνέχισαν να εμφανίζουν αύξηση. Το 2021, μετά το lockdown, σημειώθηκε ανάκαμψη, με μέτριες έως έντονες αυξήσεις στους ΛΙΟ (+12,5%), ΡΕΡ (+12,8%) και ΤΗΡ (+15,5%).

Οι περιφερειακές διαφοροποιήσεις στις διακυμάνσεις $MDA8hO_3$ είναι εμφανείς, όπως προκύπτει από τη σύγκριση των ποσοστιαίων μεταβολών μεταξύ των διαφορετικών κατηγοριών ΣΠΠΑ. Οι ΣΠΠΑ αστικής κυκλοφορίας παρουσίασαν τη μεγαλύτερη μεταβλητότητα στις αποκρίσεις $MDA8hO_3$, με ΣΠΠΑ όπως οι ΑΤΗ και ΡΙΡ να παρουσιάζουν μέτριες διαχρονικές μεταβολές και τον ΣΠΠΑ ΡΑΤ να παρουσιάζει ακραίες διακυμάνσεις. Οι ΣΠΠΑ υποβάθρου κυκλοφορίας, που επηρεάζονται λιγότερο από την οδική κυκλοφορία, τείνουν να παρουσιάζουν μέτριες τάσεις. Οι ΣΠΠΑ ΜΑΡ και ΡΕΡ συχνά κατέγραψαν θετικές μεταβολές, υποδηλώνοντας ότι παραμένουν ευαίσθητοι στη ρύπανση από οδική κυκλοφορία, αν και λιγότερο επιρρεπείς σε απότομες μεταβολές. Ωστόσο, υπήρξαν εξαιρέσεις, όπως ο ΣΠΠΑ ΜΑΡ που παρουσίασε αρνητικές τάσεις το 2004 και το 2019. Οι ΣΠΠΑ προαστιακού υποβάθρου, που βρίσκονται συνήθως σε οικιστικές περιοχές, εμφάνισαν μεικτά πρότυπα, με ΣΠΠΑ όπως οι ΛΥΚ και ΚΟΡ να παρουσιάζουν ισχυρές θετικές μεταβολές ορισμένα έτη. Ιδιαίτερα το 2015 και 2016, σημαντικές αυξήσεις στους περιαστικούς ΣΠΠΑ υποδηλώνουν τον αυξανόμενο ρόλο των καυσώνων στην συσσώρευση O_3 σε περιφερειακό επίπεδο. Οι βιομηχανικοί ΣΠΠΑ παρουσίασαν τις εντονότερες διαχρονικές μεταβολές, επηρεαζόμενοι από τη βιομηχανική δραστηριότητα και τις μετεωρολογικές συνθήκες. Ο ΣΠΠΑ ΓΕΟ κατέγραψε αύξηση +44,54% το 2015, ενώ ο ΣΠΠΑ ΕΛΕ εμφάνισε αρνητικές μεταβολές σε έτη όπως το 2001 και 2004, πιθανώς λόγω μεταβολών στην εφαρμογή κανονισμών ή λειτουργικών προτύπων στον βιομηχανικό τομέα. Συνολικά, τα ευρήματα υποδηλώνουν ότι οι συνδυασμένες επιδράσεις βιομηχανικών εκπομπών και συνθηκών καύσωνα δρουν παράλληλα στην ενίσχυση των συγκεντρώσεων O_3 , ειδικά κατά τη διάρκεια ακραίων μετεωρολογικών γεγονότων.



Σχήμα 2.13. Ποσοστιαία μεταβολή (%) στις συγκεντρώσεις MDA8hO₃ μεταξύ της ομάδας συμβάντων (ταυτόχρονη εμφάνιση καύσιωνα και υπέρβασης O₃) και της ομάδας μη-συμβάντων (μόνο υπέρβασεις O₃) για κάθε ΣΠΠΑ κατά τη θερινή περίοδο των ετών 1991–2021.

Ο **Πίνακας 2.10** παρουσιάζει την ετήσια ποσοστιαία μεταβολή (%) στις συγκεντρώσεις MDA8hO_3 μεταξύ της ομάδας συμβάντων (ταυτόχρονη εμφάνιση καύσωνα και υπέρβασης O_3) και της ομάδας μη-συμβάντων (μόνο υπερβάσεις O_3), κατά τη θερινή περίοδο των ετών 1991–2021. Τα δεδομένα αναδεικνύουν τη χωρική και χρονική μεταβλητότητα, με αξιοσημείωτες αυξήσεις να αντιστοιχούν συχνά σε έτη με καύσωνα, υπογραμμίζοντας τον ρόλο των ακραίων καιρικών φαινομένων στην ενίσχυση της φωτοχημικής ρύπανσης.

Πίνακας 2.10. Ετήσιες τάσεις στην ποσοστιαία μεταβολή (%) των συγκεντρώσεων MDA8hO_3 μεταξύ της ομάδας συμβάντων (ταυτόχρονη εμφάνιση καύσωνα και υπέρβασης O_3) και της ομάδας μη-συμβάντων (μόνο υπερβάσεις O_3), κατά τη θερινή περίοδο των ετών 1991–2021.

| Περίοδος | Σύνοψη Τάσεων |
|-----------|---|
| 1993–1994 | Πρώιμη ενίσχυση O_3 λόγω καυσώνων σε αστικές περιοχές, μικτή απόκριση σε προάστια. |
| 1998–2001 | Οι καύσωνες επηρέασαν ολόενα και περισσότερο, τόσο τις περιοχές υψηλής κυκλοφορίας όσο και τα προάστια. |
| 2003–2007 | Ισχυρή ενίσχυση O_3 λόγω καυσώνων, με εμφανείς περιφερειακές διαφοροποιήσεις. |
| 2009–2012 | Η επίδραση των καυσώνων συνεχίστηκε, αλλά ήταν μέτρια και αναδείχθηκε χωρική μεταβλητότητα. |
| 2014–2017 | Έντονη και εκτεταμένη επίδραση των καυσώνων σε όλους τους τύπους ΣΠΠΑ. |
| 2019–2021 | Η πανδημία COVID-19 διέκοψε τις τάσεις, ενώ η μετα-πανδημική ανάκαμψη επιβεβαίωσε την ευαισθησία του O_3 στους καύσωνες. |

2.2.5.4 Υπερβάσεις του ορίου ενημέρωσης (Information Threshold, IT) και του ορίου συναγερμού (Alert Threshold, AT) της συγκέντρωσης του O_3 κατά τη διάρκεια επεισοδίων καύσωνα

Στο πλαίσιο της διερεύνησης των υπερβάσεων των συγκεντρώσεων O_3 κατά τις περιόδους καύσωνα, εξετάστηκε η συχνότητα και η κατανομή των υπερβάσεων του οριακού επιπέδου πληροφόρησης (IT) και του οριακού επιπέδου συναγερμού (AT) για το O_3 σε όλους τους ΣΠΠΑ της Περιφέρειας Αττικής, κατά την περίοδο 1991–2021. Ειδικότερα, η ανάλυση επικεντρώθηκε στη σύγκριση των ημερών καύσωνα (HW), που ορίστηκαν βάσει των κριτηρίων του **κεφαλαίου 2.2.2** και αφορούν 172 ημέρες, με τις υπόλοιπες ημέρες να κατατάσσονται ως μη καύσωνας (non-HW).

Στον **Πίνακα 2.11** παρουσιάζονται τα αποτελέσματα για τις υπερβάσεις του IT. Από τα δεδομένα προκύπτει ότι οι ημέρες καύσωνα, παρά τον περιορισμένο αριθμό τους (172), παρουσιάζουν σημαντικά υψηλότερο ποσοστό υπερβάσεων σε σχέση με τις ημέρες μη καύσωνα, γεγονός που καταδεικνύει την ενίσχυση της ρύπανσης από O_3 κατά τις ακραίες θερμοκρασιακές συνθήκες. Οι ΣΠΠΑ με τις μεγαλύτερες συχνότητες υπερβάσεων κατά τις ημέρες καύσωνα είναι οι LIO (36 ημέρες, 20,9%), MAR (40 ημέρες, 23,3%) και SMY (37 ημέρες, 21,5%), με ποσοστά υπερβάσεων που ξεπερνούν το 20%.

Κατά τις ημέρες μη καύσωνα, ενώ ο αριθμός των ημερών είναι σαφώς μεγαλύτερος (ανάλογος με το συνολικό χρονικό διάστημα μείον τις ημέρες καύσωνα), το ποσοστό των υπερβάσεων είναι αισθητά χαμηλότερο, με τιμές που κυμαίνονται από 0,1% (KOR) έως 4,4% (LIO). Αυτό υπογραμμίζει την ισχυρή επίδραση των θερμοκρασιακών συνθηκών στην αυξημένη παραγωγή και συγκέντρωση O_3 .

Η κατηγοριοποίηση των ΣΠΠΑ αναδεικνύει ότι οι μεγαλύτερες επιβαρύνσεις κατά τις ημέρες καύσωνα παρατηρούνται στους Σταθμούς Υποβάθρου και ειδικότερα στους Περιαστικούς Σταθμούς Υποβάθρου,

ενώ οι Αστικοί Σταθμοί Κυκλοφορίας παρουσιάζουν σαφώς χαμηλότερες υπερβάσεις του ορίου ενημέρωσης (IT). Το φαινόμενο αυτό αποδίδεται στην αλληλεπίδραση μεταξύ των εκπομπών NO_x και της πιλοδότησης του O₃, όπως έχει αναφερθεί στο παρόν κεφάλαιο, καθώς και στη μεταφορά ατμοσφαιρικών ρύπων, η οποία ενισχύεται από τις μετεωρολογικές συνθήκες που επικρατούν κατά τη διάρκεια των καυσώνων. Εξάιρεση αποτελεί ο ΣΠΠΑ PIR, ο οποίος εμφανίζει ποσοστό υπέρβασης 2,9% κατά τη διάρκεια των ημερών καύσωνα. Οι Σταθμοί Υποβάθρου – Κυκλοφορίας παρουσιάζουν σημαντικά αυξημένα ποσοστά υπερβάσεων του IT κατά τις ημέρες καύσωνα, με τον SMY να φθάνει το 21,5% και τον MAR το 23,3%. Οι Περιαστικοί Σταθμοί Υποβάθρου εμφανίζουν τις υψηλότερες συχνότητες υπερβάσεων κατά τις ημέρες καύσωνα. Η κατηγορία αυτή βρίσκεται σε μεγαλύτερη απόσταση από τις κύριες πηγές εκπομπών NO_x, με αποτέλεσμα οι φωτοχημικές διεργασίες να ευνοούν τον σχηματισμό και τη συσσώρευση υψηλών συγκεντρώσεων O₃. Οι Περιαστικοί Σταθμοί Βιομηχανικού Τύπου παρουσιάζουν μέτριες έως υψηλές τιμές υπερβάσεων του IT κατά τις ημέρες καύσωνα (ELE = 10,5% και GEO = 16,9%). Οι περιοχές αυτές επηρεάζονται τόσο από τις βιομηχανικές εκπομπές όσο και από τη μεταφορά ατμοσφαιρικών ρύπων, ενώ η γεωγραφική τους θέση ευνοεί τη συσσώρευση του O₃ υπό συνθήκες έντονης ηλιοφάνειας.

Πίνακας 2.11. Υπερβάσεις του Οριακού Επιπέδου Πληροφόρησης (IT) για τις συγκεντρώσεις O₃ για τις ημέρες καύσωνα (HW) και μη-καύσωνα (non-HW) κατά την περίοδο 1991–2019, σε όλους τους ΣΠΠΑ. Οι υπερβάσεις δίνονται ως απόλυτος αριθμός και ως ποσοστό (%), ανά κατηγορία συνθηκών.

| ΣΠΠΑ | HW (ημέρες καύσωνα) | | Non-HW (ημέρες μη-καύσωνα) | |
|------|----------------------------|------------------------|----------------------------|------------------------|
| | Αριθμός ημερών με υπέρβαση | Ποσοστό υπερβάσεων (%) | Αριθμός ημερών με υπέρβαση | Ποσοστό υπερβάσεων (%) |
| AGP | 25 | 14,5 | 175 | 1,6 |
| ATH | 13 | 7,6 | 99 | 0,9 |
| ELE | 18 | 10,5 | 104 | 0,9 |
| GEO | 29 | 16,9 | 202 | 1,8 |
| KOR | 2 | 1,2 | 9 | 0,1 |
| LIO | 36 | 20,9 | 487 | 4,4 |
| LYK | 35 | 20,3 | 377 | 3,4 |
| MAR | 40 | 23,3 | 457 | 4,1 |
| PAT | 0 | 0 | 0 | 0,0 |
| PER | 30 | 17,4 | 181 | 1,6 |
| PIR | 5 | 2,9 | 141 | 1,3 |
| SMY | 37 | 21,5 | 326 | 2,9 |
| THR | 23 | 13,4 | 261 | 2,3 |

Στον **Πίνακα 2.12** παρουσιάζονται τα αποτελέσματα για τις υπερβάσεις του AT. Όπως και για τις υπερβάσεις του IT, οι υπερβάσεις του AT παρουσιάζουν σημαντικά υψηλότερο ποσοστό κατά τις ημέρες καύσωνα. Οι ΣΠΠΑ με τις μεγαλύτερες συχνότητες υπερβάσεων του AT κατά τις ημέρες καύσωνα είναι ο LYK που κατέγραψε 17 ημέρες με υπέρβαση (9,9%), έναντι 80 ημερών (0,72%) κατά τις ημέρες μη-καύσωνα. Αντίστοιχα, καταγράφηκαν 12 ημέρες (7%) έναντι 131 ημερών (1,17%) κατά τις ημέρες μη-καύσωνα. Η χωρική διαφοροποίηση των ΣΠΠΑ στις υπερβάσεις του AT ακολουθεί το μοτίβο που αναλύθηκε και για τις υπερβάσεις του IT, όπως είναι αναμενόμενο. Επίσης, υπάρχουν ΣΠΠΑ που δεν κατέγραψαν υπερβάσεις του AT κατά τις περιόδους καύσωνα (KOR και PIR). Η απουσία υπερβάσεων

του ΑΤ είναι διαφορετική για κάθε ΣΠΠΑ και μπορεί να αποδοθεί σε συνδυασμό φυσικών παραγόντων, όπως η χαμηλότερη φωτοχημική παραγωγή O_3 λόγω τοπικών μετεωρολογικών συνθηκών, η επίδραση της θαλάσσιας αύρας (για τον PIR) που οδηγεί σε αραιώση των συγκεντρώσεων O_3 και η παρουσία αυξημένων συγκεντρώσεων NO_x σε ορισμένες χρονικές περιόδους που οδηγούν σε χημική καταστροφή του O_3 .

Πίνακας 2.12. Υπερβάσεις του Επιπέδου Συναγερμού (ΑΤ) για τις συγκεντρώσεις O_3 για τις ημέρες καύσωνα (HW) και μη-καύσωνα (non-HW) κατά την περίοδο 1991–2019, σε όλους τους ΣΠΠΑ. Οι υπερβάσεις δίνονται ως απόλυτος αριθμός και ως ποσοστό (%), ανά κατηγορία συνθηκών.

| ΣΠΠΑ | HW | | Non-HW | |
|------|----------------------------|------------------------|----------------------------|------------------------|
| | Αριθμός ημερών με υπέρβαση | Ποσοστό υπερβάσεων (%) | Αριθμός ημερών με υπέρβαση | Ποσοστό υπερβάσεων (%) |
| AGP | 8 | 4,7 | 22 | 0,20 |
| ATH | 1 | 0,6 | 10 | 0,09 |
| ELE | 2 | 1,2 | 6 | 0,05 |
| GEO | 5 | 2,9 | 29 | 0,26 |
| KOR | 0 | 0,0 | 0 | 0,00 |
| LIO | 12 | 7,0 | 131 | 1,17 |
| LYK | 17 | 9,9 | 80 | 0,72 |
| MAR | 16 | 9,3 | 112 | 1,00 |
| PAT | 0 | 0,0 | 0 | 0,00 |
| PER | 3 | 1,7 | 12 | 0,11 |
| PIR | 0 | 0,0 | 9 | 0,08 |
| SMY | 5 | 2,9 | 18 | 0,16 |
| THR | 9 | 5,2 | 50 | 0,45 |

2.3 Συμπεράσματα

Στο **Κεφάλαιο 2**, η ολοκληρωμένη ανάλυση των τάσεων θερμοκρασίας και συγκεντρώσεων O_3 στην περιοχή της Αττικής κατά την τελευταία τριακονταετία (1991–2021), με ιδιαίτερη έμφαση στις περιόδους καύσωνα και στην επίδρασή τους στην ποιότητα του αέρα, αποκάλυψε σημαντικές μακροχρόνιες τάσεις τόσο στη θερμοκρασία όσο και στις συγκεντρώσεις O_3 , υπογραμμίζοντας την αυξανόμενη ένταση και συχνότητα εμφάνισης κυμάτων καύσωνα στην περιοχή.

Η εκτίμηση της τάσης μέσω της μεθόδου Theil–Sen για τα δεδομένα θερμοκρασίας καταδεικνύει μια σταθερή αυξητική τάση στη μέση ετήσια θερμοκρασία (T_{mean}), καθώς και στις ελάχιστες (T_{min}), μέγιστες (T_{max}) και στις τιμές της T_{95} της μέγιστης ημερήσιας θερμοκρασίας (T_{max}) κατά τους θερινούς μήνες. Οι τάσεις αυτές είναι στατιστικά σημαντικές ($p < 0,001$) και υποδηλώνουν ότι η περιοχή υφίσταται ήδη τις συνέπειες της κλιματικής αλλαγής και της θέρμανσης του πλανήτη, με πιθανές επιπτώσεις στη δημόσια υγεία, τη ζήτηση ενέργειας και την ανθεκτικότητα των φυσικών οικοσυστημάτων.

Η ανάλυση των συγκεντρώσεων O_3 αποκάλυψε ένα σύνθετο χωρικό πρότυπο. Ενώ προαστιακοί και βιομηχανικοί ΣΠΠΑ καταγράφουν αυξητικές τάσεις στις συγκεντρώσεις O_3 , οι ΣΠΠΑ αστικής κυκλοφορίας εμφανίζουν πτωτικές τάσεις, τόσο στις ετήσιες όσο και στις $MDA8hO_3$ συγκεντρώσεις. Αυτή η χωρική

ασυμμετρία αντανακλά τις περιφερειακές διαφορές στα πρότυπα εκπομπών και στις ατμοσφαιρικές διεργασίες των πρόδρομων ουσιών του O₃, όπως τα NO_x και VOCs.

Επιπλέον, εντοπίστηκε ισχυρή συσχέτιση μεταξύ καυσώνων και υπερβάσεων των ορίων του O₃, ιδιαίτερα κατά τη διάρκεια παρατεταμένων και έντονων επεισοδίων καύσωνα, όπως αυτά που σημειώθηκαν το 2007, 2012 και 2021. Η συσχέτιση αυτή αναδεικνύει τον διπλό αντίκτυπο των καυσώνων: αφενός στην ανθρώπινη υγεία μέσω της θερμικής καταπόνησης, και αφετέρου στην ποιότητα του αέρα λόγω της αύξησης των συγκεντρώσεων O₃. Η ανάλυση του Δείκτη Επίδρασης (Impact Factor) για την αλληλεπίδραση καύσωνα και ρύπανσης από O₃ καταδεικνύει ότι η πιθανότητα εμφάνισης επεισοδίων υψηλής ατμοσφαιρικής ρύπανσης κατά τη διάρκεια καύσωνα έχει αυξηθεί με την πάροδο του χρόνου. Το γεγονός αυτό υποδηλώνει ότι, όσο αυξάνεται η ένταση των καυσώνων, τόσο ενισχύεται η πιθανότητα εμφάνισης επιβλαβών επεισοδίων φωτοχημικής ρύπανσης.

Τέλος, οι παρατηρούμενες χωρικές διαφορές στην απόκριση των συγκεντρώσεων O₃ στα κύματα καύσωνα — ιδιαίτερα μεταξύ ΣΠΠΑ αστικής κυκλοφορίας, περιαστικών και βιομηχανικών — αναδεικνύουν τη σύνθετη αλληλεπίδραση μεταξύ μετεωρολογικών συνθηκών, γεωγραφικών χαρακτηριστικών και ανθρωπογενών εκπομπών.

Συνοψίζοντας, τόσο τα κύματα καύσωνα όσο και η ποιότητα του ατμοσφαιρικού αέρα στην περιοχή της Αττικής παρουσιάζουν σαφείς και συστηματικές μεταβολές κατά τις τελευταίες δεκαετίες. Η στατιστικά τεκμηριωμένη άνοδος της θερμοκρασίας, σε συνδυασμό με την αυξανόμενη συχνότητα, διάρκεια και ένταση των ακραίων θερμικών επεισοδίων, συμβάλλει καθοριστικά στην ενίσχυση των επεισοδίων φωτοχημικής ρύπανσης, ιδίως μέσω της αύξησης των συγκεντρώσεων του O₃. Τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης καταδεικνύουν ότι οι καύσωνες λειτουργούν ως «καταλύτες» που μεταβάλλουν τις φυσικοχημικές διεργασίες της τροπόσφαιρας, οδηγώντας σε συνθήκες αυξημένου και σύνθετου περιβαλλοντικού κινδύνου για τον αστικό πληθυσμό. Η έρευνα αναδεικνύει ότι οι παρατηρούμενες τάσεις δεν μπορούν να ερμηνευθούν αποκλειστικά μέσω της μεταβολής των εκπομπών, αλλά απαιτούν μια ολοκληρωμένη προσέγγιση που λαμβάνει υπόψη τη δυναμική αλληλεπίδραση μεταξύ κλιματικής αλλαγής, μετεωρολογίας και χωρικών προτύπων αστικοποίησης. Η διαφοροποιημένη απόκριση των συγκεντρώσεων O₃ μεταξύ αστικών, περιαστικών και βιομηχανικών περιοχών υπογραμμίζει τον μη γραμμικό χαρακτήρα της φωτοχημικής ρύπανσης και την ανάγκη για χωρικά στοχευμένες και επιστημονικά τεκμηριωμένες παρεμβάσεις. Παράλληλα, τα ευρήματα της μελέτης προσφέρουν ουσιαστική συμβολή στην κατανόηση των σύνθετων επεισοδίων (compound events), όπου η συν-εμφάνιση καύσωνα και αυξημένης ατμοσφαιρικής ρύπανσης επιτείνει τις επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία και στη λειτουργία του αστικού συστήματος.

Σε αυτό το πλαίσιο, η διερεύνηση των μηχανισμών που διέπουν τη σχέση θερμοκρασίας–ατμοσφαιρικής ρύπανσης καθίσταται αναγκαία, με ιδιαίτερη έμφαση στον ρόλο των πρόδρομων ατμοσφαιρικών ρύπων, της ατμοσφαιρικής στασιμότητας και της μεταβολής της μεγάλης κλίμακας ατμοσφαιρικής κυκλοφορίας σε περιφερειακό επίπεδο. Παράλληλα, η ανάπτυξη ολοκληρωμένων προγνωστικών εργαλείων και συστημάτων έγκαιρης προειδοποίησης κρίνεται απαραίτητη για την αποτελεσματική προστασία της δημόσιας υγείας. Σε επίπεδο πολιτικών παρεμβάσεων, τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης υπογραμμίζουν την ανάγκη μετάβασης από αποσπασματικές δράσεις σε ολιστικές και κλιματικά ευαίσθητες στρατηγικές, οι οποίες θα στοχεύουν ταυτόχρονα στον μετριασμό των επιπτώσεων των καυσώνων, στη μείωση των εκπομπών των πρόδρομων ουσιών του O₃ και στη βελτίωση της ανθεκτικότητας των αστικών περιοχών απέναντι στις επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής.

Κεφάλαιο 3 – Ατμοσφαιρική στασιμότητα και ποιότητα του αέρα

Εισαγωγή

Η ποιότητα του ατμοσφαιρικού αέρα στα αστικά περιβάλλοντα διαμορφώνεται σε μεγάλο βαθμό από τις επικρατούσες μετεωρολογικές και δυναμικές συνθήκες της κατώτερης τροπόσφαιρας. Μετεωρολογικές παράμετροι όπως η ταχύτητα και η κατεύθυνση του ανέμου, η παρουσία ή απουσία βροχόπτωσης και το ύψος του ΑΟΣ επηρεάζουν άμεσα τη διασπορά, τη μεταφορά και τη συσσώρευση των ατμοσφαιρικών ρύπων. Ιδιαίτερη σημασία έχουν οι συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας, κατά τις οποίες η οριζόντια και κατακόρυφη ανάμειξη της ατμόσφαιρας είναι περιορισμένη, οδηγώντας σε αυξημένη παραμονή των ατμοσφαιρικών ρύπων κοντά στην επιφάνεια. Σε τέτοιες περιπτώσεις, η ατμοσφαιρική κυκλοφορία χαρακτηρίζεται συχνά από επικράτηση αντικυκλωνικών συστημάτων, ασθενείς επιφανειακούς ανέμους και θερμοκρασιακές αναστροφές, συνθήκες που ευνοούν τη συσσώρευση τόσο πρωτογενών όσο και δευτερογενών ρύπων. Τα επεισόδια ατμοσφαιρικής στασιμότητας συνδέονται συχνά με σοβαρά περιστατικά υποβάθμισης της ποιότητας του ατμοσφαιρικού αέρα, ιδιαίτερα σε πυκνοδομημένες αστικές περιοχές.

Στο πλαίσιο της κλιματικής αλλαγής, η μεταβολή των προτύπων της ατμοσφαιρικής κυκλοφορίας και της βροχόπτωσης ενδέχεται να επηρεάσει τη συχνότητα και τη διάρκεια των επεισοδίων ατμοσφαιρικής στασιμότητας, ενισχύοντας έμμεσα τη ρύπανση στις αστικές περιοχές. Η συστηματική μελέτη της ατμοσφαιρικής στασιμότητας και της σχέσης της με τα επίπεδα ατμοσφαιρικής ρύπανσης καθίσταται, επομένως, απαραίτητη για την κατανόηση των φυσικών μηχανισμών που διέπουν τα επεισόδια ατμοσφαιρικής ρύπανσης και για την πληρέστερη μελέτη των ακραίων φαινομένων που εξετάστηκαν στο προηγούμενο κεφάλαιο.

Σκοπός του παρόντος κεφαλαίου είναι η διερεύνηση της επίδρασης της ατμοσφαιρικής στασιμότητας και των σχετικών μετεωρολογικών συνθηκών στη διαμόρφωση της ποιότητας του ατμοσφαιρικού αέρα στην Ελλάδα. Ειδικότερα, η μελέτη επιδιώκει:

- τον προσδιορισμό και τον χαρακτηρισμό των επεισοδίων ατμοσφαιρικής στασιμότητας με βάση μετεωρολογικά κριτήρια,
- τη διερεύνηση της χρονικής μεταβλητότητας και της εποχικότητας των φαινομένων ατμοσφαιρικής στασιμότητας,
- την αξιολόγηση της επίδρασης της ατμοσφαιρικής στασιμότητας στις συγκεντρώσεις επιλεγμένων ατμοσφαιρικών ρύπων,
- τη διερεύνηση των διαφοροποιήσεων στην απόκριση των ατμοσφαιρικών ρύπων, ανάλογα με το είδος τους και τα χαρακτηριστικά της περιοχής μελέτης,
- τη σύνδεση των αποτελεσμάτων με τις ευρύτερες μετεωρολογικές και δυναμικές διεργασίες της κατώτερης τροπόσφαιρας.

3.1 Δεδομένα και Μεθοδολογία

3.1.1 Δεδομένα

Οι συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων συλλέχθηκαν από όλους τους διαθέσιμους ΠΠΑ του ΕΔΓΠΑΡ στην Περιφέρεια Αττικής, για την περίοδο 1991–2021. Εκτενής ανάλυση των ΣΠΠΑ παρουσιάζεται στο **κεφάλαιο 2.2**.

Επίσης, χρησιμοποιήθηκαν τα δεδομένα του μετεωρολογικού και ακτινομετρικού σταθμού του ΕΑΑ, ο οποίος βρίσκεται στον Λόφο των Νυμφών στο Θησείο. Χρησιμοποιήθηκαν ωριαία δεδομένα θερμοκρασίας αέρα (T), σχετικής υγρασίας (RH), ταχύτητας του ανέμου (ws) και διεύθυνσης ανέμου (wd) για την περίοδο 1991–2021.

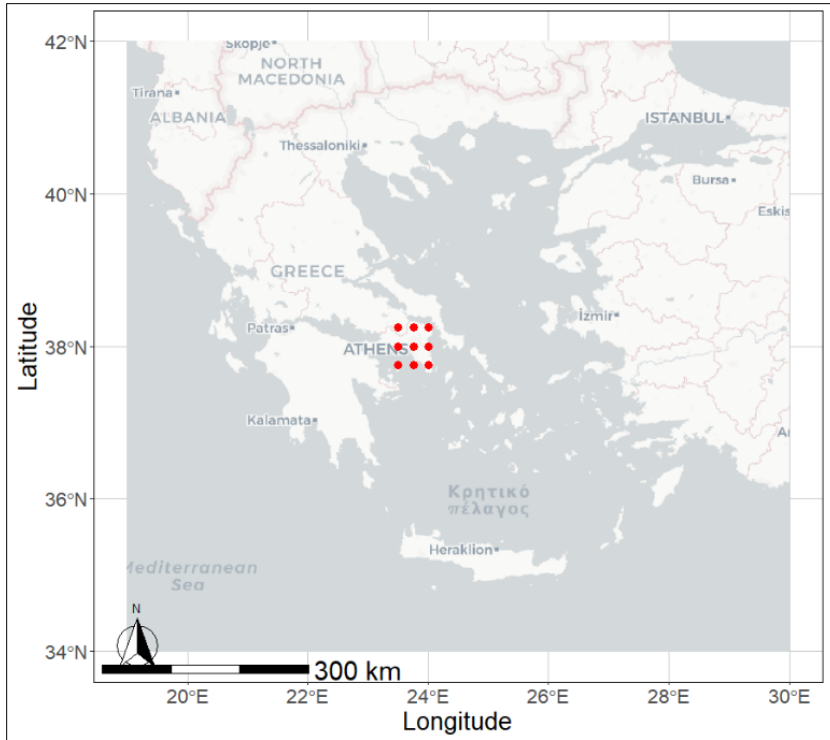
Για την εκτίμηση της σχέσης μεταξύ των ατμοσφαιρικών ρύπων και της ατμοσφαιρικής στασιμότητας, χρησιμοποιήθηκαν τα μετεωρολογικά δεδομένα από το ECMWF (European Centre for Medium-Range Weather Forecast) Reanalysis v5 (ERA5), που υλοποιήθηκε από την υπηρεσία Copernicus Climate Change Service (C3S). Η επανάλυση συνδυάζει δεδομένα μοντέλων με παρατηρήσεις από όλο τον κόσμο σε ένα πλήρες και συνεπές σύνολο δεδομένων, όπου ανά συγκεκριμένο χρονικό διάστημα (12 ώρες στο ECMWF) μια προηγούμενη πρόγνωση συνδυάζεται με νέες διαθέσιμες παρατηρήσεις, για να παραχθεί μια νέα βέλτιστη εκτίμηση της κατάστασης της ατμόσφαιρας που ονομάζεται ανάλυση. Η επανάλυση λειτουργεί με τον ίδιο τρόπο, αλλά με μειωμένη ανάλυση, για να επιτρέψει την παροχή ενός συνόλου δεδομένων που εκτείνεται σε αρκετές δεκαετίες. Η επανάλυση δεν υπόκειται στον περιορισμό της έγκαιρης έκδοσης προβλέψεων, επιτρέποντας περισσότερο χρόνο για τη συλλογή και επεξεργασία παρατηρήσεων. Επιπλέον, για παλαιότερες χρονικές περιόδους, είναι δυνατή η ενσωμάτωση βελτιωμένων εκδόσεων των αρχικών παρατηρήσεων, γεγονός που ενισχύει περαιτέρω την ποιότητα του προϊόντος.

Το ERA5 παρέχει ωριαίες εκτιμήσεις για μεγάλο αριθμό ατμοσφαιρικών, χερσαίων και ωκεάνιων κλιματικών μεταβλητών, από τον Ιανουάριο του 1940 έως και σήμερα. Τα δεδομένα καλύπτουν τον πλανήτη σε πλέγμα 27,5 Km, ενώ παράλληλα αναλύουν την ατμόσφαιρα σε 137 επίπεδα από την επιφάνεια μέχρι και 80 Km. Με χωρική ανάλυση $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ γεωγραφικό πλάτος και μήκος (περίπου 27,5 km), το ERA5 προσφέρει την υψηλότερη χωροχρονική ανάλυση και παρέχει παγκόσμια κάλυψη. Επίσης, το γεγονός ότι οι τιμές του ERA5 reanalysis εκτείνονται από το 1940 έως και σήμερα, είναι ένα μεγάλο πλεονέκτημα, καθώς προσφέρουν μεγάλο χρονικό εύρος δεδομένων, τα οποία προέρχονται από τον συνδυασμό παρατηρήσεων από προηγούμενες βραχυπρόθεσμες μετεωρολογικές προβλέψεις που επανεκτελούνται με σύγχρονα μοντέλα πρόβλεψης καιρού.

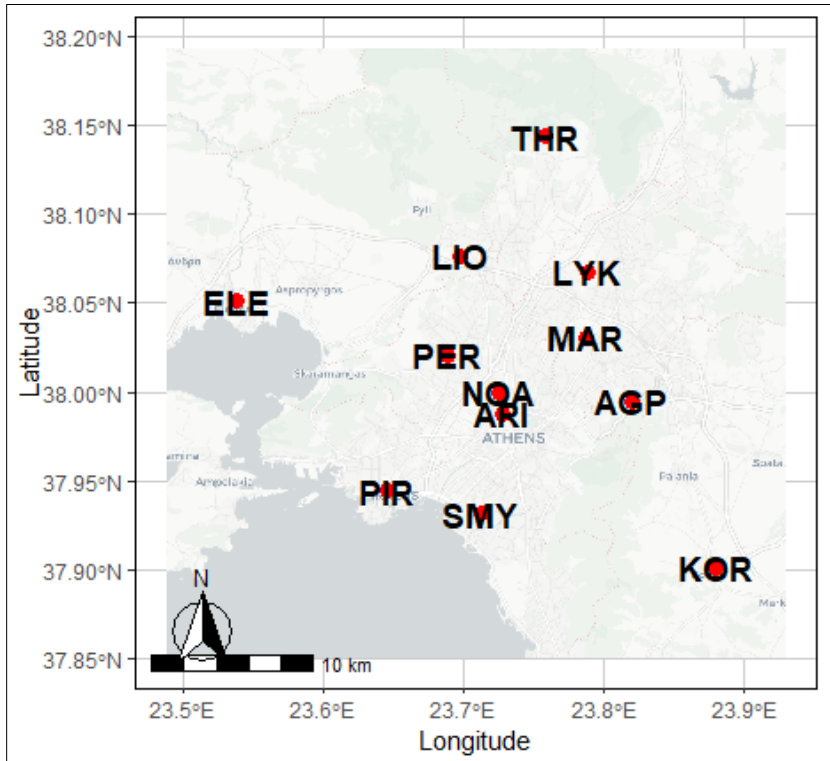
Για τους σκοπούς της παρούσας μελέτης, χρησιμοποιήθηκαν δυο datasets από το ERA5 για τη χρονική περίοδο 1991–2021: **(α)** ωριαία δεδομένα ERA5 σε μεμονωμένα επίπεδα από το 1940 έως σήμερα (ERA5 hourly data on single levels from 1940 to present) και **(β)** ωριαία δεδομένα ERA5 σε επίπεδα πίεσης από το 1940 έως σήμερα (ERA5 hourly data on pressure levels from 1940 to present), από τα οποία ανακτήθηκαν οι παρακάτω μετεωρολογικές παράμετροι:

1. U-συνιστώσα του ανέμου (m/s) και V-συνιστώσα του ανέμου (m/s) στα 10 m
2. U-συνιστώσα του ανέμου (m/s) και V-συνιστώσα του ανέμου (m/s) στα 500 hPa
3. Συνολικός υετός (m)
4. Ύψος Ατμοσφαιρικού Οριακού Στρώματος (m)

Η περιοχή μελέτης καλύπτει την Περιφέρεια της Αττικής σε μια επικράτεια μεταξύ $23^\circ\Delta$ – $24,5^\circ\Delta$ και $37,5^\circ\text{B}$ – $38,5^\circ\text{B}$, όπως φαίνεται στο **Σχήμα 3.1(α)**. Στο **Σχήμα 3.1 (α)**, καταγράφονται τα 9 σημεία πλέγματος που ελήφθησαν από το ERA-5 σε αυτήν την περιοχή και όλοι οι ΣΠΠΑ που περιλαμβάνονται εντός αυτών των σημείων πλέγματος στο **Σχήμα 3.1 (β)**. Ο τομέας είναι αντιπροσωπευτικός της Περιφέρειας της Αττικής.



(α)



(β)

Σχήμα 3.1. (α) Χάρτης της Ελλάδας που υποδεικνύει τη θέση των σημείων πλέγματος επανανάλυσης ERA-5 που χρησιμοποιήθηκαν στη μελέτη και (β) Λεπτομερής χάρτης της περιοχής της Αττικής που δείχνει τη θέση των ΣΠΠΑ που χρησιμοποιήθηκαν στη μελέτη.

Τα ωριαία μετεωρολογικά δεδομένα της επανανάλυσης ERA5 ανακτήθηκαν αρχικά σε μορφή GRIB (GRIBdd Binary), η οποία αποτελεί μορφή αποθήκευσης δεδομένων πεδίου που χρησιμοποιείται ευρέως στη μετεωρολογία. Η επεξεργασία και μετατροπή των δεδομένων σε αναγνώσιμη μορφή (Excel) πραγματοποιήθηκε με τη χρήση της γλώσσας προγραμματισμού R.

Τα δεδομένα που εξήχθησαν από τα GRIB αρχεία οργανώθηκαν σε χρονικές σειρές και στη συνέχεια μετατράπηκαν σε μορφή Excel (.xlsx) για ευκολότερη επεξεργασία και ανάλυση μέσω άλλων εργαλείων ή παρουσίαση. Τα ωριαία δεδομένα ERA-5 είναι διαθέσιμα σε ώρα UTC, επομένως για να διευκολυνθεί η ανάλυση, έγινε μετατροπή της ώρας UTC σε τοπική ζώνη ώρας (Αθήνα/Ελλάδα).

Σε ό,τι αφορά στην ταχύτητα του ανέμου, υπολογίστηκε για κάθε πλεγματοεικό σημείο η ταχύτητα του ανέμου στα 10 m και στα 500 hPa ως εξής:

$$u = \sqrt{U_{\text{component of wind}}^2 + V_{\text{component of wind}}^2} \quad (\text{Εξίσωση 3.1})$$

όπου U και V είναι οι ζωνικές (zonal) και μεσημβρινές (meridional) συνιστώσες της ταχύτητας του ανέμου.

Στη συνέχεια, οι ημερήσιοι μέσοι όροι της ταχύτητας του ανέμου στα 10 m και στα 500 hPa υπολογίστηκαν με τον μέσο όρο των ωριαίων τιμών. Η ημερήσια τιμή του υετού υπολογίστηκε ως το άθροισμα των ωριαίων τιμών του υετού για κάθε ημερολογιακή ημέρα. Για διευκόλυνση της ανάλυσης και ευθυγράμμιση με τις συνήθειες μετεωρολογικές πρακτικές, οι τιμές μετατράπηκαν σε χιλιοστά (mm).

3.1.2 Δείκτης στασιμότητας του ατμοσφαιρικού αέρα (Air Stagnation Index)

Η στασιμότητα της ατμόσφαιρας προσδιορίζεται με βάση τον Δείκτη Ατμοσφαιρικής Στασιμότητας (Air Stagnation Index - ASI) του Εθνικού Κέντρου Κλιματικών Δεδομένων των Η.Π.Α., όπως αρχικά προτάθηκε από τους Wang και Angell (1999) και μεταγενέστερα προσαρμόστηκε και αναδιατυπώθηκε από τις εργασίες του Horton et al. (2012, 2014). Ο ASI αποτελεί έναν από τους πλέον καθιερωμένους δείκτες που χρησιμοποιούνται στη μελέτη της σχέσης μεταξύ των μετεωρολογικών συνθηκών και της ποιότητας του αέρα υπό την επίδραση της ατμοσφαιρικής στασιμότητας (Horton et al., 2012; Horton et al., 2014; Huang et al., 2017; Maddison et al., 2021).

Σύμφωνα με τον ορισμό του ASI, σε μια ημέρα θεωρείται πως επικρατούν στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, όταν σε ένα πλεγματοεικό σημείο πληρούνται ταυτόχρονα και οι τρεις ακόλουθες προϋποθέσεις:

1. η ταχύτητα του ανέμου κοντά στην επιφάνεια του εδάφους (10 m) είναι μικρότερη από 3,2 m/s
2. η ταχύτητα του ανέμου στο επίπεδο των 500 hPa είναι μικρότερη από 13,0 m/s
3. το ημερήσιο αθροιστικό ύψος υετού είναι μικρότερο από 1,0 mm.

Για τον υπολογισμό του δείκτη ASI, η αξιολόγηση των συνθηκών ατμοσφαιρικής στασιμότητας πραγματοποιήθηκε αρχικά σε ημερήσια βάση για κάθε πλεγματοεικό σημείο ξεχωριστά, σύμφωνα με τα τρία παραπάνω κριτήρια. Στη συνέχεια, για τη χωρική αποτίμηση της ατμοσφαιρικής στασιμότητας στην περιοχή μελέτης, εφαρμόστηκε αυστηρό κριτήριο ταυτόχρονης ικανοποίησης των συνθηκών σε παράθυρο 3×3 πλεγματοεικών σημείων. Μια ημέρα χαρακτηρίστηκε ως ημέρα ατμοσφαιρικής στασιμότητας, μόνο όταν και τα 9 πλεγματοεικά σημεία ικανοποιούν τα κριτήρια του ASI.

3.1.3 Δείκτης έντασης ατμοσφαιρικής στασιμότητας (Air Stagnation Intensity Index)

Για την ποσοτικοποίηση της έντασης της στασιμότητας του ατμοσφαιρικού αέρα, ορίστηκε ο δείκτης Air Stagnant Intensity Index (S_n) (Xie et al., 2021).

Ο δείκτης S_n προσδιορίζεται από την **Εξίσωση 3.2**:

$$S_n = \sum_{i=1}^3 \frac{A_i - B_i}{A_i} \quad (\text{Εξίσωση 3.2})$$

όπου το A_i υποδηλώνει το κατώφλι της i μετεωρολογικής μεταβλητής και το B_i είναι η ακριβής ημερήσια τιμή της μετεωρολογικής μεταβλητής i .

Συγκεκριμένα, η τιμή της A_1 για την ταχύτητα ανέμου στα 500 hPa ορίζεται ως 13 m/s, η τιμή της A_2 για την ταχύτητα ανέμου 10 m είναι 3,2 m/s και η τιμή της A_3 για τον υετό είναι 1 mm. Οι υψηλές τιμές S_n αντιπροσωπεύουν ισχυρή ένταση στασιμότητας του ατμοσφαιρικού αέρα.

3.1.4 Στατιστική ανάλυση δεδομένων

Η μεθοδολογία που εφαρμόστηκε στοχεύει στη διερεύνηση της σχέσης ανάμεσα στις συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας και τις συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων, καθώς και των μετεωρολογικών μεταβλητών για τη χρονική περίοδο 1991-2021. Ο σκοπός της μελέτης είναι, κυρίως, η αξιοποίηση του ASI για τη συσχέτισή του με (α) τις επικρατούσες μετεωρολογικές συνθήκες και (β) την ποιότητα του ατμοσφαιρικού αέρα. Το πρώτο βήμα επικεντρώθηκε στην ανάλυση της συχνότητας εμφάνισης περιόδων με στάσιμες και μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, σύμφωνα με την κατηγοριοποίηση των ημερών με τον δείκτη ASI. Για την αξιολόγηση των ημερών με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, δημιουργήθηκαν γραφήματα (ραβδογράμματα) για την ετήσια κατανομή των μεταβλητών. Ιδιαίτερη έμφαση δόθηκε στις θερινές περιόδους, όπου η συνδυασμένη επίδραση της υψηλών θερμοκρασιών και της μειωμένης ατμοσφαιρικής κυκλοφορίας ενδέχεται να επιδεινώνει σημαντικά τις συνθήκες ατμοσφαιρικής ρύπανσης. Η παρατήρηση της εποχικής επανάληψης ή ενίσχυσης των στάσιμων περιόδων αποτέλεσε κρίσιμο βήμα για τη διερεύνηση των κλιματικών παραμέτρων που επηρεάζουν άμεσα τη συγκέντρωση των ατμοσφαιρικών ρύπων στην κατώτερη τροπόσφαιρα.

Συγκεκριμένα, η ανάλυση εστίασε στη μελέτη της συσχέτισης μεταξύ υψηλών θερμοκρασιών κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού και της συχνότητας εμφάνισης ημερών με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Για τη διερεύνηση των ενδεχόμενων διαφορών στις θερμοκρασιακές μεταβλητές μεταξύ ημερών με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες και ημερών με μη στάσιμες συνθήκες, εφαρμόστηκε ο έλεγχος t του Student (t -test). Επίσης, εφαρμόστηκε ο έλεγχος ανεξαρτησίας χ^2 , για να διερευνηθεί η στατιστικά σημαντική συσχέτιση μεταξύ της ατμοσφαιρικής στασιμότητας και της εμφάνισης καύσωνα. Η θερμοκρασία και η ατμοσφαιρική στασιμότητα είναι στενά συνδεδεμένες. Οι υψηλές θερμοκρασίες με παρατεταμένη ένταση και διάρκεια το καλοκαίρι συμβάλλουν στη δημιουργία συνθηκών ατμοσφαιρικής στασιμότητας, όπου "θόλοι" θερμού αέρα (heat domes) παγιδεύουν ατμοσφαιρικούς ρύπους (όπως PM και O_3) στην κατώτερη τροπόσφαιρα.

Για τον εντοπισμό και ποσοτικό προσδιορισμό πιθανών τάσεων στις χρονοσειρές των μεταβλητών, χρησιμοποιήθηκε ο Theil–Sen estimator (**Κεφάλαιο 2**) για την εκτίμηση της γραμμικής τάσης (κλίσης) διαχρονικά, ενώ για τον έλεγχο στατιστικής σημαντικότητας της τάσης εφαρμόστηκε ο μη παραμετρικός έλεγχος Mann–Kendall. Ο συνδυασμός των δύο αυτών μεθόδων είναι ευρέως διαδεδομένος στη συνδυαστική μελέτη της ατμοσφαιρικής ρύπανσης και των μακροχρόνιων κλιματικών τάσεων, καθώς

είναι μη παραμετρικοί στατιστικοί έλεγχοι και είναι ανθεκτικοί σε ακραίες τιμές και ασυμμετρίες (Boleti et al., 2019; Evagelopoulos et al., 2022a; Evagelopoulos et al., 2022b; Khomsi et al., 2022). Επίσης, διεξήχθησαν στατιστικές αναλύσεις για την ερμηνεία της σχέσης ανάμεσα σε κρίσιμες μετεωρολογικές μεταβλητές και την πιθανότητα εμφάνισης ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Οι αναλύσεις αυτές πραγματοποιήθηκαν τόσο συνολικά για το έτος όσο και ανά εποχή, ώστε να εντοπιστούν εποχικές διαφοροποιήσεις και πρότυπα. Συγκεκριμένα, εφαρμόστηκε εκτίμηση της πυκνότητας κατανομής με χρήση πυρήνα (Kernel Density Estimation, KDE) για τις συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων, με σκοπό να μελετηθούν οι διαφορές των επιπέδων τους ανάμεσα σε στάσιμες και μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες. Οι κατανομές απεικονίστηκαν μέσω καμπυλών πυκνότητας για τους 4 διαφορετικούς τύπους ΣΠΠΑ. Για τη στατιστική επιβεβαίωση των διαφορών στις συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων μεταξύ των δύο καταστάσεων, εφαρμόστηκε ο μη παραμετρικός έλεγχος Mann–Whitney U, με προσαρμογή για πολλαπλές συγκρίσεις μέσω του κριτηρίου Bonferroni.

Στη συνέχεια, πραγματοποιήθηκαν στοχευμένες οπτικοποιήσεις και συσχετίσεις μεταξύ μεταβλητών. Διερευνήθηκε η συσχέτισή τους με μετεωρολογικούς παράγοντες, με ιδιαίτερη έμφαση στην ταχύτητα και διεύθυνση του ανέμου, με χρήση μεθόδου διπαραμετρικής οπτικοποίησης (bivariate wind plots), η οποία μπορεί να παρέχει πληροφορίες για τη χωρική προέλευση των πηγών σε τοπικό-μέσο περιοχικό επίπεδο (Grange et al., 2016). Με χρήση του πακέτου “openair”, δημιουργήθηκαν διπαραμετρικά διαγράμματα συσχέτισης των συγκεντρώσεων των ατμοσφαιρικών ρύπων με τη διεύθυνση και την ταχύτητα του ανέμου (wind rose diagrams), για την απεικόνιση των ατμοσφαιρικών ρύπων υπό στάσιμες και μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες. Επιπλέον, μέσω του πακέτου “corrplot”, υπολογίστηκαν οι συντελεστές r συσχέτισης του Pearson μεταξύ των μετεωρολογικών μεταβλητών και των συγκεντρώσεων των ατμοσφαιρικών ρύπων (Begou et al., 2023).

Το δεύτερο στάδιο της ανάλυσης επικεντρώθηκε στην ποσοτική αποτίμηση της έντασης της στασιμότητας του ατμοσφαιρικού αέρα μέσω του δείκτη έντασης ατμοσφαιρικής στασιμότητας S_n . Ο εν λόγω δείκτης παρέχει μια συνεχή μεταβλητή που εκφράζει τον βαθμό στασιμότητας, επιτρέποντας τη διχοτόμηση των ημερών (στάσιμες/μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες), αλλά και την αξιολόγηση της έντασης του φαινομένου.

Οι κατανομές του S_n σε στάσιμες και μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες απεικονίστηκαν με εκτίμηση πυκνότητας κατανομής (KDE), αναδεικνύοντας τη διακύμανση της τιμής του δείκτη μεταξύ των δύο καθεστώτων. Για τις προαναφερθείσες συσχετίσεις, διεξήχθη ανάλυση παλινδρόμησης και σύνθετη ανάλυση, που εκτελέστηκαν σε ετήσια βάση και για κάθε εποχή, για να γίνει η διερεύνηση των σχέσεων μεταξύ των μετεωρολογικών παραμέτρων και του ASI και των συγκεντρώσεων των ατμοσφαιρικών ρύπων. Για την ποσοτικοποίηση των επιπτώσεων της ατμοσφαιρικής στασιμότητας στην ποιότητα του αέρα, υπολογίστηκαν οι ποσοστιαίες μεταβολές στις συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων (PC, Pollutant Concentration) κατά τη διάρκεια της περιόδου με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, με βάση την **Εξίσωση 3.3**:

$$PC (\%) = \frac{C_{stagnant} - C_{non-stagnant}}{C_{non-stagnant}} \times 100 \% \text{ (Εξίσωση 3.3)}$$

όπου το $C_{stagnant}$ αντιπροσωπεύει τις μέσες συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων κατά τη διάρκεια των ημερών με συνθήκες στασιμότητας και το $C_{non-stagnant}$ αντιπροσωπεύει τις μέσες συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων κατά τη διάρκεια των ημερών χωρίς στασιμότητα.

Η ανάλυση περιλάμβανε τα εξής βήματα:

1. Καταγραφή και ανάλυση της συχνότητας εμφάνισης ημερών με στάσιμες και μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, με βάση τον ASI. Η ανάλυση εστίασε στην ετήσια και εποχική κατανομή των φαινομένων ατμοσφαιρικής στασιμότητας, ώστε να εντοπιστούν πιθανές μεταβολές και τάσεις στον χρόνο, καθώς και να διερευνηθεί η σύνδεσή τους με θερμές περιόδους, ιδίως κατά το καλοκαίρι.
2. Διερεύνηση της έντασης των στάσιμων ατμοσφαιρικών συνθηκών μέσω του δείκτη S_n . Η κατανομή του δείκτη μελετήθηκε και απεικονίστηκε με τεχνικές εκτίμησης πυκνότητας (KDE), ενώ η διαφορά μεταξύ στασιμότητας και μη-στασιμότητας επιβεβαιώθηκε με στατιστικά τεστ σημαντικότητας. Η τιμή του S_n συσχετίστηκε με τις συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων, επιτρέποντας την αξιολόγηση της επίδρασης της στασιμότητας στην ποιότητα του αέρα.
3. Διερεύνηση της σχέσης μεταξύ κρίσιμων μετεωρολογικών μεταβλητών, του δείκτη S_n και των συγκεντρώσεων των ατμοσφαιρικών ρύπων. Οι αναλύσεις πραγματοποιήθηκαν σε ετήσια και εποχική βάση, με εφαρμογή γραμμικής παλινδρόμησης, συσχετίσεων Pearson και πολυμεταβλητών αναλύσεων. Οι οπτικοποιήσεις περιλάμβαναν πολικά διαγράμματα και πίνακες συσχετίσεων, με στόχο την αναγνώριση κοινών προτύπων και εξαρτήσεων.
4. Ποσοτική εκτίμηση της επίδρασης της ατμοσφαιρικής στασιμότητας στην ποιότητα του αέρα, μέσω του υπολογισμού της ποσοστιαίας μεταβολής στις συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων τις ημέρες με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες.

Παρακάτω παρατίθενται αναλυτικά οι στατιστικές μέθοδοι που χρησιμοποιήθηκαν:

- **Ο έλεγχος t του Student (t-test)** αποτελεί μια παραμετρική στατιστική μέθοδο, η οποία χρησιμοποιείται για τη διερεύνηση της ύπαρξης στατιστικά σημαντικής διαφοράς μεταξύ μέσων όρων αριθμητικών μεταβλητών. Ο έλεγχος αυτός στηρίζεται στην υπόθεση ότι τα δεδομένα ακολουθούν κατά προσέγγιση κανονική κατανομή και εφαρμόζεται όταν επιδιώκεται η σύγκριση δύο ομάδων παρατηρήσεων ή ενός δείγματος σε σχέση με μια γνωστή τιμή. Ο έλεγχος βασίζεται στη διαφορά μεταξύ μέσων όρων, λαμβάνοντας υπόψη τη διασπορά (διακύμανση) και το μέγεθος του δείγματος, και επιστρέφει μια τιμή (p-value), η οποία εκτιμά την πιθανότητα να έχει προκύψει η παρατηρούμενη διαφορά λόγω τυχαίας διακύμανσης. Αν η p-value είναι μικρότερη από το προκαθορισμένο επίπεδο σημαντικότητας ($\alpha = 0,05$), τότε απορρίπτεται η μηδενική υπόθεση (H_0) και τεκμηριώνεται η ύπαρξη στατιστικά σημαντικής διαφοράς μεταξύ των ομάδων. Το t-test χρησιμοποιείται ευρέως σε περιβαλλοντικές και κλιματικές μελέτες, για να διερευνηθούν αλλαγές σε θερμοκρασιακές ή άλλες μετεωρολογικές μεταβλητές μεταξύ διαφορετικών συνθηκών ή χρονικών περιόδων (Daniel et al., 2012).

- **Ο έλεγχος ανεξαρτησίας χ^2** αποτελεί μη παραμετρική μέθοδο που χρησιμοποιείται, για να διερευνηθεί εάν υπάρχει στατιστικά σημαντική συσχέτιση ή ανεξαρτησία μεταξύ δύο ονομαστικών (κατηγορικών) μεταβλητών, μέσω της σύγκρισης των παρατηρούμενων και αναμενόμενων συχνοτήτων σε έναν πίνακα συνάφειας. Οι βασικές υποθέσεις του ελέγχου ανεξαρτησίας χ^2 είναι:

(α) η μηδενική υπόθεση (H_0): Δεν υπάρχει συσχέτιση μεταξύ των δύο μεταβλητών. Οι κατηγορίες της μιας μεταβλητής είναι ανεξάρτητες από τις κατηγορίες της άλλης, και οποιεσδήποτε αποκλίσεις μεταξύ παρατηρούμενων και αναμενόμενων συχνοτήτων οφείλονται σε τυχαία διακύμανση.

(β) Εναλλακτική υπόθεση (H_1): Υπάρχει στατιστικά σημαντική σχέση μεταξύ των μεταβλητών. Δηλαδή, τουλάχιστον μια κατηγορία της μιας μεταβλητής παρουσιάζει αποκλίσεις στις συχνότητες, που δεν μπορούν να αποδοθούν στην τύχη.

- **Ο έλεγχος Mann-Kendall** αποτελεί μια μη παραμετρική μέθοδο ανάλυσης τάσεων, η οποία εφαρμόζεται για την ανίχνευση αυξητικών ή φθινουσών τάσεων σε χρονοσειρές δεδομένων. Η μέθοδος δεν συγκρίνει τις απόλυτες τιμές των παρατηρήσεων και εστιάζει στη σύγκριση των σχετικών μεγεθών μεταξύ των τιμών της χρονοσειράς. Η ανάλυση βασίζεται στη διατύπωση της μηδενικής υπόθεσης (H_0), σύμφωνα με την οποία δεν υπάρχει τάση στα δεδομένα, έναντι της εναλλακτικής υπόθεσης (H_1), που υποστηρίζει την ύπαρξη μονοτονικής (αυξανόμενης ή μειούμενης) τάσης. Οι παρατηρήσεις της χρονοσειράς θεωρείται ότι είναι χρονικά ταξινομημένες και ανεξάρτητες. Για κάθε τιμή της χρονοσειράς, συγκρίνεται η τιμή της με όλες τις επόμενες χρονικά. Αν μια μεταγενέστερη τιμή είναι μεγαλύτερη από μια προγενέστερη, τότε αυξάνεται ο δείκτης S κατά μια μονάδα. Αντιθέτως, εάν η μεταγενέστερη τιμή είναι μικρότερη, τότε ο δείκτης S μειώνεται κατά μια μονάδα. Το τελικό αποτέλεσμα του δείκτη S προκύπτει ως το άθροισμα όλων αυτών των συγκρίσεων. Η τιμή του δείκτη S ερμηνεύεται, για να προσδιοριστεί αν υπάρχει στατιστικά σημαντική τάση στην υπό μελέτη χρονοσειρά. Η μέθοδος Mann-Kendall είναι ιδιαίτερα χρήσιμη για περιβαλλοντικά δεδομένα, καθώς δεν απαιτεί την κανονικότητα των δεδομένων και είναι ανθεκτική στην παρουσία ακραίων τιμών (Gowthaman et al., 2023).

- **Ο έλεγχος Mann-Whitney U** είναι μια μη παραμετρική μέθοδος που χρησιμοποιείται για τη σύγκριση δύο ανεξάρτητων δειγμάτων (X_1, X_2) ως προς τη συμπεριφορά τους σε μια μεταβλητή X . Η μέθοδος είναι κατάλληλη είτε όταν η μεταβλητή είναι διατακτικής (ordinal) κλίμακας είτε όταν πρόκειται για ποσοτικά δεδομένα τα οποία δεν ακολουθούν την κανονική κατανομή (Yue and Wang, 2002). Ο έλεγχος αυτός εξετάζει αν οι δύο ομάδες διαφέρουν ως προς τις μέσες σειρές κατάταξης (mean ranks) των παρατηρήσεων στη συγκεκριμένη μεταβλητή. Αποτελεί το βασικό μη παραμετρικό ισοδύναμο του t-test για ανεξάρτητα δείγματα, προσφέροντας μια αξιόπιστη εναλλακτική, όταν οι παραδοχές της παραμετρικής μεθόδου (όπως η κανονικότητα) δεν ικανοποιούνται. Ο έλεγχος βασίζεται στις εξής παραδοχές: (α) τα δείγματα είναι τυχαία και (β) οι παρατηρήσεις είναι ανεξάρτητες τόσο εντός όσο και μεταξύ των ομάδων. Το αποτέλεσμα της δοκιμής είναι η στατιστική U και η τιμή σημαντικότητας p -value που ελέγχει την ύπαρξη στατιστικά σημαντικής διαφοράς. Δεδομένου ότι στην παρούσα ανάλυση πραγματοποιήθηκαν πολλαπλές συγκρίσεις μεταξύ διαφορετικών ομάδων ή υποσυνόλων των δεδομένων, προέκυψε η ανάγκη ελέγχου του συνολικού σφάλματος τύπου I (Type I error), δηλαδή της πιθανότητας εμφάνισης ψευδώς θετικών αποτελεσμάτων. Για την προσαρμογή του επιπέδου σημαντικότητας και τον περιορισμό του κινδύνου αποδοχής λανθασμένων συσχετίσεων, εφαρμόστηκε η διόρθωση Bonferroni (Bonferroni correction).

Η μέθοδος αυτή αποτελεί μια από τις πιο συντηρητικές προσεγγίσεις για τον έλεγχο των πολλαπλών συγκρίσεων. Συγκεκριμένα, όταν ελέγχονται n ανεξάρτητες υποθέσεις, το αρχικό επίπεδο σημαντικότητας (α) διαιρείται με τον αριθμό των συγκρίσεων (n), ορίζοντας έτσι ένα νέο προσαρμοσμένο επίπεδο σημαντικότητας $\alpha' = \alpha/n$ για κάθε μεμονωμένο έλεγχο. Με τον τρόπο αυτόν διασφαλίζεται ότι η συνολική πιθανότητα σφάλματος τύπου I για το σύνολο των ελέγχων παραμένει εντός αποδεκτών ορίων.

Η συνδυασμένη χρήση του μη παραμετρικού ελέγχου Mann-Whitney U με τη διόρθωση Bonferroni ενισχύει σημαντικά την αξιοπιστία και εγκυρότητα των αποτελεσμάτων, ειδικά σε περιβαλλοντικές αναλύσεις, όπου τα δεδομένα συχνά εμφανίζουν μη κανονική κατανομή και απαιτείται σύγκριση πολλαπλών κατηγοριών ή σεναρίων (Yue & Wang, 2002).

- **Η εκτίμηση της πυκνότητας κατανομής με χρήση πυρήνα (Kernel Density Estimation, KDE)** αποτελεί μια μη παραμετρική μέθοδο για την εκτίμηση της συνάρτησης πυκνότητας πιθανότητας μιας συνεχούς μεταβλητής, με βάση δείγμα δεδομένων. Σε αντίθεση με τις παραμετρικές προσεγγίσεις, οι

οποίες προϋποθέτουν συγκεκριμένο τύπο κατανομής (π.χ. κανονική κατανομή), η KDE παρέχει μια ευέλικτη και προσαρμοστική αναπαράσταση της υποκείμενης κατανομής, αξιοποιώντας αποκλειστικά τη δομή των παρατηρούμενων δεδομένων. Η μέθοδος βασίζεται στη χρήση μιας συνάρτησης πυρήνα (kernel function), η οποία εφαρμόζεται σε κάθε σημείο του δείγματος για την αποτίμηση της τοπικής πυκνότητας. Η τελική εκτίμηση προκύπτει από τη συσσώρευση των επιμέρους επιδράσεων των πυρήνων, δημιουργώντας μια ομαλή, συνεχή καμπύλη που απεικονίζει την πιθανότητα εμφάνισης τιμών κατά μήκος του εύρους της μεταβλητής. Η τοπική πυκνότητα είναι υψηλή σε περιοχές με μεγάλη συγκέντρωση τιμών (κορυφές) και χαμηλή σε αραιές περιοχές (κοιλιάδες). Η KDE επιτρέπει την οπτική και στατιστική ανάλυση της μορφής της κατανομής, καθιστώντας δυνατή την ανίχνευση χαρακτηριστικών όπως η ασυμμετρία, η πολυτροπικότητα ή η απόκλιση από την κανονικότητα. Η KDE έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως σε περιβαλλοντικά δεδομένα, όπως για την κατανομή των συγκεντρώσεων των ατμοσφαιρικών ρύπων (Gao et al., 2020), της έντασης του ανέμου (HU et al., 2017) και την ανάλυση των περιόδων καύσωνα (Lhotka and Kysely, 2024).

• **O r συντελεστής συσχέτισης Pearson** αποτελεί μέτρο της γραμμικής σχέσης μεταξύ δύο συνεχών ποσοτικών μεταβλητών (Ratner, 2009). Οι τιμές του συντελεστή κυμαίνονται μεταξύ -1 και $+1$, όπου:

- τιμή $r = +1$ υποδηλώνει τέλεια θετική γραμμική συσχέτιση (οι δύο μεταβλητές αυξάνονται ταυτόχρονα),
- τιμή $r = -1$ υποδηλώνει τέλεια αρνητική γραμμική συσχέτιση (η μία μεταβλητή αυξάνεται ενώ η άλλη μειώνεται), και
- τιμή $r = 0$ υποδηλώνει απουσία γραμμικής συσχέτισης μεταξύ των μεταβλητών.

Η στατιστική σημαντικότητα της συσχέτισης αξιολογήθηκε μέσω της τιμής p-value, η οποία υποδεικνύει εάν η παρατηρούμενη συσχέτιση είναι πιθανό να προκύπτει από τυχαία διακύμανση. Μικρή τιμή του p-value ($p < 0,05$) δηλώνει ότι η συσχέτιση είναι στατιστικά σημαντική και όχι αποτέλεσμα τύχης.

Πίνακας 3.1. Ερμηνεία των συντελεστών συσχέτισης Pearson.

| Απόλυτη τιμή του συντελεστή συσχέτισης ($ r $) | Ερμηνεία |
|--|-----------------------|
| 1,0 | Τέλεια συσχέτιση |
| $0,9 \leq r < 1,0$ | Πολύ ισχυρή συσχέτιση |
| $0,7 \leq r < 0,9$ | Ισχυρή συσχέτιση |
| $0,3 \leq r < 0,7$ | Μέτρια συσχέτιση |
| $0 < r < 0,3$ | Ασθενής συσχέτιση |
| 0 | Καμία συσχέτιση |

Η επιλογή πολλαπλών στατιστικών μεθόδων έγινε στοχευμένα, με σκοπό την πληρέστερη και πιο αξιόπιστη κατανόηση της συμπεριφοράς των μεταβλητών και των σχέσεων μεταξύ τους.

Συγκεκριμένα:

- Ο έλεγχος t χρησιμοποιήθηκε για τη σύγκριση των μέσων όρων των αριθμητικών μεταβλητών (π.χ. θερμοκρασίας) μεταξύ δύο κατηγοριών (π.χ. συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας και μη).
- Ο έλεγχος ανεξαρτησίας χ^2 εφαρμόστηκε για τη διερεύνηση της συσχέτισης των κατηγορικών μεταβλητών, όπως η συχνότητα εμφάνισης συγκεκριμένων φαινομένων υπό διαφορετικές συνθήκες (κύματα καύσωνα και συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας).

- Ο έλεγχος Mann-Whitney U χρησιμοποιήθηκε ως μη παραμετρική εναλλακτική του t-test, σε περιπτώσεις όπου δεν πληρούνταν οι προϋποθέσεις κανονικότητας ή ισότητας των διακυμάνσεων.
- Ο έλεγχος τάσης Mann-Kendall και ο Theil-Sen estimator εφαρμόστηκαν για την ανίχνευση μακροχρόνιων τάσεων στις χρονοσειρές, χωρίς παραδοχές κανονικότητας, γεγονός που τους καθιστά κατάλληλους για περιβαλλοντικά δεδομένα.

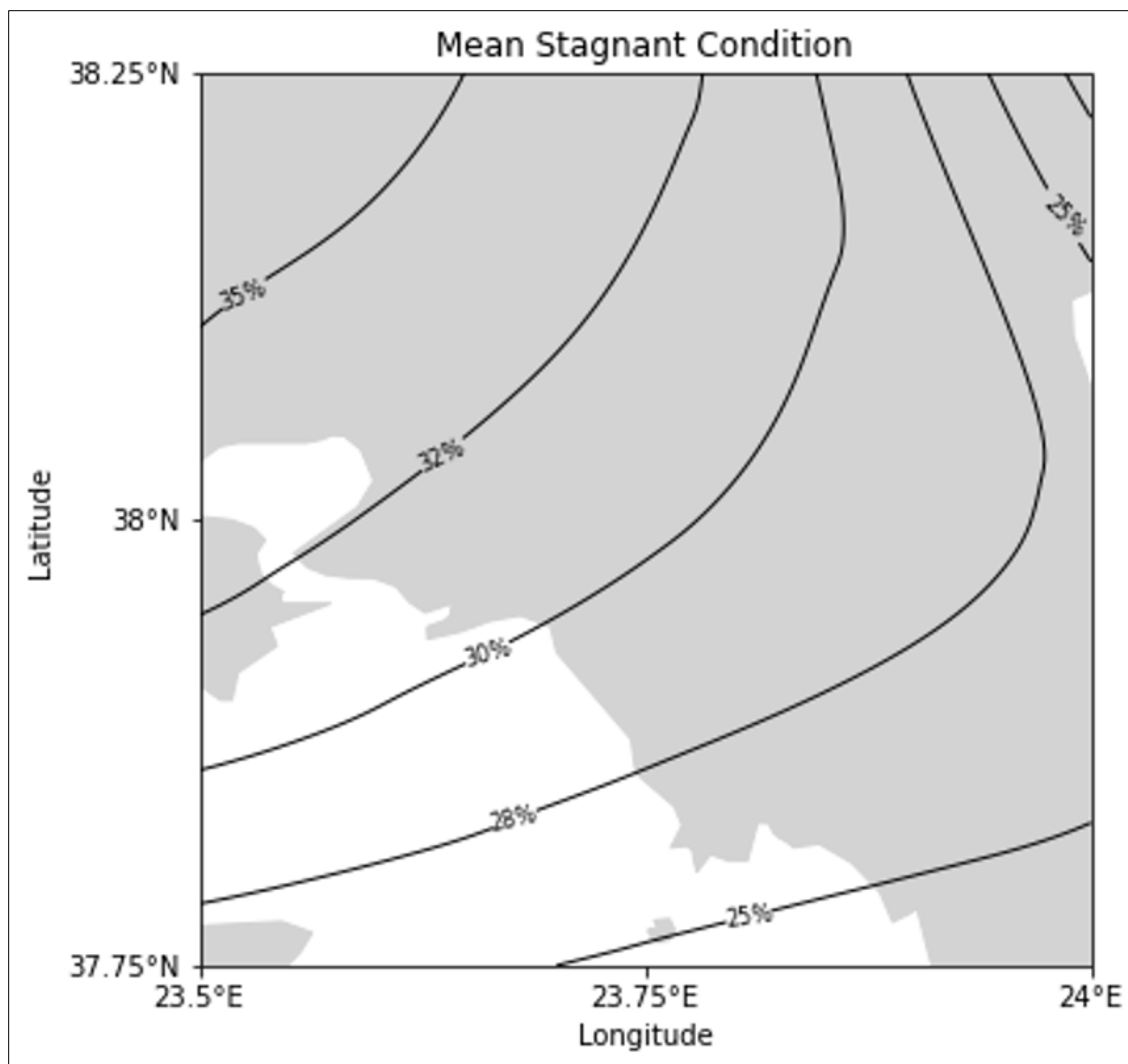
3.2 Ανάλυση δεδομένων – Αποτελέσματα

3.2.1 Μετεωρολογικές παράμετροι του ASI (Air Stagnation Index)

Η εφαρμογή του ASI για τη διερεύνηση της ατμοσφαιρικής στασιμότητας στην Αττική ανέδειξε σαφείς χωρικές διαφοροποιήσεις. Στο **Σχήμα 3.2** απεικονίζονται οι χωρικές κατανομές των ισοϋψών καμπύλων του ASI υπό μέσες συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας για την περίοδο 1991–2021. Το **Σχήμα 3.2** αποκαλύπτει τη χωρική κατανομή, με τα βόρεια και βορειοδυτικά τμήματα της περιοχής μελέτης να εμφανίζουν υψηλότερες συχνότητες στασιμότητας του αέρα σε σύγκριση με τις νότιες και παράκτιες περιοχές. Οι βόρειοι και βορειοδυτικοί τομείς της λεκάνης της Αττικής συνδέονται με υψηλότερο ποσοστό ημερών ατμοσφαιρικής στασιμότητας, που υπερβαίνει το 35% σε ορισμένες τοποθεσίες. Αντίθετα, οι νότιες παράκτιες περιοχές του Σαρωνικού κόλπου, το Σούνιο και το Λαύριο, όπως και η Ανατολική Αττική, εμφανίζουν σημαντικά χαμηλότερες συχνότητες, κάτω από το 25%.

Οι χωρικές διαφορές στο ποσοστό των ημερών στασιμότητας αντανακλούν μια απότομη μετάβαση μεταξύ ζωνών υψηλής και χαμηλής στασιμότητας στην ενδοχώρα, ενώ ομαλότερες μεταβάσεις παρατηρούνται πιο κοντά στην ακτή (Mavrakou et al., 2012; Bartzokas et al., 2013). Αυτό το μοτίβο πιθανώς αντανακλά την επίδραση της τοπογραφίας και της αστικής μορφολογίας στην ατμοσφαιρική στασιμότητα. Η Αθήνα περιβάλλεται από βουνά με ψηλές κορυφές, πολύ πάνω από το επίπεδο θερμοκρασιακής αναστροφής, από όλες τις κατευθύνσεις, εκτός από τα νότια προς τα νοτιοδυτικά (McGregor et al., 2002). Το ορεινό έδαφος που περιβάλλει τη λεκάνη της Αττικής περιορίζει τον αερισμό, ιδιαίτερα σε περιοχές μακριά από τη θάλασσα, οι οποίες συνήθως επωφελούνται από την θαλάσσια αύρα. Τα χαμηλότερα ποσοστά ατμοσφαιρικής στασιμότητας του αέρα που παρατηρούνται στις νότιες περιοχές μπορούν να αποδοθούν στην κυκλοφορία του αέρα κοντά στον Σαρωνικό Κόλπο και στην επίδραση της θαλάσσιας αύρας (Bartzokas et al., 2013).

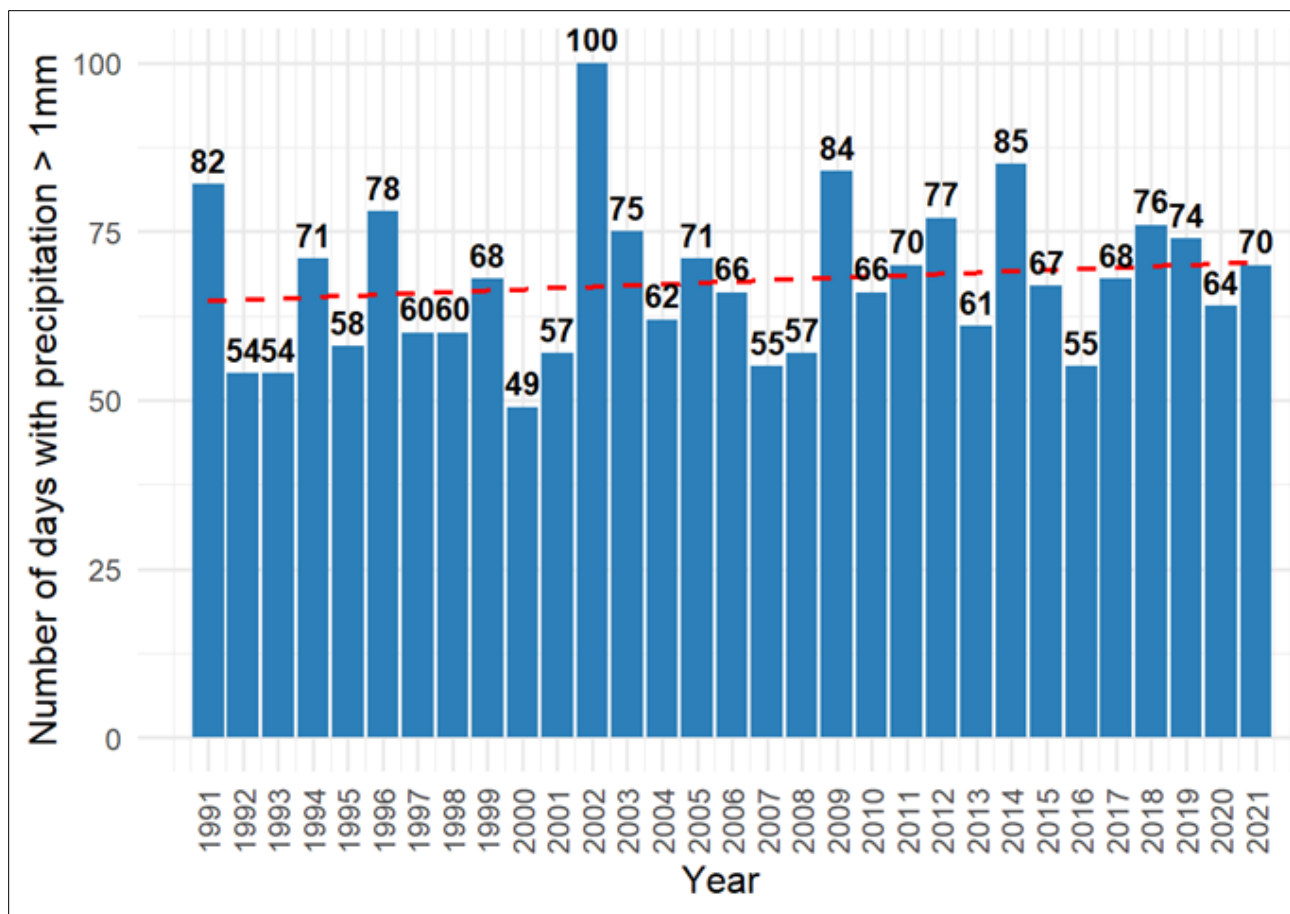
Οι συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας, όπως προσδιορίζονται μέσω του ASI, σχετίζονται με την ποσότητα του ημερήσιου υετού. Ιδιαίτερα κατά τις μεταβατικές εποχές του καλοκαιριού και του φθινοπώρου, έχει διαπιστωθεί ότι η μείωση της συχνότητας βροχοπτώσεων ενισχύει σημαντικά τις συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Στα πλαίσια της κλιματικής αλλαγής, η μείωση των βροχοπτώσεων και η ξηρασία είναι ο κυρίαρχος παράγοντας των προβλεπόμενων αυξήσεων στις ημέρες με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (Huang et al., 2017). Στη διεθνή βιβλιογραφία (Garrido-Perez et al., 2022; Maddison et al., 2023), η μείωση της βροχόπτωσης αναγνωρίζεται ως ο κυρίαρχος μετεωρολογικός παράγοντας των προβλεπόμενων αυξήσεων στις συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας στο μεγαλύτερο μέρος της Ευρώπης.



Σχήμα 3.2. Χωρική κατανομή των ισοϋψών καμπύλων για τον ASI.

Η ανάλυση του ετήσιου αριθμού ημερών με **ημερήσια βροχόπτωση >1 mm** για την περίοδο 1991–2021 αποτυπώνεται στο **Σχήμα 3.3**. Οι τιμές κυμαίνονται μεταξύ 50 και 100 ημερών ετησίως, με μέση τιμή 68 ημέρες για τη χρονική περίοδο μελέτης, αναδεικνύοντας σημαντική διαχρονική μεταβλητότητα. Το έτος 2003 παρουσιάζει σημαντικά αυξημένο αριθμό ημερών (100 ημέρες) με ημερήσια βροχόπτωση >1 mm, ενώ έτη, όπως το 2000, καταγράφουν λιγότερες από 50 ημέρες ετησίως με βροχόπτωση >1 mm.

Για τη διερεύνηση της ύπαρξης μακροχρόνιας τάσης, εφαρμόστηκε ο εκτιμητής της κλίσης Theil–Sen, καθώς και ο έλεγχος Mann–Kendall (**Πίνακας 3.2**). Η εκτιμώμενη κλίση Sen's slope είναι ίση με +0,33 ημέρες/έτος, με διάστημα εμπιστοσύνης 95% CI: (-0,19, 0,67), υποδεικνύοντας ήπια αυξητική τάση. Ο έλεγχος Mann–Kendall δεν ανέδειξε στατιστικά σημαντική μονοτονική τάση ($S = 69$, $z = 1,1571$, $p = 0,2472$).



Σχήμα 3.3. Ραβδόγραμμα ετήσιας μεταβολή του αριθμού ημερών με ημερήσια βροχόπτωση >1 mm στην Αττική με δεδομένα του σταθμού του Εθνικού Αστεροσκοπείου Αθηνών (ΕΑΑ), για την περίοδο 1991–2021. Η κόκκινη διακεκομμένη γραμμή υποδηλώνει την τάση της χρονικής εξέλιξης.

Πίνακας 3.2. Χρονικές τάσεις βάσει της μεθόδου Theil–Sen και 95% διαστήματα εμπιστοσύνης (95% CI) και Mann–Kendall test για τον αριθμό των ημερών με ημερήσια βροχόπτωση > 1 mm κατά την περίοδο 1991–2021.

| Μέθοδος | Τιμή εκτιμητή / στατιστικό αποτέλεσμα | p-value |
|---|---|---------|
| Theil–Sen slope overall trend (95% CI) | +0,33 $\frac{\text{ημέρες}}{\text{έτος}}$ [95% CI: (-0,19, 0,67)] | 0,2472 |
| Mann–Kendall test | S = 69, tau = 0,1497 | 0,2472 |

Τα αποτελέσματα αυτά συμφωνούν με τις προηγούμενες αναλύσεις στην Αττική, οι οποίες επίσης δεν εντόπισαν στατιστικά σημαντικές μακροχρόνιες τάσεις στη βροχόπτωση (Founda et al., 2013; Varlas et al., 2022). Ειδικότερα, η ανάλυση μεγάλων χρονοσειρών βροχόπτωσης από τους Founda et al. (2013) στην περιοχή της Αθήνας με βάση τα δεδομένα βροχόπτωσης του NOA δεν ανίχνευσε καμία στατιστικά σημαντική τάση στις ετήσιες χρονοσειρές βροχοπτώσεων (τάση της γραμμής συσχέτισης: $-0,0121$ mm/έτος, $p > 0,1$). Παρόμοια αποτελέσματα έδειξε η μελέτη των Varlas et al. (2022), με τις τάσεις Theil–Sen για την ετήσια βροχόπτωση κατά την περίοδο 1950–2020 στην Αττική να είναι 0,2–0,5 mm/έτος, αλλά όχι στατιστικά σημαντική. Αντίθετα, οι μελέτες δείχνουν ότι υπάρχει έντονη αύξηση στο ποσοστό του ύψους βροχόπτωσης λόγω έντονων (>30 mm/ημέρα) και ακραίων (>50 mm/ημέρα) βροχοπτώσεων μετά

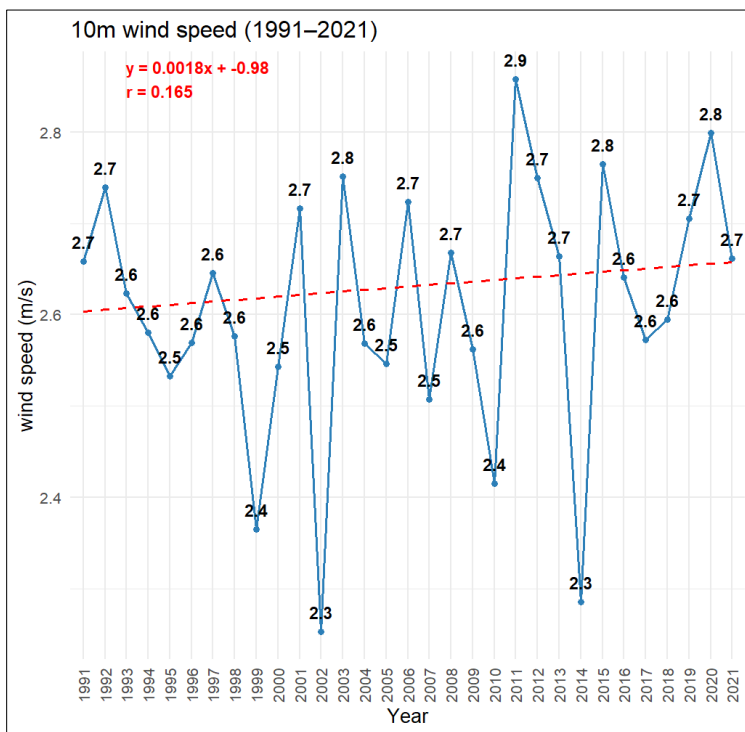
το 1998 (Founda et al., 2013). Επίσης, οι Lagouvardos et al. (2024) βρήκαν ανομοιογένεια στις χρονικές τάσεις των βροχοπτώσεων στην Ελλάδα κατά την περίοδο 1991–2020, με την Αττική να εμφανίζει από 0 mm/ημέρα έως αύξηση +2 mm/ημέρα. Από τη μελέτη του Lolis (2012) συνάγεται ότι οι βροχοπτώσεις στην Αθήνα ευνοούνται από την παρουσία υφέσεων στην κεντρική Μεσόγειο και αντικυκλώνων πάνω από τα Βόρεια Βαλκάνια. Ο συνδυασμός αυτών των συστημάτων συχνά προάγει μια νοτιοανατολική ροή πάνω από την Αθήνα, η οποία έχει υψηλά ποσοστά υγρασίας λόγω της διέλευσης των αέριων μαζών πάνω από το Αιγαίο Πέλαγος. Οι βροχοπτώσεις στην Αθήνα μπορούν να συνδεθούν με διάφορα πρότυπα κυκλοφορίας, που σχετίζονται με διαφορετικές κατευθύνσεις επιφανειακού ανέμου, αλλά η συνιστώσα ανέμου ανατολικής διεύθυνσης πάνω από τη νοτιοανατολική Ελλάδα μπορεί να είναι υπεύθυνη για τον τοπικό εμπλουτισμό των αέριων μαζών με υδρατμούς πάνω από το Αιγαίο Πέλαγος, συμβάλλοντας σε υψηλά επίπεδα υγρασίας κοντά στην επιφάνεια και σε ακραία φαινόμενα βροχόπτωσης στην περιοχή της Αθήνας (Houssos et al., 2008). Οι βροχοπτώσεις στην περιοχή της Αθήνας επηρεάζονται έντονα από αυλώνες πάνω από την Αδριατική και το Ιόνιο Πέλαγος, που συνήθως συνοδεύονται από υφέσεις με επίκεντρο το Ιόνιο Πέλαγος και νοτιοανατολικές επιφανειακές ροές με υψηλά ποσοστά υγρασίας πάνω από το Αιγαίο Πέλαγος (Lolis, 2012).

Οι τάσεις των μετεωρολογικών μεταβλητών που ποσοτικοποιούν τον ASI παρουσιάζονται χρονικά μεταβαλλόμενες. Σε ό,τι αφορά στην **ταχύτητα του ανέμου**, πολυάριθμες μελέτες έχουν αναφέρει πτωτική τάση στις μέσες ταχύτητες του ανέμου κοντά στην επιφάνεια του εδάφους σε χερσαίες περιοχές. Η πλανητική μέση ταχύτητα του ανέμου κοντά στην επιφάνεια της Γης είναι 3,5 m/s, η οποία έχει μειωθεί σημαντικά με ρυθμό $-0,08 \frac{m}{s}$ ανά δεκαετία, ένα φαινόμενο που αναφέρεται ως **παγκόσμια επίγεια ακινησία (global terrestrial stilling)** (Wu et al., 2025). Έχουν δοθεί αρκετές επιστημονικές ερμηνείες, για να εξηγηθούν οι τάσεις μείωσης της ταχύτητας του επιφανειακού ανέμου, όπως οι αλλαγές στην ατμοσφαιρική κυκλοφορία μεγάλης κλίμακας, η αυξανόμενη τραχύτητα της επιφάνειας του εδάφους, οι επιρροές της αστικοποίησης και οι επιπτώσεις της τοπικής ατμοσφαιρικής ρύπανσης (Lin et al., 2013; Huang et al., 2017). Η μείωση της έντασης της ταχύτητας των ανέμων στην ανώτερη ατμόσφαιρα προκύπτει από αλλαγές στην κλίση του γεωδυναμικού ύψους στα 500 hPa και από την εξασθενημένη ατμοσφαιρική κυκλοφορία του κύτταρου Hadley (Lin et al., 2013; Huang et al., 2017). Σε άλλες επιστημονικές μελέτες, οι ταχύτητες του ανέμου παρουσιάζουν περίπλοκα χωρικά μοτίβα και μεταβολές των χρονικών τάσεων (Wu et al., 2025). Η μακροπρόθεσμη μεταβλητότητα (1979-2020) της ταχύτητας και της κατεύθυνσης του ανέμου στη Μεσόγειο δείχνει θετικές κλίσεις της τάξης των $+0,005 \frac{m/s}{\text{έτος}}$ στον Αργοσαρωνικό κόλπο (Soukissian and Sotiriou, 2022).

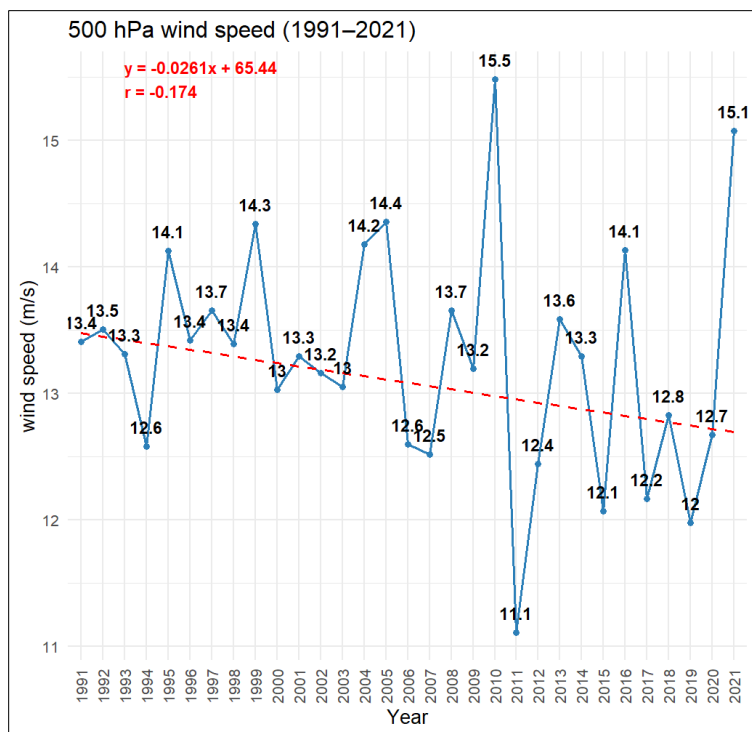
Η ανάλυση των ετήσιων μέσων τιμών της ταχύτητας ανέμου στα 10 m (u_{10m}) έδειξε ότι οι τιμές παρέμειναν σε μεγάλο βαθμό σταθερές κατά τη διάρκεια της 30ετίας στην Αττική (**Σχήμα 3.4**). Η μέση ετήσια ταχύτητα του ανέμου στα 10 m (u_{10m}) κυμάνθηκε κατά την περίοδο 1991–2021 σε τιμές μεταξύ 2,3 m/s και 2,9 m/s. Οι χαμηλότερες τιμές εντοπίζονται το 2002 και το 2014 ($u_{10m} = 2,3$ m/s), ενώ η υψηλότερη τιμή καταγράφηκε το 2010 ($u_{10m} = 2,9$ m/s). Σε ορισμένα έτη, όπως το 1999, 2002, 2014, καταγράφουν αισθητές πτώσεις ($u_{10m} < 2,4$ m/s). Από το έτος 2015, παρατηρείται αυξητική τάση με τιμές που επανέρχονται στα επίπεδα των αρχών της δεκαετίας του 1990. Ειδικά για τα έτη 2018 έως 2021, οι τιμές παραμένουν σχετικά υψηλές ($u_{10m} = 2,6$ m/s – 2,8 m/s), γεγονός που ενισχύει την παρατήρηση ότι, παρά τις τοπικές διακυμάνσεις, δεν τεκμηριώνεται συνολική μείωση ή αύξηση της ταχύτητας του ανέμου. Με την εφαρμογή της γραμμικής παλινδρόμησης προέκυψε η εξίσωση: $y = 0,0018 \cdot x - 0,98$, με συντελεστή συσχέτισης Pearson $r = 0,165$ (**Σχήμα 3.4**). Η παραπάνω εξίσωση υποδηλώνει θετική τάση της τάξης των $+0,0018$ m/s ανά έτος, ωστόσο η επίδραση αυτή είναι εξαιρετικά ασθενής.

Η ανάλυση των ετήσιων μέσων τιμών της ταχύτητας ανέμου στα 500 hPa (u_{500hPa}) παρουσίασε αρνητική γραμμική τάση κατά την περίοδο 1991–2021 κατά τη διάρκεια της 30ετίας στην Αττική (**Σχήμα 3.5**). Η εξίσωση της γραμμής τάσης είναι: $y = -0,0261 \cdot x + 65,44$ με συντελεστή συσχέτισης $r = -0,174$. Η αρνητική κλίση υποδηλώνει μέση μείωση περίπου 0,026 m/s ανά έτος. Σε ό,τι αφορά στην κατανομή των τιμών και τη μεταβλητότητα της ταχύτητα του ανέμου στα 500 hPa (u_{500hPa}), αυτή κυμάνθηκε από 11,1 m/s έως 15,5 m/s, παρουσιάζοντας σημαντική μεταβλητότητα μεταξύ των ετών. Οι υψηλότερες τιμές παρατηρούνται το 2010 ($u_{500hPa} = 15,5$ m/s) και το 2021 ($u_{500hPa} = 15,1$ m/s), ενώ οι χαμηλότερες εντοπίζονται τα έτη 2011 ($u_{500hPa} = 11,1$ m/s) και 2016 ($u_{500hPa} = 12,1$ m/s). Παρά την εμφανή διακύμανση, διακρίνεται μια ασθενής καθοδική τάση, η οποία είναι μη στατιστικά σημαντική, όπως και στην περίπτωση της ταχύτητας ανέμου στα 10 m (u_{10m}).

Με βάση τους μετεωρολογικούς σταθμούς της ΕΜΥ, οι μέσες μηνιαίες τιμές της ταχύτητας του ανέμου κατά την κλιματολογική περίοδο 1955-2010 κυμαίνονται από 6 m/s τις μεταβατικές εποχές του έτους έως 8 m/s κατά τους θερινούς μήνες στον σταθμό του Ελληνικού. Στον σταθμό του ΟΑΚΑ, οι μέσες μηνιαίες τιμές της ταχύτητας του ανέμου κυμαίνονται από 3 m/s σε 4 m/s (**Κεφάλαιο 1**).



Σχήμα 3.4. Ετήσια μεταβολή της μέσης ταχύτητας του ανέμου στα 10 m στην Αττική, για την περίοδο 1991–2021, με βάση τα μετεωρολογικά δεδομένα της επανανάλυσης ERA5. Η κόκκινη διακεκομμένη γραμμή υποδηλώνει την τάση της χρονικής εξέλιξης.



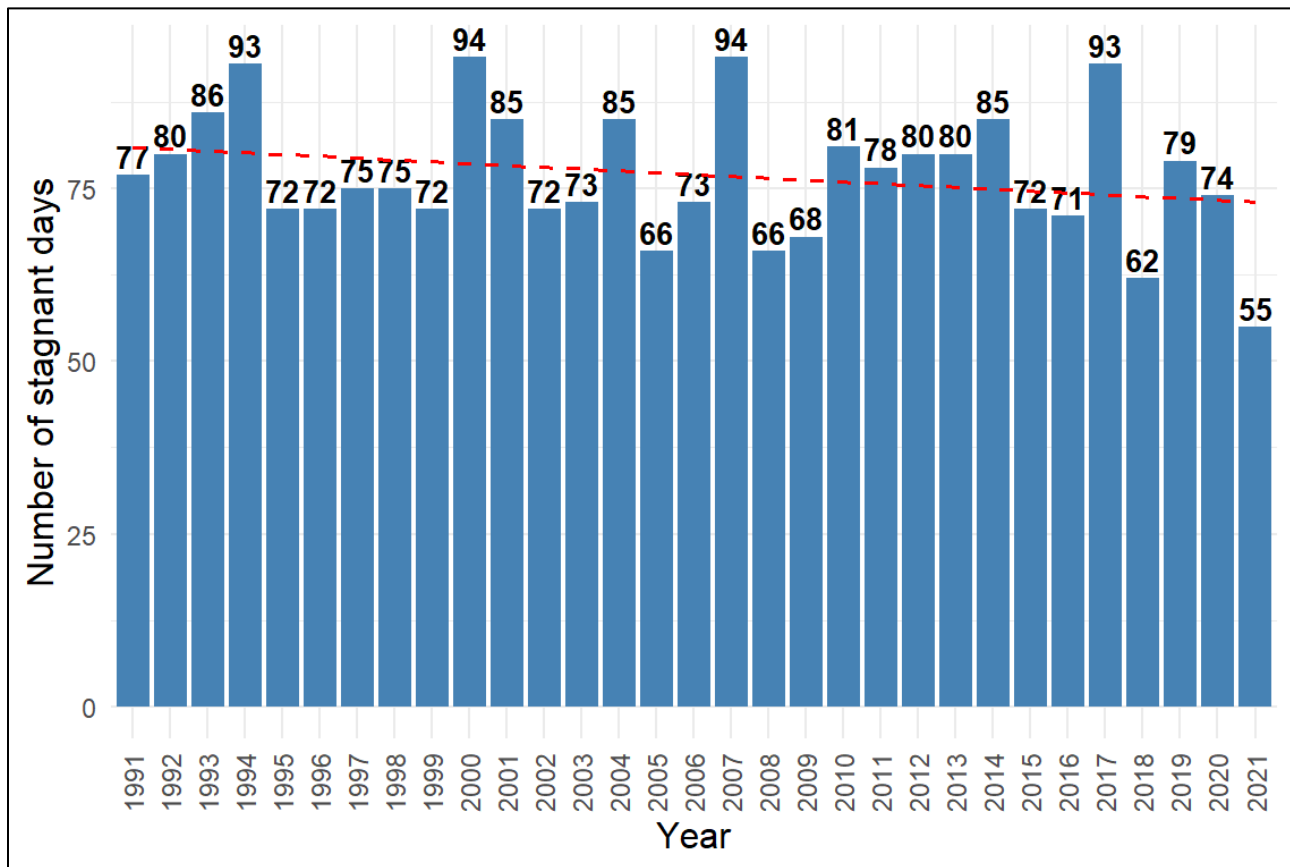
Σχήμα 3.5. Ετήσια μεταβολή της μέσης ταχύτητας του ανέμου στα 500 hPa στην Αττική, για την περίοδο 1991–2021, με βάση τα μετεωρολογικά δεδομένα της επανάλυσης ERA5. Η κόκκινη διακεκομμένη γραμμή υποδηλώνει την τάση (της χρονικής εξέλιξης).

Η μέση ετήσια ταχύτητα του ανέμου στα 10 m δεν παρουσιάζει στατιστικά σημαντική τάση κατά την περίοδο 1991–2021. Η μέθοδος Theil–Sen εκτιμά μια οριακή αυξητική μεταβολή (κλίση = +0,002 m/s ανά έτος, 95% CI: -0,0029 έως 0,0067), ενώ το τεστ Mann–Kendall καταδεικνύει επίσης μη σημαντική θετική τάση ($S = 55$, $\tau = 0,118$, $p = 0,359$). Αντίστοιχα, η ανάλυση τάσης της μέσης ετήσιας ταχύτητας του ανέμου στη στάθμη των 500 hPa υποδεικνύει απουσία στατιστικά σημαντικής μεταβολής κατά την ίδια περίοδο. Η μέθοδος Theil–Sen έδειξε ασθενή καθοδική τάση (κλίση = -0,025 m/s ανά έτος, 95% CI: -0,058 έως 0,010), ενώ και το τεστ Mann–Kendall επιβεβαίωσε τη μη στατιστικά σημαντική αυτή μεταβολή ($S = -89$, $\tau = -0,191$, $p = 0,135$). Η αρνητική τιμή του Kendall's tau υποδηλώνει ήπια καθοδική τάση, η οποία ωστόσο δεν είναι σημαντική στο επίπεδο εμπιστοσύνης 95%.

3.2.2 Μετεωρολογικές συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας

Στο **Σχήμα 3.6** παρουσιάζεται το ραβδόγραμμα της ετήσιας μεταβολής του αριθμού ημερών με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας στην Αττική, για την περίοδο 1991–2021. Η κόκκινη διακεκομμένη γραμμή δείχνει μια ελαφρώς καθοδική τάση στον αριθμό ημερών με ατμοσφαιρική στασιμότητα. Συγκεκριμένα, κατά τις δεκαετίες του 1990 και του 2000 καταγράφονται έτη με μεγάλο αριθμό ημερών ατμοσφαιρικής στασιμότητας (93 ημέρες το 1994, 94 ημέρες το 2001 και 2008). Τις δεκαετίες του 2010 και 2020 παρατηρείται μείωση των ημερών με στάσιμες συνθήκες, με ελάχιστη τιμή τις 55 ημέρες το 2021. Ο μέσος όρος των ημερών στασιμότητας κυμαίνεται μεταξύ 70–80 ημερών ετησίως, με σημαντική διακύμανση τόσο σε ετήσια όσο και δεκαετή βάση. Αξιοσημείωτα είναι τα έτη 1994, 2001, 2008 και 2017,

κατά τα οποία σημειώθηκαν έως και 94 ημέρες με στάσιμες συνθήκες. Τα έτη 2006, 2015, 2018 και 2021 κατέγραψαν τον μικρότερο αριθμό με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (π.χ. 62 ημέρες το 2018).



Σχήμα 3.6 Ραβδόγραμμα ετήσιας μεταβολή του αριθμού ημερών με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας στην Αττική, για την περίοδο 1991–2021. Η κόκκινη διακεκομμένη γραμμή υποδηλώνει την τάση της χρονικής εξέλιξης.

Στον **Πίνακα 3.3** παρουσιάζονται οι τάσεις στον αριθμό των ημερών με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες για την περίοδο 1991–2021, με τη χρήση του μη παραμετρικού εκτιμητή κλίσης Theil–Sen και του ελέγχου Mann–Kendall. Η εκτιμώμενη κλίση της τάσης, σύμφωνα με τον εκτιμητή Sen, είναι $-22 \frac{\text{ημέρες}}{\text{έτος}}$, υποδηλώνοντας ασθενή καθοδική τάση. Ωστόσο, το διάστημα εμπιστοσύνης 95% (-0,65, 0,11) περιλαμβάνει τη μηδενική τιμή, ενώ το p-value της δοκιμής είναι 0,226, που αποτελεί ένδειξη ότι η παρατηρούμενη τάση δεν είναι στατιστικά σημαντική.

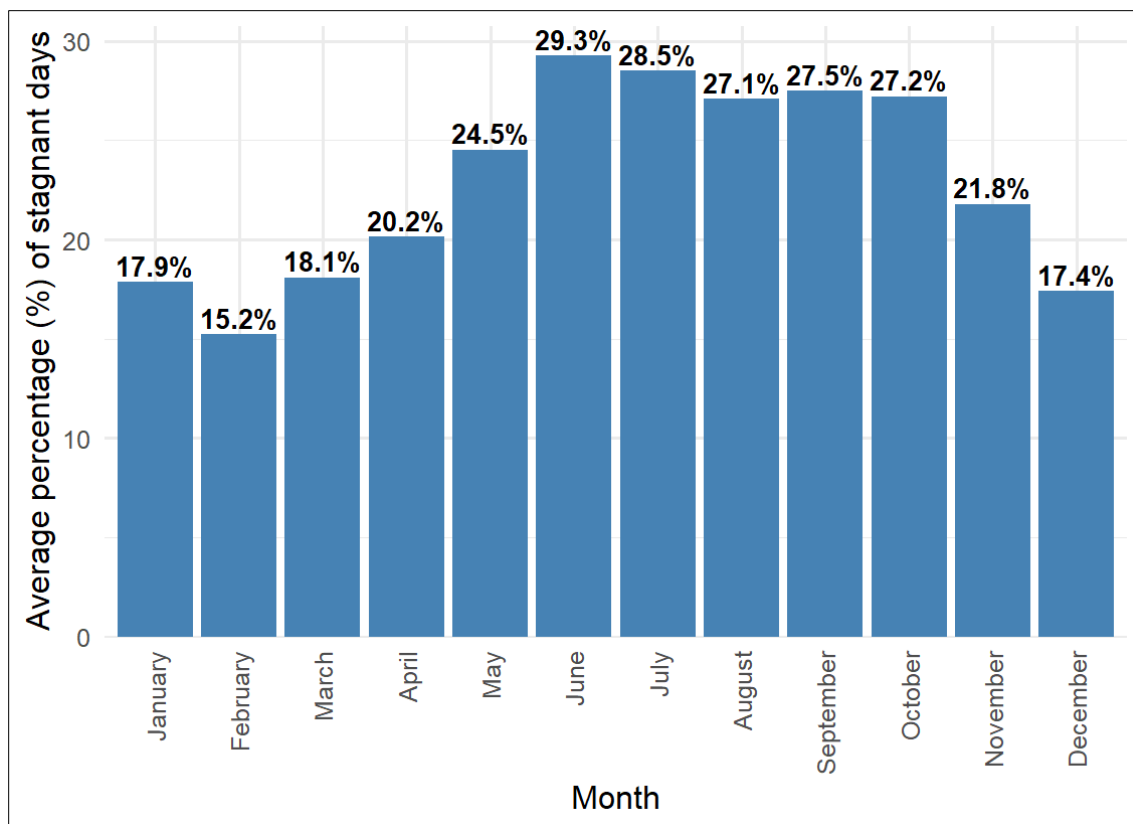
Παρόμοια είναι και τα αποτελέσματα του ελέγχου Mann–Kendall, ο οποίος δεν ανέδειξε στατιστικά σημαντική μονοτονική τάση ($S = -72$, $\tau = -0,158$, $p = 0,226$). Η αρνητική τιμή του συντελεστή Kendall's τ υποδηλώνει επίσης μια καθοδική αλλά αδύναμη συσχέτιση μεταξύ έτους και αριθμού ημερών με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες. Συνολικά, δεν τεκμηριώνεται στατιστικά σημαντική μεταβολή στη συχνότητα εμφάνισης επεισοδίων στασιμότητας κατά την εξεταζόμενη περίοδο.

Πίνακας 3.3. Χρονικές τάσεις βάσει της μεθόδου Theil–Sen και 95% διαστήματα εμπιστοσύνης (95% CI) και Mann-Kendall test για τον αριθμό των ημερών με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες κατά την περίοδο 1991–2021.

| Μέθοδος | Τιμή εκτιμητή / στατιστικό αποτέλεσμα | p-value |
|---|---|---------|
| Theil–Sen slope overall trend (95% CI) | $-0,22 \frac{\text{ημέρες}}{\text{έτος}}$ [95% CI: (-0,65, 0,11)] | 0,226 |
| Mann–Kendall test | S = -72, $\tau = -0,158$ | 0,226 |

Στο **Σχήμα 3.7** παρουσιάζεται η μέση μηνιαία συχνότητα (%) των ημερών με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Από την ανάλυση προκύπτουν σημαντικές εποχικές διακυμάνσεις, με τη μέγιστη συχνότητα συνθηκών στασιμότητας να καταγράφεται τους θερινούς μήνες, τον Ιούνιο (29,3%), τον Ιούλιο (28,5%), τον Αύγουστο (27,1%) και τον Σεπτέμβριο (27,5%). Τα ελάχιστα ποσοστά συνθηκών στασιμότητας εντοπίζονται τον Φεβρουάριο (15,2%) και τον Ιανουάριο (17,9%). Οι μεταβατικοί μήνες της άνοιξης (Μάρτιος, 18,1% και Απρίλιος, 20,2%) και ο Νοέμβριος (21,8 %) παρουσιάζουν ενδιάμεσες τιμές, με μια τάση αύξησης από την άνοιξη προς το καλοκαίρι και μείωσης προς τον χειμώνα. Η εποχικότητα στην εμφάνιση ημερών στασιμότητας υποδηλώνει τον καθοριστικό ρόλο της ατμοσφαιρικής κυκλοφορίας και των τοπικών μετεωρολογικών συνθηκών.

Ο εποχικός κύκλος του αριθμού των ημερών με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας στη Νοτιοανατολική Ευρώπη παρουσιάζει τις υψηλότερες τιμές κατά τους μήνες Ιούνιο έως Σεπτέμβριο, με τον Αύγουστο να καταγράφει τον μέγιστο αριθμό ημερών με στάσιμες συνθήκες (Garrido-Perez et al., 2018). Οι εποχικοί κύκλοι των στάσιμων συνθηκών εμφανίζουν κοινό μέγιστο κατά τη θερινή περίοδο, κυρίως τον Αύγουστο, σε όλες τις περιοχές της Ευρώπης. Τα αποτελέσματα από διαφορετικές μελέτες έχουν επιβεβαιώσει ότι η μηνιαία συχνότητα ημερών με συνθήκες στασιμότητας είναι υψηλότερη στη νότια Ευρώπη και κατά την περίοδο του καλοκαιριού και λιγότερο συχνή την άνοιξη και τον χειμώνα (Horton et al., 2012; Garrido-Perez et al., 2018; Maddison et al., 2021; Maddison et al., 2023). Πάνω από τα δύο τρίτα των θερινών ημερών χαρακτηρίζονται ως στάσιμες στη νοτιοδυτική και νοτιοανατολική Ευρώπη, όπου οι καιρικές συνθήκες είναι ξηρές με υψηλές θερμοκρασίες και επικρατούν άνεμοι χαμηλής έντασης (Maddison et al., 2023). Η εμφάνιση στάσιμων ατμοσφαιρικών συνθηκών έχει συσχετιστεί με ατμοσφαιρικά συστήματα μεγάλης και συνοπτικής κλίμακας, συμπεριλαμβανομένων των αντικυκλώνων εμπόδιου, του “σπασίματος” των κυμάτων Rossby (Rossby wave breaking), εξωτροπικών κυκλώνων και του υποτροπικού αεροχειμάρρου (Maddison et al., 2021; Maddison et al., 2023). Οι συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας στις νότιες περιοχές της Ευρώπης συνδέεται συχνότερα με “σφήνες” της υποτροπικής ζώνης υψηλών πιέσεων (Maddison et al., 2021; Maddison et al., 2023).



Σχήμα 3.7. Μέση μηνιαία συχνότητα των ημερών με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας (stagnant days) ως ποσοστό επί τοις εκατό (%), στην Αττική, για την περίοδο 1991–2021.

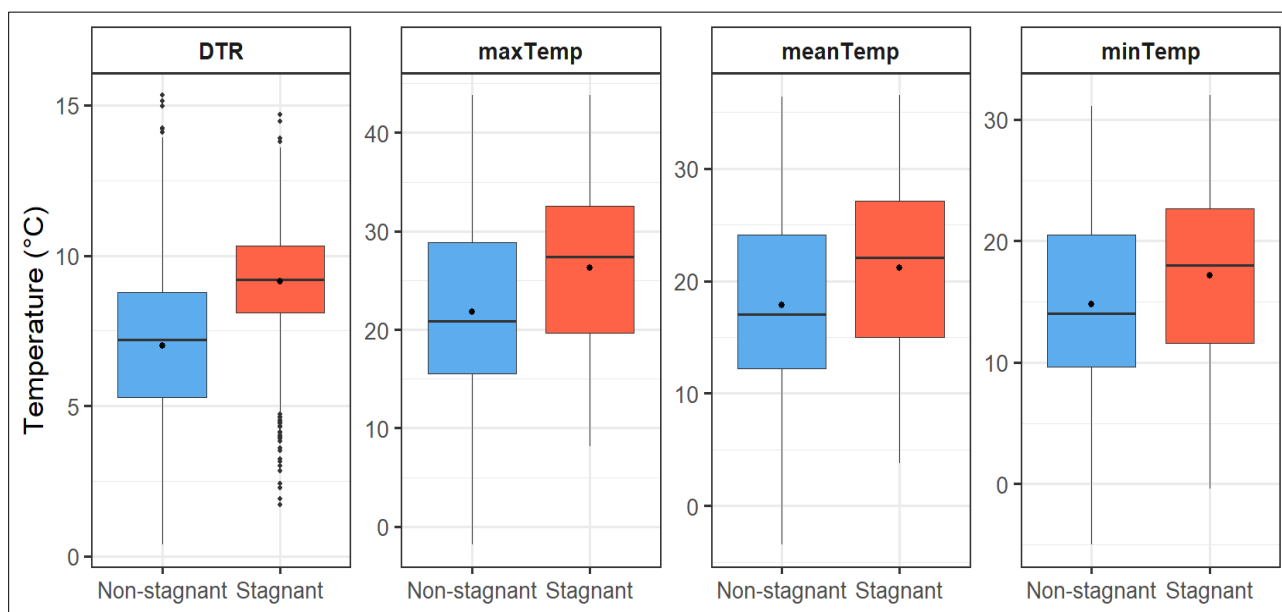
3.2.3 Ατμοσφαιρική στασιμότητα και κύματα καύσωνα

Στο πλαίσιο αυτό, κρίνεται απαραίτητη η διερεύνηση της σχέσης μεταξύ ατμοσφαιρικής στασιμότητας και θερμοκρασιακών συνθηκών, καθώς τις ημέρες με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, και συγκεκριμένα κατά τη θερμή περίοδο, ενδέχεται να επιτείνουν τη θερμική επιβάρυνση. Η ανάλυση βασίστηκε στα δεδομένα θερμοκρασίας και περιόδων καύσωνα που αναλύθηκαν στο **κεφάλαιο 2**.

Η σύγκριση των θερμοκρασιακών μεταβλητών μεταξύ ημερών με και χωρίς συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας (**Σχήμα 3.8**) αναδεικνύει σημαντικές διαφορές σε όλες τις θερμοκρασιακές παραμέτρους, τη μέγιστη θερμοκρασία (maxTemp), την ελάχιστη θερμοκρασία (minTemp), τη μέση ημερήσια θερμοκρασία (meanTemp) και το ημερήσιο θερμοκρασιακό εύρος (DTR). Οι ημέρες με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας συνδέονται συστηματικά με υψηλότερες θερμοκρασίες, γεγονός που υποδηλώνει τον ενισχυτικό ρόλο της στασιμότητας και στην εμφάνιση επεισοδίων καύσωνα.

Συγκεκριμένα, το ημερήσιο θερμοκρασιακό εύρος (DTR) κατά τις ημέρες με ατμοσφαιρική στασιμότητα παρουσιάζει αυξημένες τιμές, με διάμεση τιμή 9,20 °C, ενώ κατά τις ημέρες με μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες η διάμεση τιμή του DTR είναι 7,20 °C. Η διεύρυνση του θερμοκρασιακού εύρους υποδηλώνει εντονότερη θέρμανση κατά τις θερμές ώρες της ημέρας και περιορισμένη απώλεια θερμότητας κατά τη διάρκεια της νύχτας, πιθανώς λόγω ασθενών κατακόρυφων και οριζόντιων κινήσεων του αέρα υπό την επίδραση στάσιμων ατμοσφαιρικών συνθηκών. Η μέγιστη θερμοκρασία (maxTemp) κατά τις ημέρες με ατμοσφαιρική στασιμότητα καταγράφει σημαντικά υψηλότερες τιμές, με διάμεση τιμή

27,4, σε σύγκριση με τις ημέρες με μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, όπου η διάμεση τιμή είναι 20,9 °C. Αντίστοιχη εικόνα παρατηρείται και στη μέση θερμοκρασία (meanTemp), με τις ημέρες με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες να εμφανίζουν διάμεση τιμή 22,1 °C, έναντι διάμεσης τιμής 17,0 °C στις ημέρες με μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες. Η ελάχιστη θερμοκρασία (minTemp) παρουσιάζει επίσης αξιοσημείωτη αύξηση κατά τις ημέρες με στασιμότητα, με διάμεση τιμή 18,0 °C, ενώ κατά τις ημέρες που δεν εμφανίζεται στασιμότητα η διάμεση τιμή είναι 14,1 °C. Τα αποτελέσματα υποδεικνύουν ότι οι ημέρες με ατμοσφαιρική στασιμότητα χαρακτηρίζονται από σαφώς υψηλότερες θερμοκρασίες και αυξημένο θερμοκρασιακό εύρος, συγκριτικά με τις μη στάσιμες. Οι θερμοκρασιακές αυτές συνθήκες συνάδουν με τις αναμενόμενες μετεωρολογικές παραμέτρους που ενισχύουν την εκδήλωση κυμάτων καύσωνα, επιβεβαιώνοντας τη συσχέτιση μεταξύ ατμοσφαιρικής στασιμότητας και ακραίων θερμοκρασιακών επεισοδίων.



Σχήμα 3.8. Συγκριτικά boxplots για τέσσερις θερμοκρασιακές μεταβλητές (DTR, maxTemp, meanTemp, minTemp), διαχωρίζοντας τις ημέρες σε στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (stagnant) και μη (non-stagnant).

Τα αποτελέσματα του t-test για θερμοκρασιακές μεταβλητές ανά κατηγορία στασιμότητας παρουσιάζονται στον **Πίνακα 3.4**. Η μηδενική υπόθεση που τέθηκε ήταν ότι οι θερμοκρασιακές τιμές διαφέρουν σημαντικά ανάλογα με την κατάσταση στασιμότητας της ατμόσφαιρας. Όλες οι διαφορές είναι στατιστικά σημαντικές με p-value πολύ μικρότερο από το επίπεδο σημαντικότητας p-value = 0,05 (p-value < 0,0001), υποδεικνύοντας ισχυρή απόρριψη της μηδενικής υπόθεσης ισότητας των μέσων τιμών.

Πίνακας 3.4. Αποτελέσματα του t-test για τις θερμοκρασιακές μεταβλητές ανά κατηγορία ημερών με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (stagnant) και μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (non-stagnant), με επίπεδο σημαντικότητας $p < 0,0001$ (p-value).

| Θερμοκρασιακή μεταβλητή | Μέση τιμή (Non-Stagnant) | Μέση τιμή (Stagnant) | t-statistic | p-value |
|------------------------------------|--------------------------|----------------------|-------------|----------|
| Ημερήσιο θερμοκρασιακό εύρος (DTR) | 7,00 | 9,15 | -48,7 | ~0 |
| Μέγιστη θερμοκρασία (maxTemp) | 21,8 | 26,3 | -25,9 | < 0,0001 |
| Μέση θερμοκρασία (meanTemp) | 17,9 | 21,2 | -20,4 | < 0,0001 |
| Ελάχιστη θερμοκρασία (minTemp) | 14,8 | 17,2 | -15,6 | < 0,0001 |

Τα αποτελέσματα αποκαλύπτουν σημαντικές διαφορές στη θερμοκρασία ανάμεσα στις ημέρες με στασιμότητα και τις υπόλοιπες ημέρες. Συγκεκριμένα:

- Η **μέγιστη θερμοκρασία (maxTemp)** κατά μέσο όρο είναι περίπου $4,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ υψηλότερη στις ημέρες με στασιμότητα, γεγονός που επιβεβαιώνει τη συσχέτιση μεταξύ στασιμότητας και υψηλών θερμοκρασιακών συνθηκών. Η υψηλή τιμή του t-test (-25,9) και του p-value < 0,0001 ενισχύουν την αξιοπιστία του συμπεράσματος.
- Η **μέση θερμοκρασία (meanTemp)** και η **ελάχιστη θερμοκρασία (minTemp)** είναι σημαντικά αυξημένες κατά περίπου $3,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ και $2,4\text{ }^{\circ}\text{C}$, αντίστοιχα, τις ημέρες με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, υποδηλώνοντας ότι η ατμοσφαιρική στασιμότητα συνοδεύεται από γενικότερη άνοδο της ημερήσιας θερμοκρασίας.
- Το **ημερήσιο εύρος θερμοκρασίας (DTR)** είναι επίσης σημαντικά μεγαλύτερο τις ημέρες με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, κατά $2,15\text{ }^{\circ}\text{C}$, υποδεικνύοντας μεγαλύτερη διακύμανση θερμοκρασιών κατά τη διάρκεια της ημέρας, πιθανώς λόγω σταθερών ατμοσφαιρικών συνθηκών που επιτρέπουν μεγαλύτερη συσσώρευση θερμότητας κατά τη διάρκεια της ημέρας και μικρότερη ψύξη κατά τη διάρκεια της νύχτας.

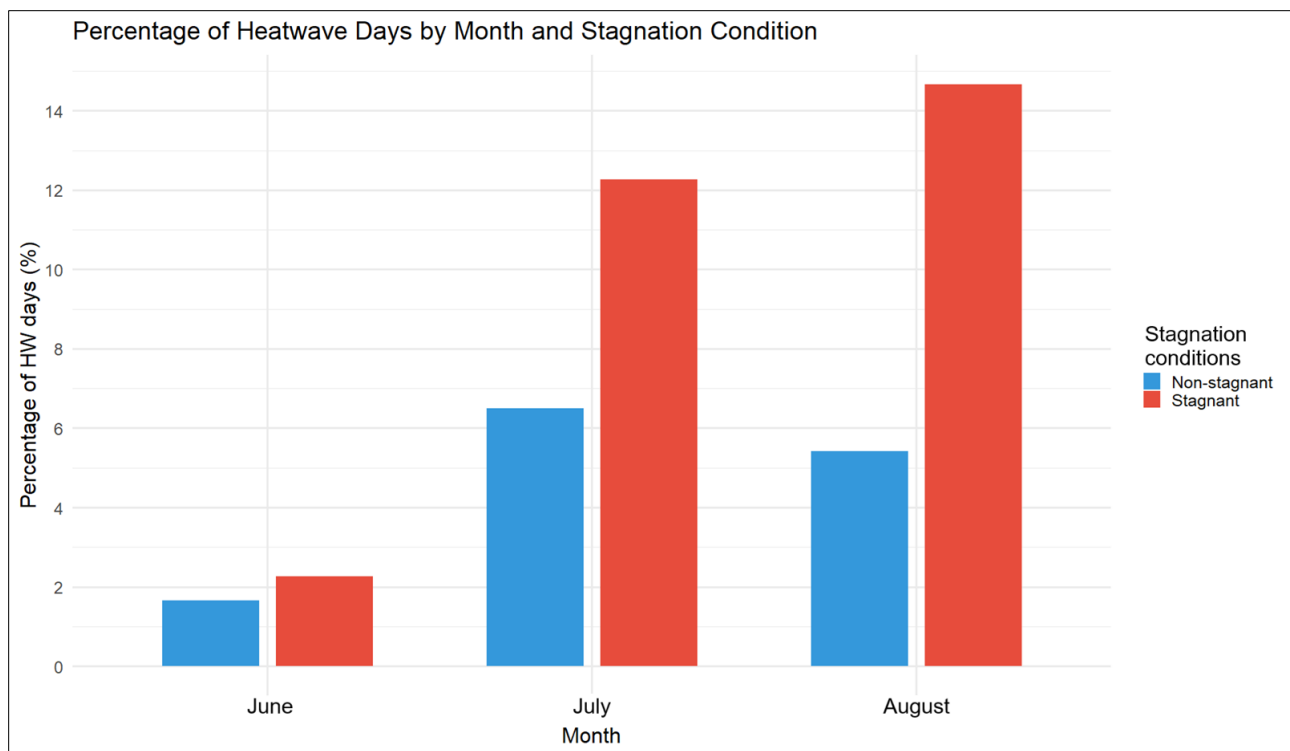
Για τη διερεύνηση της πιθανής σχέσης μεταξύ στάσιμων ατμοσφαιρικών συνθηκών και της συχνότητας εμφάνισης ημερών καύσωνα, πραγματοποιήθηκε ανάλυση των ημερήσιων μετεωρολογικών δεδομένων για την περίοδο 1991–2021. Τα δεδομένα που αφορούν στις ημέρες με εμφάνιση καύσωνα έχουν μελετηθεί στο **κεφάλαιο 2**. Οι ημέρες της περιόδου 1991–2021 κατηγοριοποιήθηκαν βάσει της ύπαρξης (ή μη) ατμοσφαιρικής στασιμότητας, ενώ στη συνέχεια καταγράφηκε ο συνολικός αριθμός ημερών που πληρούσαν τα κριτήρια εμφάνισης καύσωνα (172 ημέρες στο σύνολο της περιόδου). Από την ανάλυση προκύπτει ότι οι ημέρες με ατμοσφαιρική στασιμότητα εμφανίζουν σχεδόν τριπλάσιο ποσοστό εκδήλωσης καύσωνα (3,22%) σε σχέση με τις ημέρες με μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (1,06%). Το εύρημα αυτό υποδηλώνει σαφή σύνδεση μεταξύ της παρουσίας ατμοσφαιρικής στασιμότητας και της πιθανότητας εμφάνισης καύσωνα.

Όπως προκύπτει από τον **Πίνακα 3.5**, ενώ το ποσοστό εμφάνισης καύσωνα είναι σημαντικά υψηλότερο σε ημέρες με ατμοσφαιρική στασιμότητα, με ποσοστό 3,22% έναντι 1,06% τις ημέρες με μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, η στατιστική ανάλυση δεν υποστηρίζει σημαντική συσχέτιση με βάση το χ^2 -test. Το αποτέλεσμα αυτό ενδέχεται να οφείλεται στον χαμηλό συνολικό αριθμό ημερών με καύσωνα (172 ημέρες με καύσωνα επί του συνόλου των 11323 ημερών της χρονικής περιόδου 1991-2021), γεγονός που περιορίζει τη στατιστική ισχύ της ανάλυσης και τη χρήση αυστηρών κριτηρίων για τον χαρακτηρισμό της περιόδου καύσωνα.

Πίνακας 3.5. Συνοπτικά αποτελέσματα συσχέτισης καύσωνα και ατμοσφαιρικής στασιμότητας (1991-2021).

| Κατηγορία ατμοσφαιρικών συνθηκών | Αριθμός ημερών με καύσωνα | Σύνολο ημερών χρονικής περιόδου 1991-2021 | Ποσοστό ημερών με συνθήκες καύσωνα (%) |
|---|---------------------------|---|--|
| Μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (non-stagnant) | 95 | 8935 | 1,06% |
| Στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (stagnant) | 77 | 2388 | 3,22% |
| Σύνολο | 172 | 11323 | 1,52% |

Στο **Σχήμα 3.9** παρουσιάζεται το μέσο ποσοστό ημερών καύσωνα για τους μήνες Ιούνιο, Ιούλιο και Αύγουστο, ανάλογα με τις επικρατούσες ατμοσφαιρικές συνθήκες — στάσιμες και μη στάσιμες. Παρατηρούνται υψηλότερα ποσοστά καύσωνα κατά τη διάρκεια των στάσιμων συνθηκών, με κορύφωση τον Αύγουστο, όπου οι ημέρες καύσωνα υπό στασιμότητα φτάνουν σχεδόν το 15% των ημερών του μήνα. Οι μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες συσχετίζονται με σημαντικά χαμηλότερη συχνότητα καύσωνα, καθ' όλη τη θερινή περίοδο. Η σύγκριση των ποσοστών ημερών με καύσωνα μεταξύ στάσιμων και μη στάσιμων συνθηκών αποκαλύπτει σαφείς εποχικές διακυμάνσεις και αξιοσημείωτες διαφορές. Τον Ιούνιο παρατηρείται μικρή απόκλιση μεταξύ των δύο κατηγοριών, με τις στάσιμες ημέρες να εμφανίζουν υψηλότερο ποσοστό ημερών καύσωνα (~2,3%) σε σύγκριση με τις μη στάσιμες (~1,7%). Τον Ιούλιο, η διαφορά γίνεται πιο έντονη, με τις στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες να παρουσιάζουν σχεδόν διπλάσιο ποσοστό ημερών καύσωνα (~12,3%) σε σχέση με τις μη στάσιμες (~6,6%). Η επίδραση των στάσιμων ατμοσφαιρικών συνθηκών κορυφώνεται τον Αύγουστο. Οι ημέρες με καύσωνα υπό στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες αποτελούν περίπου το 14,8% των συνολικών ημερών, έναντι μόλις 5,5% για τις μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες. Τα αποτελέσματα ενισχύουν την υπόθεση ότι η στασιμότητα της ατμόσφαιρας αποτελεί κρίσιμο παράγοντα ενίσχυσης των κυμάτων καύσωνα στη διάρκεια του καλοκαιριού.



Σχήμα 3.9. Μέσο ποσοστό ημερών καύσωνα για τους μήνες Ιούνιο, Ιούλιο και Αύγουστο, ανάλογα με τις επικρατούσες ατμοσφαιρικές συνθήκες — στάσιμες (Stagnant) και μη στάσιμες (Non-stagnant).

Για τη διερεύνηση της συσχέτισης μεταξύ των στάσιμων ατμοσφαιρικών συνθηκών και της εμφάνισης επεισοδίων καύσωνα κατά τους μήνες Ιούνιο, Ιούλιο και Αύγουστο για τα έτη 1991-2021, πραγματοποιήθηκε ο έλεγχος ανεξαρτησίας χ^2 (Πίνακας 3.6). Στόχος της ανάλυσης είναι να διαπιστωθεί αν οι ημέρες του καλοκαιριού που συνοδεύονται από καύσωνα σχετίζονται στατιστικά με την επικράτηση στασιμότητας στην ατμόσφαιρα. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η τιμή του χ^2 είναι 1,6901, με 1 βαθμό ελευθερίας (df) και τιμή p-value = 0,1936 (Πίνακας 3.6). Δεδομένου ότι η τιμή p είναι μεγαλύτερη από το επίπεδο σημαντικότητας ($\alpha = 0,05$), δεν απορρίπτεται η μηδενική υπόθεση (H_0), η οποία υποστηρίζει ότι δεν υπάρχει στατιστικά σημαντική συσχέτιση μεταξύ των δύο μεταβλητών. Ενώ οι ημέρες με καύσωνα εμφανίζονται με υψηλότερη συχνότητα τις ημέρες με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, ο έλεγχος ανεξαρτησίας χ^2 δείχνει ότι η συσχέτιση δεν είναι στατιστικά σημαντική τους καλοκαιρινούς μήνες.

Πίνακας 3.6. Αποτελέσματα του ελέγχου ανεξαρτησίας χ^2 .

| | |
|---|--------|
| Chi-square (χ^2) | 1,6901 |
| Βαθμοί ελευθερίας (df) | 1 |
| Τιμή p (p-value) | 0,1936 |

Η αυξημένη σχετική συχνότητα των καυσώνων στις ημέρες με ατμοσφαιρική στασιμότητα είναι σημαντικό ποιοτικό εύρημα, το οποίο ερμηνεύεται με βάση τους φυσικούς και μετεωρολογικούς μηχανισμούς. Ο φυσικός μηχανισμός συσσώρευσης της θερμότητας που επιδρά υπό στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες οδηγεί σε «παγίδευση» θερμών αερίων μαζών. Δεν απομακρύνεται η θερμότητα, με αποτέλεσμα να αυξάνεται η μέγιστη θερμοκρασία, ακόμα και διαδοχικά για πολλές ημέρες, με αποτέλεσμα να δημιουργείται ή ενισχύεται ένα κύμα καύσωνα. Επιπλέον, οι ατμοσφαιρικές συνθήκες

στασιμότητας παγιδεύουν την απορριπτόμενη θερμότητα και συμβάλλουν σε υψηλές ελάχιστες ημερήσιες θερμοκρασίες, κριτήριο συχνό για τον χαρακτηρισμό περιόδου καύσωνα (**κεφάλαιο 2**). Ακόμα, η χρονική συγκυριακή σύνδεση στην περιοχή μελέτης (Αττική, Ελλάδα) οδηγεί σε ταυτόχρονη εμφάνιση καύσωνα και περιόδων με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, γεγονός που αποδεικνύεται από την ανάλυση των περιόδων καύσωνα του **κεφαλαίου 2** και του **Σχήματος 3.9** του παρόντος κεφαλαίου. Η εμφάνιση στάσιμων ατμοσφαιρικών συνθηκών έχει μεγαλύτερη συχνότητα τους μήνες του καλοκαιριού. Επομένως, υπάρχει εμφανής συσχέτιση, ακόμα και αν στατιστικά δεν είναι ισχυρή. Ενώ η στατιστική συσχέτιση δεν είναι σημαντική, η σαφώς αυξημένη παρουσία κυμάτων καύσωνα υπό συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας είναι συνεπής με τη βιβλιογραφία και υποδεικνύει τον μηχανισμό ενίσχυσης των επεισοδίων καύσωνα λόγω ανεπαρκούς διάχυσης της θερμότητας.

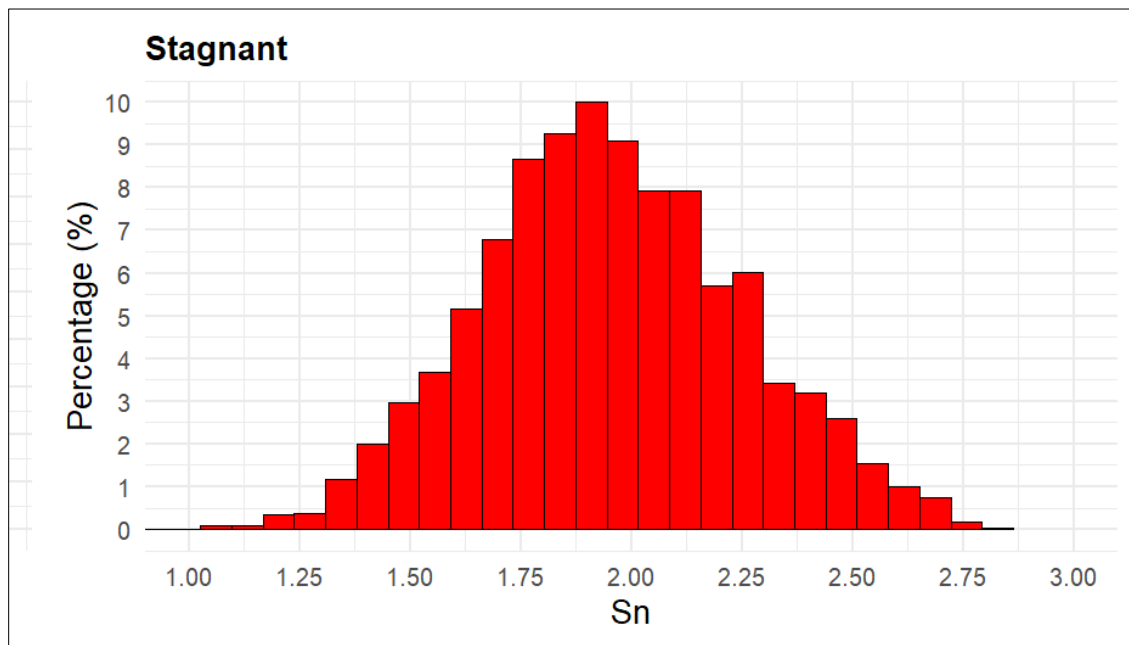
3.2.4 Δείκτης έντασης ατμοσφαιρικής στασιμότητας (Air Stagnation Intensity Index)

Η διερεύνηση του θεωρητικού πεδίου τιμών του δείκτη έντασης ατμοσφαιρικής στασιμότητας S_n προκύπτει άμεσα από τον μαθηματικό του ορισμό μέσω της **Εξίσωσης 3.2**: $S_n = \sum_{i=1}^3 \frac{A_i - B_i}{A_i}$, όπου $A_i > 0$ είναι τα καθορισμένα κατώφλια των μετεωρολογικών μεταβλητών και $B_i \geq 0$ οι αντίστοιχες ημερήσιες τιμές. Κάθε επιμέρους όρος $\frac{A_i - B_i}{A_i}$ λαμβάνει μέγιστη τιμή ίση με 1, όταν $B_i = 0$. Κατά συνέπεια, το θεωρητικό εύρος τιμών του δείκτη ορίζεται ως: $S_n \in (-\infty, 3]$, με τη μέγιστη τιμή $S_n=3$ να αντιστοιχεί στην περίπτωση πλήρους ατμοσφαιρικής στασιμότητας, όπου και οι τρεις μεταβλητές μηδενίζονται ταυτόχρονα. Υπό την επίδραση πραγματικών ατμοσφαιρικών συνθηκών, η ταυτόχρονη προσέγγιση μηδενικών τιμών σε όλες τις μεταβλητές είναι εξαιρετικά σπάνια, γεγονός που περιορίζει πρακτικά το άνω όριο του δείκτη S_n . Στο σύνολο δεδομένων της παρούσας μελέτης, η μέγιστη παρατηρούμενη τιμή είναι $S_n=2,85$, αντιστοιχώντας σε περιπτώσεις εξαιρετικά ασθενών ανέμων και μηδενικού ημερήσιου υετού.

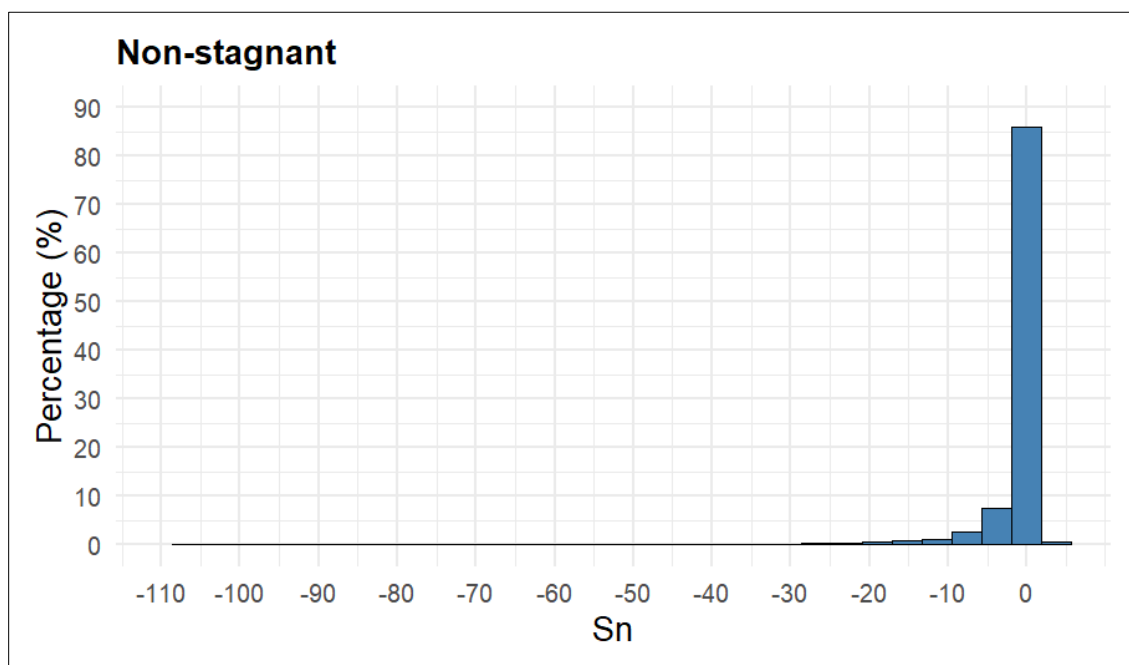
Ιδιαίτερο ενδιαφέρον παρουσιάζει το γεγονός ότι το εύρος τιμών του δείκτη S_n διαφοροποιείται ουσιαστικά ανάλογα με το καθεστώς ατμοσφαιρικής κυκλοφορίας. Στις ημέρες που χαρακτηρίζονται από στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, από τον ορισμό του ASI προκύπτει ότι $B_i \leq A_i$ για κάθε μεταβλητή και συνεπώς: $0 \leq S_n \leq 3$, με την κατώτερη τιμή $S_n=0$ να αντιστοιχεί στην οριακή περίπτωση όπου όλες οι μεταβλητές ισούνται με τα κατώφλια ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Αντίθετα, στις μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, τουλάχιστον μια μεταβλητή υπερβαίνει το αντίστοιχο κατώφλι ($B_i > A_i$).

Τα **Σχήματα 3.10 και 3.11** απεικονίζουν τα ιστογράμματα του δείκτη έντασης ατμοσφαιρικής στασιμότητας (Air Stagnation Intensity Index) S_n , διαχωρισμένα σε ατμοσφαιρικές συνθήκες μη-στασιμότητας και στασιμότητας, με τον άξονα y να εκφράζει το ποσοστό (%) των παρατηρήσεων (ημερών), για την περίοδο 1991–2021, στην Αττική. Για τις ημέρες με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, η κατανομή είναι σχεδόν συμμετρική (**Σχήμα 3.10**). Η μέγιστη συχνότητα φτάνει περίπου στο 10% των ημερών και οι τιμές κατανέμονται ομοιόμορφα σε εύρος από 1,0 έως 2,8. Η κατανομή δείχνει απουσία ακραίων αποκλίσεων. Για τις ημέρες με μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (**Σχήμα 3.10**), η κατανομή είναι έντονα ασύμμετρη προς τις αρνητικές τιμές, με την πλειονότητα των παρατηρήσεων να συγκεντρώνεται κοντά στο 0. Για περισσότερο από το 85% των ημερών η τιμή του S_n προσεγγίζει το 0, γεγονός που δείχνει ότι ένα πολύ μικρό εύρος τιμών κυριαρχεί στα δεδομένα. Οι τιμές κάτω από $S_n=-15$ εμφανίζονται σπάνια, με συχνότητες μικρότερες του 5%, υποδεικνύοντας ότι ακραίες αρνητικές τιμές είναι σπάνιες. Η σύγκριση δείχνει ότι η ατμοσφαιρική στασιμότητα σχετίζεται με υψηλότερες και ομοιογενείς

τιμές Sn, ενώ οι μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες εμφανίζουν διασπορά και παρουσία ακραίων αρνητικών τιμών.



Σχήμα 3.10. Κατανομή της μεταβλητής Sn για τις ημέρες με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας, εκφρασμένες σε ποσοστά (%) επί του συνόλου των παρατηρήσεων κάθε κατηγορίας. Τα δεδομένα είναι για τη χρονική περίοδο 1991–2021 στην Αττική.



Σχήμα 3.11. Κατανομή της μεταβλητής Sn για τις ημέρες χωρίς συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας, εκφρασμένες σε ποσοστά (%) επί του συνόλου των παρατηρήσεων κάθε κατηγορίας. Τα δεδομένα είναι για τη χρονική περίοδο 1991–2021 στην Αττική.

Από τα περιγραφικά στατιστικά στοιχεία της μεταβλητής S_n του **Πίνακα 3.7** προκύπτει ότι οι ημέρες με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας είναι 2388 (~21%) έναντι 8935 ημέρες (~79%) χωρίς συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Για τις μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες η μέση τιμή είναι $-0,49$ και η διάμεση τιμή $0,69$, ενώ για στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες προκύπτει ότι η μέση τιμή είναι $1,95$ και η διάμεση τιμή είναι $1,94$. Οι δύο τιμές είναι σχεδόν ίσες, υποδηλώνοντας σχετικά συμμετρική κατανομή.

Η διακύμανση (SD) είναι πολύ μεγαλύτερη στις μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες ($S_n = 4,25$), έναντι των στάσιμων ατμοσφαιρικών συνθηκών ($0,30$), δείχνοντας ότι οι μη-στάσιμες συνθήκες έχουν πολύ μεγαλύτερη μεταβλητότητα στις τιμές του S_n . Το IQR είναι μεγαλύτερο στις μη-στάσιμες συνθήκες ($S_n = 1,55$) σε σχέση με τις στάσιμες συνθήκες ($S_n = 0,40$), που υποδηλώνει ότι ακόμη και το κεντρικό 50% των δεδομένων στις μη-στάσιμες συνθήκες είναι πιο διασκορπισμένο. Σε ό,τι αφορά στην ελάχιστη και μέγιστη τιμή, για τις μη-στάσιμες συνθήκες η ελάχιστη τιμή είναι $-108,17$ και η μέγιστη $2,28$, ενώ για τις στάσιμες η ελάχιστη τιμή είναι $0,80$ και η μέγιστη $2,85$, δείχνοντας περιορισμένο εύρος και απουσία ακραίων τιμών. Η πολύ ακραία αρνητική τιμή στις συνθήκες μη στασιμότητας υποδεικνύει την παρουσία ακραίων τιμών ή πολύ σπάνιων γεγονότων.

Συμπερασματικά, οι συνθήκες χωρίς ατμοσφαιρική στασιμότητα χαρακτηρίζονται από μεγάλη διακύμανση και έντονη αρνητική ασυμμετρία, πιθανώς λόγω μεταβαλλόμενων μετεωρολογικών καταστάσεων που οδηγούν σε ακραίες τιμές. Οι στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες εμφανίζουν ομοιογενή κατανομή και με μικρή διακύμανση, ενώ η μεγάλη απόκλιση στο εύρος και τη διασπορά υποδηλώνει ότι οι δύο κατανομές προέρχονται από διαφορετικές φυσικές διαδικασίες ή ατμοσφαιρικές συνθήκες.

Πίνακας 3.7. Περιγραφικά στατιστικά στοιχεία της μεταβλητής S_n για ημέρες με και χωρίς συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Τα δεδομένα είναι για τη χρονική περίοδο 1991–2021 στην Αττική.

| Περιγραφικά στατιστικά στοιχεία | Μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (Non-stagnant) | Στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (stagnant) |
|---------------------------------|---|--|
| Αριθμός ημερών (Συχνότητα) | 8,935 (~79%) | 2,388 (~21%) |
| Μέση τιμή | -0,49 | 1,95 |
| Διάμεσος | 0,69 | 1,94 |
| Τυπική απόκλιση SD | 4,25 | 0,30 |
| Ελάχιστη τιμή | -108,17 | 0,80 |
| Μέγιστη τιμή | 2,28 | 2,85 |
| Διατεταρτημοριακό εύρος IQR | 1,55 | 0,40 |

Ο δείκτης S_n κατηγοριοποιήθηκε σε τέσσερις διακριτές κατηγορίες με βάση την κατανομή των τιμών του, όπως αποτυπώνεται στα **Σχήματα 3.10** και **3.11** και στον **Πίνακα 3.7**. Οι κατηγορίες ορίστηκαν ως εξής:

- **Very Low:** $S_n < 0$
- **Low:** $0 \leq S_n < 1$
- **Medium:** $1 \leq S_n < 2$
- **High:** $S_n \geq 2$

Από την ανάλυση των δεδομένων (Πίνακας 3.8) προκύπτουν τα εξής:

1. **Κατηγορία Very Low** ($S_n < 0$): Αυτές οι τιμές παρατηρούνται μόνο στις μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (2727 ημέρες), με μέση τιμή 3,87 και τυπική απόκλιση $SD=6,5$. Η μεγάλη διασπορά και η παρουσία εξαιρετικά αρνητικών τιμών (έως $-108,0$) υποδηλώνουν ακραίες ατμοσφαιρικές συνθήκες και έντονη μεταβλητότητα, χαρακτηριστική της δυναμικής των ασταθών ατμοσφαιρικών συνθηκών.
2. **Κατηγορία Low** ($S_n \in [0,1)$): Οι τιμές της κατηγορίας Low εμφανίζονται σχεδόν αποκλειστικά σε μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, με εξαίρεση μια ημέρα. Η μέση τιμή (0,57) και η διάμεσος (0,61) δείχνουν σχετικά συμμετρική κατανομή μέσα στην κατηγορία, ενώ η μικρή τυπική απόκλιση ($SD=0,28$) υποδηλώνει περιορισμένη μεταβλητότητα.
3. **Κατηγορία Medium** ($S_n \in [1,2)$): Η κατηγορία αυτή αντιπροσωπεύει ενδιάμεσες ατμοσφαιρικές συνθήκες, με μικτή κατανομή ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Από τα δεδομένα, περίπου το 57% των ημερών αντιστοιχούν σε στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες και το 37 % των ημερών σε μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, υποδηλώνοντας ότι η ενδιάμεση ένταση ατμοσφαιρικής στασιμότητας χαρακτηρίζει μεταβατικές συνθήκες της ατμόσφαιρας. Η χαμηλή τυπική απόκλιση ($SD=0,28$) και το περιορισμένο IQR (0,47) υποδηλώνουν συγκέντρωση των τιμών γύρω από τη μέση τιμή.
4. **Κατηγορία High** ($S_n \in [2, 2,85]$): Οι υψηλότερες τιμές του δείκτη εμφανίζονται αποκλειστικά κατά τις ημέρες στάσιμων ατμοσφαιρικών συνθηκών. Συγκεκριμένα, όλες οι 1017 ημέρες της κατηγορίας High αντιστοιχούν σε στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες. Η μικρή τυπική απόκλιση ($SD=0,18$) και το περιορισμένο IQR (0,26) υποδηλώνουν υψηλή ομοιογένεια.

Συνολικά, η κατανομή των τεσσάρων κατηγοριών επιβεβαιώνει ότι ο δείκτης S_n λειτουργεί αποτελεσματικά στον διαχωρισμό των ατμοσφαιρικών συνθηκών, με σαφή μετατόπιση των τιμών από τις πολύ αρνητικές για ασταθείς συνθήκες (Very Low) έως τις θετικά υψηλές για έντονα στάσιμες συνθήκες (High). Η συστηματική αυτή διαφοροποίηση, σε συνδυασμό με τα στατιστικά μέτρα διασποράς, παρέχει εμπειρισματομένη ποσοτική βάση για τη θεμελίωση των φυσικών διεργασιών που οδηγούν στις παρατηρούμενες κατανομές.

Πίνακας 3.8. Περιγραφικά στατιστικά στοιχεία των τεσσάρων κατηγοριών (Very Low, Low, Medium, High) της μεταβλητής S_n για ημέρες με και χωρίς συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Τα δεδομένα είναι για τη χρονική περίοδο 1991–2021 στην Αττική.

| Περιγραφικά Στατιστικά | Very Low | Low | Medium | High |
|--|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Αριθμός ημερών (Συχνότητα) | 2727 (24%) | 2928 (26%) | 4651 (41%) | 1017 (9%) |
| Αριθμός ημερών (Συχνότητα) <i>Στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες</i> | 0 (0%) | 1 (0%) | 1370 (57%) | 1017 (43%) |
| Αριθμός ημερών (Συχνότητα) <i>Μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες</i> | 2727 (31%) | 2927 (33%) | 3281 (37%) | 0 (0%) |
| Μέση τιμή | -3,87 | 0,57 | 1,47 | 2,23 |
| Διάμεσος | -1,47 | 0,61 | 1,46 | 2,20 |
| Τυπική απόκλιση SD | 6,51 | 0,28 | 0,28 | 0,18 |
| Ελάχιστη τιμή | -108,0 | 0 | 1 | 2 |
| Μέγιστη τιμή | 0 | 1 | 2,28 | 2,85 |
| Διατεταρτημοριακό εύρος IQR | 3,92 | 0,47 | 0,47 | 0,26 |

3.2.5 Συσχέτιση των ατμοσφαιρικών συνθηκών στασιμότητας με τις μετεωρολογικές παραμέτρους και τις συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων

Σε αυτό το στάδιο της ανάλυσης πραγματοποιήθηκε η διερεύνηση της σχέσης μεταξύ των ατμοσφαιρικών συνθηκών στασιμότητας και της ατμοσφαιρικής ρύπανσης στην ευρύτερη περιοχή της Αττικής. Η περίοδος μελέτης εκτείνεται από το 2001 έως το 2021. Για τον σκοπό αυτόν, χρησιμοποιήθηκαν τα παρακάτω δεδομένα όπως περιγράφονται αναλυτικά στο Κεφάλαιο 3.2.1.:

- Δεδομένα ποιότητας αέρα από τους ΣΠΠΑ του ΕΔΠΑΡ,
- Μετεωρολογικά δεδομένα από τον σταθμό του ΕΑΑ στο Θησείο και από τους ΣΠΠΑ ΡΑΤ, ΕΛΕ, ΣΜΥ του ΕΔΠΑΡ,
- Δεδομένα ύψους του οριακού στρώματος (BLH) από το σύνολο επαναανάλυσης ERA-5. Για το ύψος του BLH, υπολογίστηκε η ημερήσια τιμή για την περιοχή μελέτης ως ο μέσος όρος των αντίστοιχων τιμών στα ίδια εννέα πλεγματικά σημεία.

3.2.5.1 Συσχετίσεις με μορφή heatmap μεταξύ μετεωρολογικών μεταβλητών και ατμοσφαιρικών ρύπων

Για την αξιολόγηση της επίδρασης των μετεωρολογικών συνθηκών στις συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων, υπολογίστηκαν οι συντελεστές συσχέτισης Pearson μεταξύ των ρύπων, των μετεωρολογικών παραμέτρων και του ύψους του BLH, διαχωρίζοντας τις ημέρες σε συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας και μη στασιμότητας για τους ΣΠΠΑ ΑΓΡ, ΑΡΙ και ΕΛΕ (Σχήματα 3.12–3.14).

Η στατιστική σημαντικότητα των συσχετίσεων αξιολογήθηκε με βάση τα αντίστοιχα p-values, με την πλειονότητα των παρατηρούμενων σχέσεων να είναι στατιστικά σημαντικές σε επίπεδο $p < 0,001$ (Σχήματα 3.12–3.14). Το γεγονός αυτό υποδηλώνει ότι οι καταγεγραμμένες συσχετίσεις αντανακλούν υποκείμενους φυσικούς και χημικούς μηχανισμούς και δεν οφείλονται σε τυχαίες διακυμάνσεις. Συνολικά, τα αποτελέσματα αναδεικνύουν συνεπή και χωρικά συγκρίσιμα πρότυπα συσχέτισης, με σαφή διαφοροποίηση μεταξύ συνθηκών ατμοσφαιρικής στασιμότητας και μη στασιμότητας (Σχήματα 3.12–3.14). Κυρίαρχο εύρημα αποτελεί η ισχυρή θετική συσχέτιση μεταξύ της θερμοκρασίας και του MDA8hO_3 σε όλους τους ΣΠΠΑ (Σχήματα 3.12–3.14), επιβεβαιώνοντας τον καθοριστικό ρόλο της θερμοκρασίας στη φωτοχημική παραγωγή O_3 (Steiner et al., 2010; Coates et al., 2016; Varotsos et al., 2019; Yoshikado, 2023). Αντιθέτως, η σχετική υγρασία εμφανίζει συστηματικά αρνητική συσχέτιση με το O_3 (Σχήματα 3.12–3.14), υποδηλώνοντας περιορισμό της φωτοχημικής δραστηριότητας υπό συνθήκες αυξημένης υγρασίας. Η υγρασία περιορίζει την επίδραση της υψηλής θερμοκρασίας στην αύξηση της συγκέντρωσης του O_3 , όπως δείχνουν και σχετικές μελέτες (Li et al., 2021; Begou et al., 2024).

Οι πρωτογενείς ρύποι (NO_2 , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, Benz) παρουσιάζουν συνεπή συνδιακύμανση και ισχυρές θετικές συσχετίσεις, ιδιαίτερα κατά τις συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας (Σχήματα 3.12–3.14), αντανακλώντας την κυριαρχία κοινών πηγών εκπομπών και τη μειωμένη ατμοσφαιρική διασπορά. Οι υψηλές συσχετίσεις μεταξύ PM_{10} και $\text{PM}_{2.5}$ καταδεικνύονται σε όλους τους ΣΠΠΑ, με μεγαλύτερη ένταση στον ΑΡΙ (Σχήμα 3.13), γεγονός που υποδηλώνει είτε κοινή προέλευση είτε ενισχυμένο δευτερογενή σχηματισμό υπό συνθήκες περιορισμένης ανάμειξης. Το BLH αναδεικνύεται ως βασικός ρυθμιστικός παράγοντας, εμφανίζοντας αρνητική συσχέτιση με τους πρωτογενείς ρύπους και θετική με το MDA8hO_3 (Σχήματα 3.12–3.14). Η συμπεριφορά αυτή αντανακλά τη συνδυασμένη δράση της κατακόρυφης

αραίωσης και της περιφερειακής μεταφοράς, καθώς η αύξηση του BLH μειώνει τις συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων, ενώ παράλληλα διευκολύνει τη μεταφορά O_3 από ανώτερα στρώματα ή γειτονικές περιοχές. Οι φυσικές διαδικασίες αραίωσης (dilution) των ατμοσφαιρικών ρύπων στην ατμόσφαιρα οδηγούν σε αρνητική συσχέτιση, όπου μεγαλύτερο ύψος BLH οδηγεί σε χαμηλότερες συγκεντρώσεις NO_2 (Harkey et al., 2015). Μεγάλο ύψος BLH μπορεί να διευκολύνει τη μεταφορά O_3 που έχει παραχθεί σε προαστιακές ή αγροτικές περιοχές προς το εσωτερικό της πόλης. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα την αύξηση των τοπικών συγκεντρώσεων O_3 σε αστικό περιβάλλον, ανεξάρτητα από την τοπική παραγωγή (Karagiannidis et al., 2015). Οι συσχετίσεις αυτές είναι εντονότερες κατά τις συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας, ιδίως στον ΣΠΠΑ ARI (Σχήμα 3.13), όπου το περιορισμένο ύψος ανάμειξης ενισχύει τη συσσώρευση ατμοσφαιρικών ρύπων. Η ταχύτητα του ανέμου παρουσιάζει συστηματικά αρνητική συσχέτιση με τις συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων, ιδιαίτερα υπό μη στάσιμες συνθήκες (Σχήματα 3.12–3.14), επιβεβαιώνοντας τον ρόλο της στην οριζόντια μεταφορά και τη διασπορά. Οι ισχυρότερες αρνητικές συσχετίσεις καταγράφονται στον ARI (Σχήμα 3.13), γεγονός που υποδηλώνει μεγαλύτερη εξάρτηση των συγκεντρώσεων από τις δυναμικές διεργασίες. Το βενζόλιο εμφανίζει αρνητικές συσχετίσεις με τη θερμοκρασία, την ταχύτητα του ανέμου και το BLH (Σχήματα 3.12–3.14), γεγονός που συνάδει με την ενίσχυση της διασποράς του υπό συνθήκες αυξημένης ανάμειξης. Η αντίστροφη σχέση του με το O_3 είναι ιδιαίτερα εμφανής στον ELE (Σχήμα 3.14), υποδηλώνοντας τη σημασία των φωτοχημικών διεργασιών και της τιτλοδότησης. Η βροχόπτωση εμφανίζει γενικά ασθενή συσχέτιση με τους ρύπους σε όλους τους ΣΠΠΑ (Σχήματα 3.12–3.14), αν και συμβάλλει στις διεργασίες υγρής απομάκρυνσης, με μεγαλύτερη αποτελεσματικότητα στα PM_{10} .

Η σύγκριση μεταξύ συνθηκών στασιμότητας και μη στασιμότητας καταδεικνύει ότι κατά τις πρώτες οι συσχετίσεις είναι ισχυρότερες και πιο συνεκτικές (Σχήματα 3.12–3.14), αντανakλώντας την ενίσχυση των τοπικών διεργασιών και τον περιορισμό της διασποράς, ενώ κατά τις δεύτερες εξασθενούν λόγω αυξημένης ατμοσφαιρικής ανάμειξης και μεταφοράς.

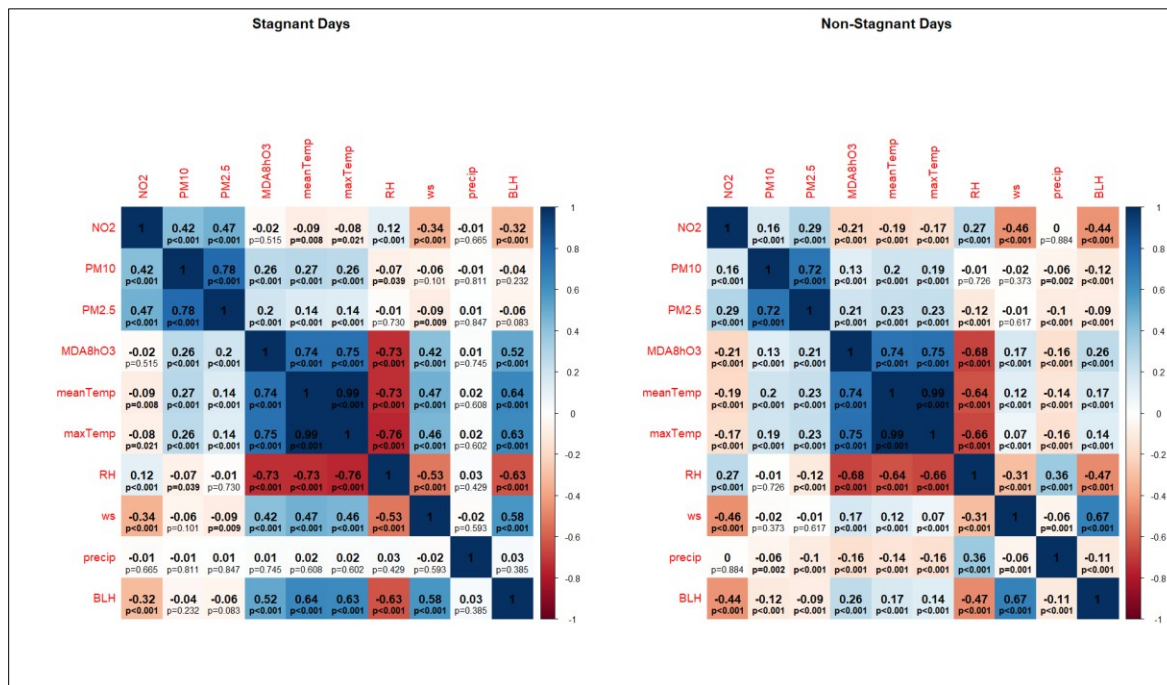
Παρατηρούνται διαφοροποιήσεις μεταξύ των ΣΠΠΑ. Ο ARI παρουσιάζει εντονότερες συσχετίσεις μεταξύ των αιωρούμενων σωματιδίων και του BLH (Σχήμα 3.13), υποδηλώνοντας αυξημένη ευαισθησία στη δυναμική του BLH. Αντίθετα, στον AGP παρατηρείται ισχυρότερη σύζευξη θερμοκρασίας και $MDA8hO_3$ (Σχήμα 3.12), γεγονός που υποδηλώνει εντονότερη επίδραση φωτοχημικών διεργασιών. Ο ELE χαρακτηρίζεται από συγκριτικά ασθενέστερες συσχετίσεις μεταξύ των ατμοσφαιρικών ρύπων (Σχήμα 3.14), γεγονός που ενδέχεται να αντανakλά αυξημένη τοπική μεταβλητότητα ή διαφοροποιημένη σύνθεση πηγών εκπομπών. Συνολικά, τα αποτελέσματα (Σχήματα 3.12–3.14) αναδεικνύουν τον σύνθετο και αλληλεξαρτώμενο ρόλο των μετεωρολογικών και δυναμικών παραμέτρων στον έλεγχο της ποιότητας του ατμοσφαιρικού αέρα, με κυρίαρχους μηχανισμούς τη δυναμική του οριακού στρώματος και τη διασπορά.

Σε μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, οι συσχετίσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων με τις μετεωρολογικές μεταβλητές είναι γενικά ασθενέστερες, υποδεικνύοντας μειωμένη επιρροή της μετεωρολογικής μεταβλητότητας στους ατμοσφαιρικούς ρύπους υπό βελτιωμένο αερισμό και ατμοσφαιρική ανάμειξη (Toro et al., 2019). Η βροχόπτωση γενικά είχε ασθενή ή καθόλου συσχέτιση με τους ατμοσφαιρικούς ρύπους κατά τη διάρκεια των ημερών με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες και ασθενή αρνητική συσχέτιση κατά τη διάρκεια των ημερών με μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες. Η βροχόπτωση μπορεί να προκαλέσει τη διαδικασία υγρής απομάκρυνσης των ατμοσφαιρικών ρύπων. Για παράδειγμα, τα $PM_{2.5}$ παραμένουν για μεγαλύτερο χρονικό διάστημα στην ατμόσφαιρα μετά από βροχοπτώσεις, κάτι που μπορεί να εξηγηθεί από το μέγεθος των σωματιδίων, δεδομένου ότι τα PM_{10} ,

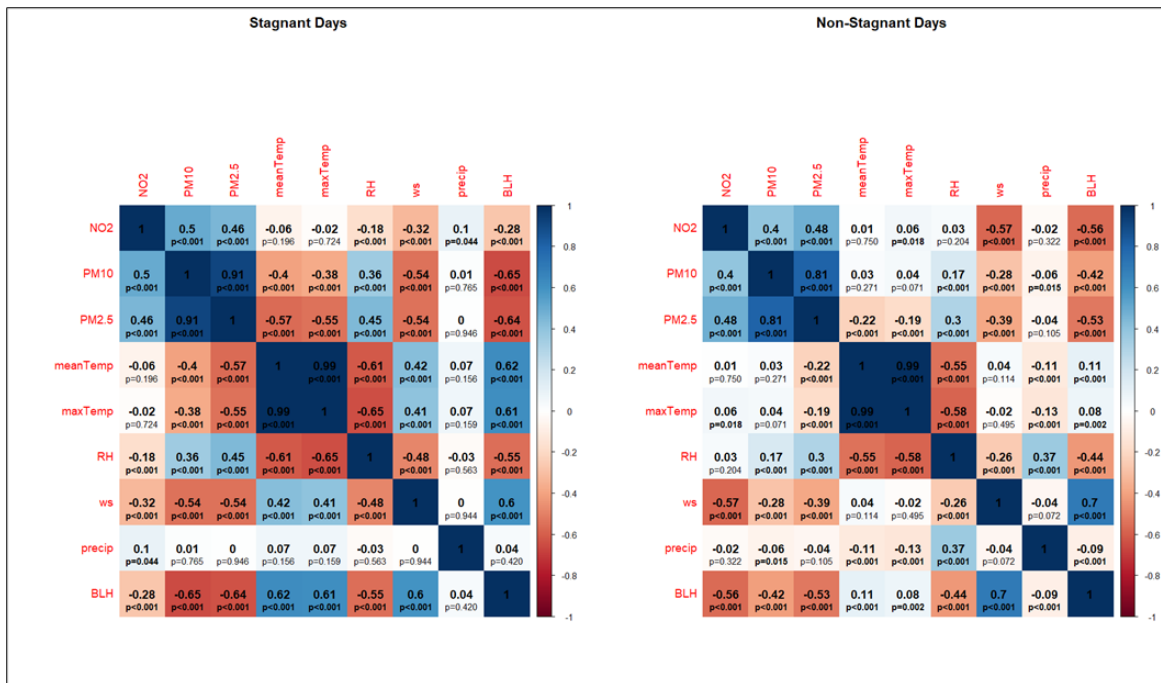
όντας μεγαλύτερα, παγιδεύονται πιο εύκολα από σταγόνες νερού, ενισχύοντας την υγρή εναπόθεση (Sankaran et al., 2024).

Οι αρνητικές συσχετίσεις μεταξύ των συγκεντρώσεων βενζολίου, της θερμοκρασίας, της ταχύτητας του ανέμου και του BLH εξηγούν τη μείωση των συγκεντρώσεών του, όταν η θερμοκρασία, η ταχύτητα του ανέμου και το ύψος του BLH αυξάνονται. Η θερμοκρασία έχει οριακά σημαντική επίδραση στη διασπορά του βενζολίου, η οποία ενισχύεται από την επίδραση της σχετικής υγρασίας (Sanda et al., 2023). Γενικά, καταγράφεται θετική συσχέτιση του βενζολίου με τη σχετική υγρασία, αλλά ασθενέστερη σε σύγκριση με τη θερμοκρασία και την ταχύτητα του ανέμου.

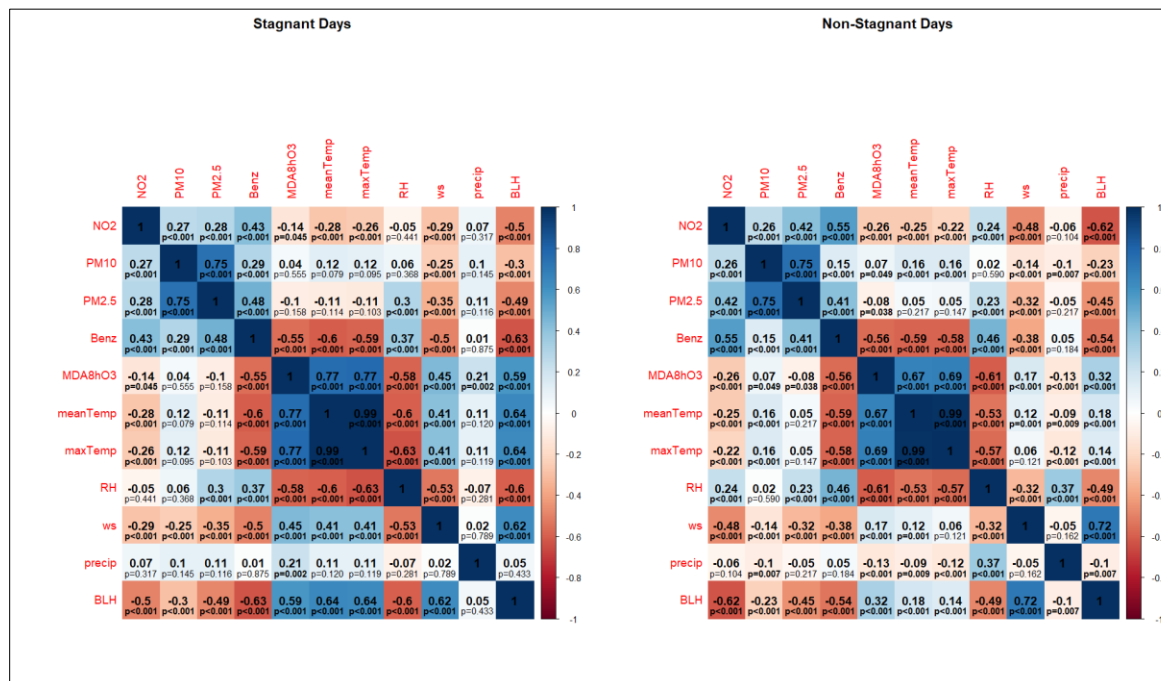
Οι αλλαγές στις μετεωρολογικές παραμέτρους -συμπεριλαμβανομένης της θερμοκρασίας, της σχετικής υγρασίας, της ταχύτητας του ανέμου και της βροχόπτωσης- συνδέονται φυσικά και ποσοτικά με την ποιότητα του αέρα. Αυτές οι μετεωρολογικές μεταβλητές, οι οποίες συχνά μεταβάλλονται σε συνοπτικές χρονικές κλίμακες, επηρεάζουν την τάση για συσσώρευση ατμοσφαιρικών ρύπων εντός του BLH, καθώς και τις διαδικασίες σχηματισμού και απομάκρυνσης δευτερογενών ατμοσφαιρικών ρύπων (Dawson et al., 2014; Fiore et al., 2015). Μεταξύ αυτών των μετεωρολογικών παραγόντων, ο άνεμος είναι συχνά κυρίαρχος παράγοντας για τα επίπεδα ατμοσφαιρικής ρύπανσης κοντά στην επιφάνεια, καθώς οι συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων - ιδιαίτερα των αιωρούμενων σωματιδίων- τείνουν να είναι αντισυχετισμένες με την ταχύτητα του ανέμου. Ο άνεμος ισχυρής έντασης ευνοεί τη διασπορά των ατμοσφαιρικών ρύπων και την κατακόρυφη ανάμιξη, ενώ ο άνεμος ασθενούς έντασης συμβάλλει στην ατμοσφαιρική στασιμότητα και τη συσσώρευση ατμοσφαιρικών ρύπων. Η δυναμική των ταχυτήτων του ανέμου κοντά στην επιφάνεια καθορίζεται από την κυκλοφορία μεγάλης κλίμακας και από την τραχύτητα και τη σταθερότητα της επιφάνειας του εδάφους, οι οποίες ρυθμίζουν τις ροές ορμής κοντά στην επιφάνεια (Vautard et al., 2018).



Σχήμα 3.12. Γραφική απεικόνιση σε μορφή heatmap των συντελεστών συσχέτισης Pearson μεταξύ μετεωρολογικών μεταβλητών και ατμοσφαιρικών ρύπων για τις ημέρες με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας (Stagnant days) και μη (Non-Stagnant Days) για τον ΣΠΠΑ ΑGR.



Σχήμα 3.13. Γραφική απεικόνιση σε μορφή heatmap των συντελεστών συσχέτισης Pearson μεταξύ μετεωρολογικών μεταβλητών και ατμοσφαιρικών ρύπων για τις ημέρες με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας (Stagnant days) και μη (Non-Stagnant Days) για τον ΣΠΠΑ ARI.



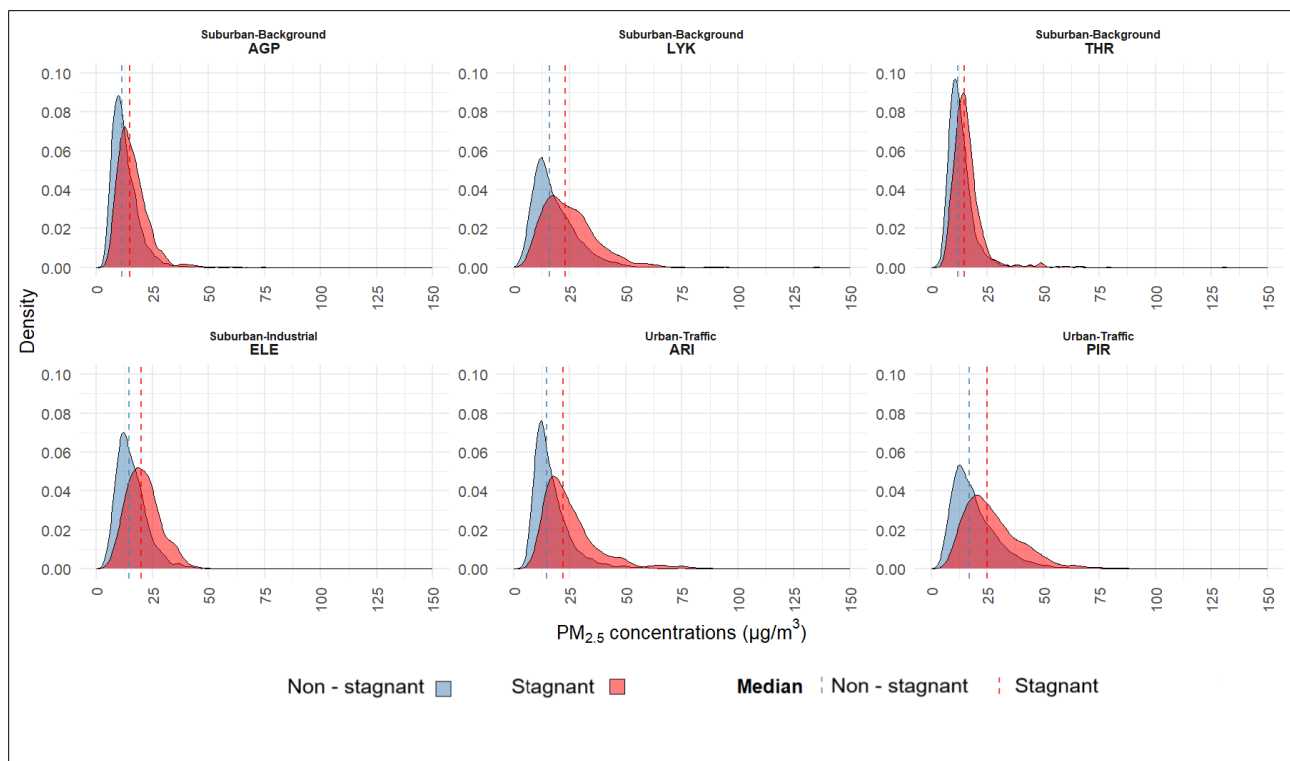
Σχήμα 3.14. Γραφική απεικόνιση σε μορφή heatmap των συντελεστών συσχέτισης Pearson μεταξύ μετεωρολογικών μεταβλητών και ατμοσφαιρικών ρύπων για τις ημέρες με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας (Stagnant days) και μη (Non-Stagnant Days) για τον ΣΠΠΑ ELE.

3.2.5.2 Διαγράμματα πυκνότητας πιθανότητας των συγκεντρώσεων των αιωρούμενων σωματιδίων (PM_{2.5} και PM₁₀)

Για την ποσοτική αξιολόγηση της επίδρασης της ατμοσφαιρικής στασιμότητας στις συγκεντρώσεις των PM, υπολογίστηκαν τα διαγράμματα KDE της πυκνότητας πιθανότητας (density estimates) των ημερήσιων συγκεντρώσεων PM_{2.5} (μg/m³) και PM₁₀ (μg/m³) για τους ΣΠΠΑ που είχαν διαθέσιμα δεδομένα. Τα διαγράμματα KDE παρουσιάζονται για δυο “καθεστώτα” ατμοσφαιρικής στασιμότητας, με ατμοσφαιρική στασιμότητα και μη στασιμότητα. Στον κατακόρυφο άξονα των KDE, αποτυπώνεται η πυκνότητα πιθανότητας (density), η οποία εκφράζει τη σχετική πιθανότητα εμφάνισης τιμών (συγκεντρώσεων των PM) σε κάθε περιοχή τιμών του οριζόντιου άξονα. Οι τιμές στον άξονα πυκνότητας έχουν κανονικοποιηθεί, έτσι ώστε το εμβαδόν κάτω από κάθε καμπύλη να ισούται με 1. Συνεπώς, υψηλότερες κορυφές υποδηλώνουν μεγαλύτερη συγκέντρωση παρατηρήσεων γύρω από μια συγκεκριμένη τιμή (συγκέντρωση PM), ενώ πιο επίπεδες ή εκτεταμένες καμπύλες υποδεικνύουν μεγαλύτερη διασπορά στις τιμές (συγκεντρώσεις PM). Στη συνέχεια, πραγματοποιήθηκαν μη παραμετρικοί έλεγχοι Mann–Whitney U για κάθε ΣΠΠΑ, συγκρίνοντας τις διάμεσες τιμές μεταξύ ημερών ατμοσφαιρικής στασιμότητας και μη στασιμότητας.

Στο **Σχήμα 3.15** παρουσιάζονται τα διαγράμματα KDE των ημερήσιων συγκεντρώσεων PM_{2.5} υπό συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας και μη, όπως αυτές καταγράφηκαν σε έξι αντιπροσωπευτικούς ΣΠΠΑ με διαφορετικά χαρακτηριστικά. Σε όλους τους ΣΠΠΑ παρατηρείται σαφής μετατόπιση των κατανομών προς υψηλότερες συγκεντρώσεις σε συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας, σε σύγκριση με τις ημέρες χωρίς ατμοσφαιρική στασιμότητα. Η μετατόπιση αυτή τεκμηριώνεται τόσο οπτικά, μέσω της μετακίνησης της κόκκινης καμπύλης προς τα δεξιά, όσο και με την παρουσία των διακεκομμένων γραμμών που αντιπροσωπεύουν τις διάμεσες τιμές της συγκέντρωσης των PM_{2.5}, όπου υπό τις συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας είναι μετατοπισμένες δεξιά. Οι κατανομές σε περιόδους στασιμότητας εμφανίζουν επιπλέον μεγαλύτερη διασπορά και μακρύτερες ουρές (right-skewed) και μεγαλύτερη ασυμμετρία, γεγονός που αντανακλά την παρουσία ακραίων επεισοδίων αυξημένων τιμών PM_{2.5}, ιδίως στους ΣΠΠΑ αστικής κυκλοφορίας ARI και PIR, όπου καταγράφονται οι υψηλότερες συγκεντρώσεις PM_{2.5}, με την ατμοσφαιρική στασιμότητα να ενισχύει την επίδραση των τοπικών πηγών ατμοσφαιρικής ρύπανσης, όπως η κυκλοφορία των οχημάτων, μέσω του περιορισμού της ατμοσφαιρικής διασποράς. Παρόμοιο μοτίβο παρατηρείται και στους ΣΠΠΑ υποβάθρου AGP, LYK, THR, όπου η στασιμότητα συνδέεται με σημαντική αύξηση των συγκεντρώσεων, γεγονός που υποδεικνύει τη σημασία της συσσώρευσης των σωματιδιακών ρύπων. Ο ΣΠΠΑ ELE, με βιομηχανικά χαρακτηριστικά, παρουσιάζει επίσης αξιοσημείωτη μεταβολή, γεγονός που υποδηλώνει την αυξημένη συμβολή των βιομηχανικών εκπομπών υπό περιορισμένες συνθήκες διασποράς.

Η συστηματική παρουσία αυτής της διαφοροποίησης καταδεικνύει την κρίσιμη σημασία των μετεωρολογικών συνθηκών στη διασπορά και τη συγκέντρωση των αιωρούμενων σωματιδίων. Η ατμοσφαιρική στασιμότητα, ως φαινόμενο που χαρακτηρίζεται από χαμηλή ταχύτητα ανέμου και καταστολή της κατακόρυφης ανάμιξης, δημιουργεί ευνοϊκές συνθήκες για τη συσσώρευση ατμοσφαιρικών ρύπων κοντά στην επιφάνεια του εδάφους.



Σχήμα 3.15. Διαγράμματα KDE (Kernel Density Estimate) των ημερήσιων συγκεντρώσεων PM_{2.5} υπό συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας (Stagnant, κόκκινο) και μη στασιμότητας (Non-stagnant, μπλε) για τους ΣΠΠΑ υπό μελέτη.

Στον **Πίνακα 3.9** παρουσιάζονται οι διάμεσες τιμές των συγκεντρώσεων των PM_{2.5} (µg/m³) κατά τις ημέρες με και χωρίς ατμοσφαιρική στασιμότητα στους έξι ΣΠΠΑ υπό μελέτη. Οι διάμεσες συγκεντρώσεις των PM_{2.5} κατά τις ημέρες με ατμοσφαιρική στασιμότητα είναι σημαντικά υψηλότερες από εκείνες που καταγράφηκαν κατά τις περιόδους χωρίς ατμοσφαιρική στασιμότητα, με τις διαφορές να κυμαίνονται από περίπου +2,8 µg/m³ (στον ΣΠΠΑ THR) έως +8 µg/m³ (στον ΣΠΠΑ PIR). Όλες οι συγκρίσεις απέδωσαν τιμές $p < 0,0001$, ακόμη και μετά την εφαρμογή διόρθωσης για πολλαπλές συγκρίσεις (Bonferroni-adjusted), υποδεικνύοντας ισχυρή απόρριψη της μηδενικής υπόθεσης περί απουσίας διαφοράς. Τα ευρήματα αυτά υποστηρίζουν την υπόθεση ότι η ατμοσφαιρική στασιμότητα συμβάλλει ουσιαστικά στη συσσώρευση αιωρούμενων σωματιδίων στην ατμόσφαιρα. Η επίδραση αυτή εμφανίζεται σταθερή, ανεξαρτήτως του τύπου ΣΠΠΑ, γεγονός που υποδηλώνει ότι οι στάσιμες μετεωρολογικές συνθήκες ενισχύουν την σωματιδιακή ρύπανση από PM_{2.5}.

Πίνακας 3.9. Διάμεσες τιμές συγκεντρώσεων PM_{2.5} (μg/m³) κατά τις ημέρες με και χωρίς ατμοσφαιρική στασιμότητα στους ΣΠΠΑ υπό μελέτη. Όλα τα ζεύγη συγκρίσεων είναι στατιστικά σημαντικά (έλεγχος Mann–Whitney U, $p < 0,0001$, με διόρθωση Bonferroni).

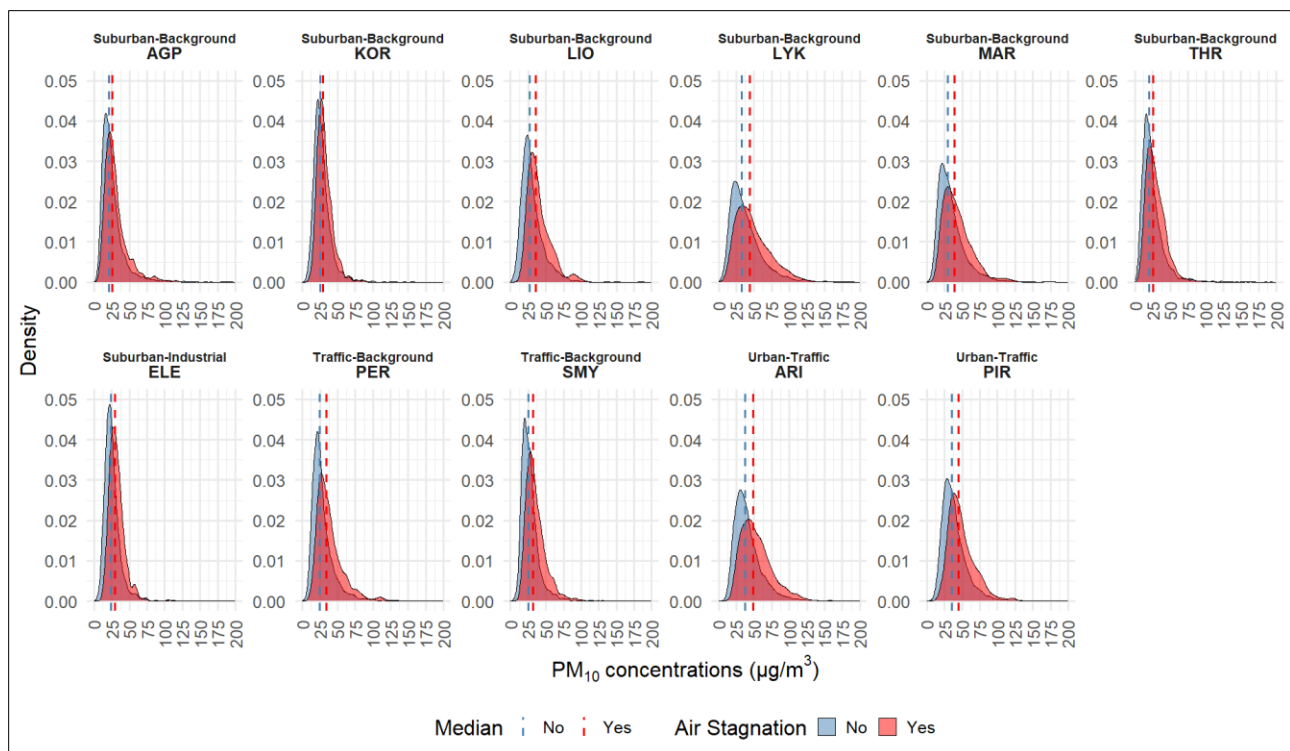
| ΣΠΠΑ | Διάμεση τιμή Μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (Non-stagnant) | Διάμεση τιμή Στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (stagnant) |
|------|---|---|
| AGP | 11,2 | 15,0 |
| ARI | 14,6 | 22,0 |
| ELE | 14,4 | 20,0 |
| LYK | 16,0 | 23,0 |
| PIR | 17,0 | 25,0 |
| THR | 12,0 | 14,8 |

Στο **Σχήμα 3.16** παρουσιάζονται τα διαγράμματα KDE των ημερήσιων συγκεντρώσεων PM₁₀ υπό συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας και μη, όπως αυτές καταγράφηκαν σε 11 αντιπροσωπευτικούς ΣΠΠΑ με διαφορετικά χαρακτηριστικά: περιαστικού υποβάθρου (AGP, KOR, LIO, LYK, MAR, THR), βιομηχανικού υποβάθρου (ELE), κυκλοφοριακού υποβάθρου (PER, SMY) και αστικού-κυκλοφορίας (ARI, PIR). Σε όλους τους ΣΠΠΑ παρατηρείται σαφής μετατόπιση των κατανομών προς υψηλότερες συγκεντρώσεις σε συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Όπως και για τα PM_{2.5} (**Σχήμα 3.15**), η μετατόπιση αυτή τεκμηριώνεται τόσο οπτικά, μέσω της μετακίνησης της κόκκινης καμπύλης προς τα δεξιά, όσο και με την παρουσία των διακεκομμένων γραμμών που αντιπροσωπεύουν τις διάμεσες τιμές της συγκέντρωσης των PM_{2.5}, που υπό τις συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας είναι μετατοπισμένες δεξιά. Οι κατανομές σε περιόδους στασιμότητας εμφανίζουν επιπλέον μεγαλύτερη διασπορά και μακρύτερες ουρές (right-skewed) και μεγαλύτερη ασυμμετρία, γεγονός που αντανακλά την παρουσία ακραίων επεισοδίων αυξημένων τιμών PM₁₀.

Η τιμή της μέγιστης πυκνότητας στις περισσότερες περιπτώσεις κυμαίνεται μεταξύ 0,025 και 0,05, με τις κατανομές για τις ημέρες χωρίς ατμοσφαιρική στασιμότητα να εμφανίζουν πιο συμπαγείς (στενές) κατανομές πυκνότητας, που συγκεντρώνουν μεγαλύτερο ποσοστό ημερών σε χαμηλότερες συγκεντρώσεις PM₁₀. Αντίθετα, υπό συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας, η μέγιστη πυκνότητα είναι συνήθως χαμηλότερη, καθώς οι τιμές PM₁₀ διασπείρονται σε ευρύτερο εύρος, φτάνοντας συχνά έως και τα 200 μg/m³ στους αστικούς-κυκλοφοριακούς ΣΠΠΑ.

Ο **Πίνακας 3.10** παρουσιάζει τις διάμεσες τιμές των ημερήσιων συγκεντρώσεων PM₁₀ κατά τις ημέρες με και χωρίς ατμοσφαιρική στασιμότητα στους 11 ΣΠΠΑ υπό μελέτη. Η στατιστική σημαντικότητα των διαφορών μεταξύ των δύο “καθεστώτων” ατμοσφαιρικής στασιμότητας αξιολογήθηκε με τον μη παραμετρικό έλεγχο Mann–Whitney U, λόγω της ασυμμετρίας των κατανομών. Όλα τα ζεύγη συγκρίσεων εμφάνισαν $p < 0,0001$ (με διόρθωση Bonferroni για τον έλεγχο του σφάλματος τύπου I λόγω πολλαπλών συγκρίσεων). Η σημαντικότητα αυτή επιβεβαιώνει τη συστηματική επίδραση της στασιμότητας στην αύξηση των επιπέδων PM₁₀. Η πιο έντονη διαφοροποίηση παρατηρείται στους αστικούς-κυκλοφοριακούς ΣΠΠΑ (π.χ. ARI, PIR, LYK), όπου οι διαφορές μεταξύ των δύο “καθεστώτων” αγγίζουν ή και υπερβαίνουν τα 10 μg/m³. Αντίστοιχα, ακόμη και οι ΣΠΠΑ περιαστικού υποβάθρου (AGP, THR) παρουσιάζουν σημαντική αύξηση, επιβεβαιώνοντας ότι η ατμοσφαιρική στασιμότητα δρα καθοριστικά στη συσσώρευση ατμοσφαιρικών ρύπων, ανεξαρτήτως τοπικών πηγών εκπομπής.

Τα ευρήματα αυτά ενισχύουν την υπόθεση ότι η ατμοσφαιρική στασιμότητα αποτελεί κρίσιμο μετεωρολογικό παράγοντα που επηρεάζει άμεσα την ποιότητα του αέρα.



Σχήμα 3.16. Διαγράμματα KDE (Kernel Density Estimate) των ημερήσιων συγκεντρώσεων PM₁₀ υπό συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας (Stagnant, κόκκινο) και μη στασιμότητας (Non-stagnant, μπλε) για τους ΣΠΠΑ υπό μελέτη.

Πίνακας 3.10. Διάμεσες τιμές συγκεντρώσεων PM₁₀ (µg/m³) κατά τις ημέρες με και χωρίς ατμοσφαιρική στασιμότητα στους ΣΠΠΑ υπό μελέτη. Όλα τα ζεύγη συγκρίσεων είναι στατιστικά σημαντικά (έλεγχος Mann–Whitney U, $p < 0,0001$, με διόρθωση Bonferroni).

| ΣΠΠΑ | Διάμεση τιμή Μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (Non-stagnant) | Διάμεση τιμή Στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (Stagnant) |
|------|---|---|
| AGP | 21,1 | 26,0 |
| ARI | 37,0 | 49,0 |
| ELE | 23,4 | 29,9 |
| KOR | 25,1 | 29,4 |
| LIO | 26,8 | 35,9 |
| LYK | 33,0 | 43,8 |
| MAR | 30,0 | 39,0 |
| PER | 24,4 | 33,9 |
| PIR | 35,0 | 45,0 |
| SMY | 24,9 | 32,3 |
| THR | 20,0 | 26,0 |

3.2.5.3 Μεταβολές στις συγκεντρώσεις των αιωρούμενων σωματιδίων (PM_{2.5} και PM₁₀)

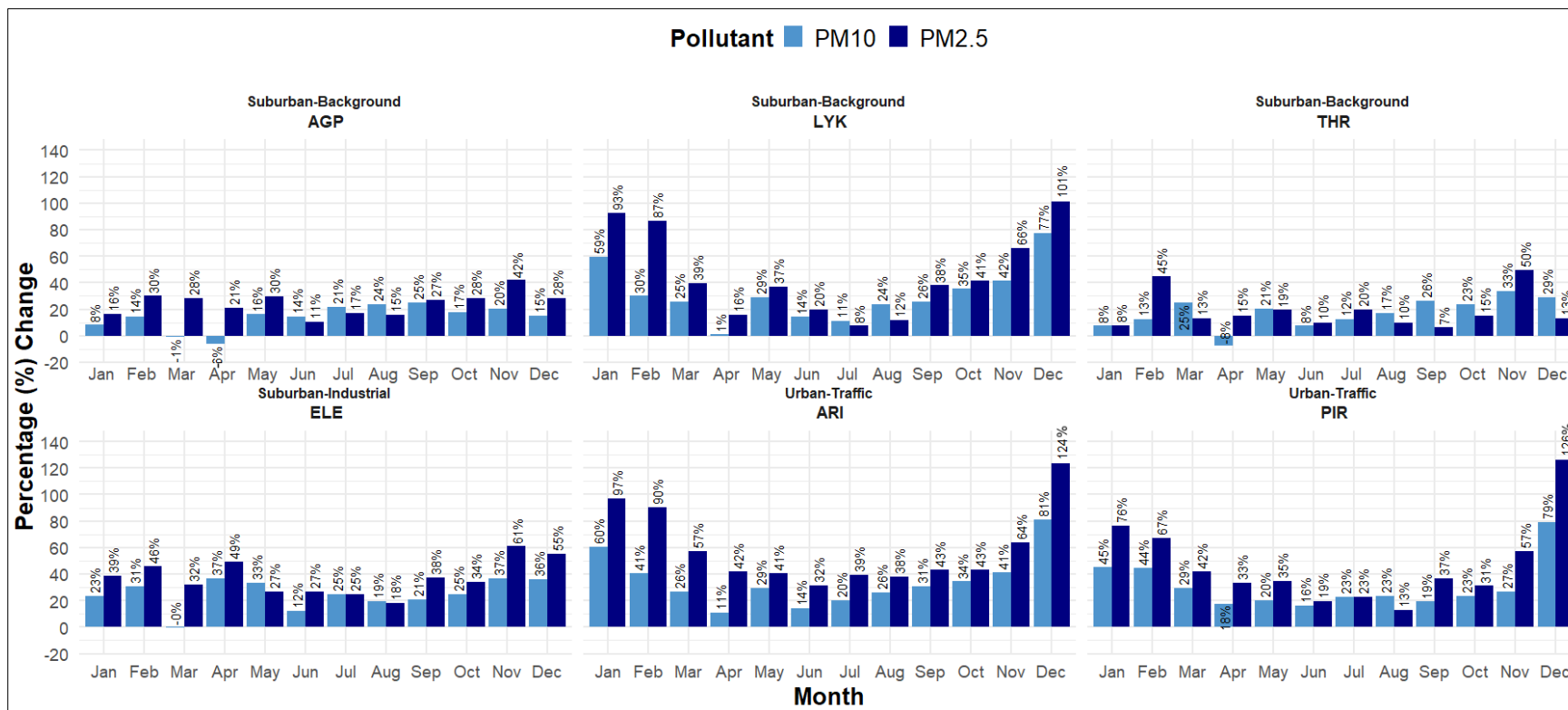
Στην παρούσα ανάλυση αξιοποιούνται δεδομένα ημερήσιων συγκεντρώσεων PM_{2.5} από τους ΣΠΠΑ με διαθέσιμα δεδομένα, για την περίοδο 2001–2021. Στόχος είναι ο υπολογισμός της σχετικής μηνιαίας μεταβολής (%) των μέσων συγκεντρώσεων PM_{2.5} και PM₁₀ κατά τις ημέρες με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, σε σύγκριση με τις ημέρες με μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, ανά έτος και ΣΠΠΑ. Η προσέγγιση βασίζεται στον υπολογισμό της ποσοστιαίας μεταβολής μέσω της **Εξίσωσης 3.2**. Το **Σχήμα 3.17** δείχνει τη μηνιαία ποσοστιαία μεταβολή των συγκεντρώσεων PM₁₀ (ανοιχτές μπλε μπάρες) και PM_{2.5} (μπλε μπάρες) κατά τη διάρκεια των στάσιμων ημερών σε σύγκριση με τις μη στάσιμες ημέρες, κατά μέσο όρο για την περίοδο 2001-2021. Τα αποτελέσματα παρουσιάζονται για 6 ΣΠΠΑ (AGP, ARI, ELE, LYK, PIR, THR). Οι θετικές τιμές υποδεικνύουν υψηλότερες συγκεντρώσεις κατά τη διάρκεια στάσιμων συνθηκών, ενώ οι αρνητικές τιμές υποδηλώνουν μειώσεις. Τα ποσοστά πάνω από τις μπάρες υποδηλώνουν την ακριβή ποσοστιαία μεταβολή για κάθε μήνα.

Το **Σχήμα 3.17** υπογραμμίζει την έντονη εποχική μεταβλητότητα των επιπτώσεων στασιμότητας, με ισχυρότερες αυξήσεις που παρατηρούνται κατά τους χειμερινούς μήνες και συγκριτικά μικρότερες αλλά θετικές επιδράσεις κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού. Αναδύεται ένα σαφές εποχικό μοτίβο, με τις ισχυρότερες αυξήσεις να εμφανίζονται κατά τους χειμερινούς μήνες, ιδιαίτερα τον Δεκέμβριο, τον Ιανουάριο και τον Φεβρουάριο. Σε ΣΠΠΑ όπως ο ARI και ο PIR, οι χειμερινές ποσοστιαίες μεταβολές συχνά υπερβαίνουν το 60-100%, με τα PM_{2.5} να παρουσιάζουν ακόμη μεγαλύτερες σχετικές αυξήσεις από τα PM₁₀. Για παράδειγμα, τον Δεκέμβριο, τα PM_{2.5} αυξάνονται κατά περισσότερο από 120% στον ARI και στον PIR, ενώ τα PM₁₀ αυξάνονται κατά 80%. Αυτό το μοτίβο υπογραμμίζει τη συνδυασμένη επίδραση των στάσιμων ατμοσφαιρικών συνθηκών, των αυξημένων εκπομπών που σχετίζονται με τη θέρμανση και της περιορισμένης ατμοσφαιρικής διασποράς κατά τη διάρκεια του χειμώνα (Jeong et al., 2024). Ο ΣΠΠΑ PIR καταγράφει μικρότερη σχετική αύξηση των συγκεντρώσεων PM_{2.5} και PM₁₀ κατά τις ημέρες ατμοσφαιρικής στασιμότητας σε σχέση με άλλους αστικούς-κυκλοφοριακούς ΣΠΠΑ. Η ερμηνεία της ιδιαίτερης συμπεριφοράς του PIR σχετίζεται πιθανότατα με τη γεωγραφική του θέση και τις τοπικές μικροκλιματικές συνθήκες. Ο PIR βρίσκεται κοντά σε παράκτια περιοχή και επηρεάζεται σημαντικά από τη θαλάσσια αύρα, που μπορεί να επιτείνει ή να αντισταθμίζει την επίδραση της ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Το εύρημα αυτό αποτελεί ένδειξη διαφορετικής δυναμικής της ατμοσφαιρικής στασιμότητας σε παραθαλάσσια σημεία, όπου σημαντικό ρόλο έχει η θαλάσσια αύρα, φαινόμενο που έχει αναλυθεί στο **κεφάλαιο 2**.

Αντίθετα, οι καλοκαιρινοί μήνες παρουσιάζουν μέτριες ποσοστιαίες αυξήσεις, συνήθως στην περιοχή του 10-40% στους περισσότερα ΣΠΠΑ. Παρ' όλα αυτά, ακόμη και σε αυτούς τους μήνες, η επιμονή των θετικών αλλαγών υποδηλώνει ότι η ατμοσφαιρική στασιμότητα ασκεί συστηματική επίδραση στη συσσώρευση σωματιδιακής ρύπανσης, ανεξάρτητα από την εποχή. Αξιοσημείωτο είναι ότι οι ΣΠΠΑ AGP και THR παρουσιάζουν επίσης σταθερές αυξήσεις, αν και ελαφρώς μικρότερου μεγέθους σε σύγκριση με τους ΣΠΠΑ ARI και το PIR, υποδηλώνοντας ότι το φαινόμενο της ατμοσφαιρικής στασιμότητας δεν περιορίζεται σε περιοχές με έντονες τοπικές εκπομπές, αλλά επεκτείνεται και σε περιφερειακές περιοχές. Ο ΣΠΠΑ LYK παρουσιάζει μεγαλύτερες σχετικές αυξήσεις σε σύγκριση με τους AGP και THR. Στον LYK, κατά τους χειμερινούς μήνες, οι συγκεντρώσεις PM_{2.5} αυξάνονται έως και 101% τον Δεκέμβριο, ενώ τα επίπεδα PM₁₀ αυξάνονται κατά 30-80%.

Το **Σχήμα 3.17** καταδεικνύει ότι η ατμοσφαιρική στασιμότητα αποτελεί ισχυρό παράγοντα ενίσχυσης της σωματιδιακής ρύπανσης καθ' όλη τη διάρκεια του έτους, με τις επιπτώσεις της να είναι πιο έντονες

τον χειμώνα. Κατά τη διάρκεια των χειμερινών μηνών επικρατούν συνθήκες ασθενούς έντασης ανέμου και θερμοκρασιακής αναστροφής—ευνοϊκές για τη συσσώρευση ατμοσφαιρικών ρύπων στην κατώτερη ατμόσφαιρα. Οι απότομες αυξήσεις στα $PM_{2.5}$ σε σύγκριση με τα PM_{10} υπογραμμίζουν τη μεγαλύτερη ευαισθησία των λεπτών σωματιδίων σε στάσιμα μετεωρολογικά καθεστώτα, πιθανώς λόγω των μεγαλύτερων χρόνων παραμονής τους στην ατμόσφαιρα και των ισχυρότερων διεργασιών σχηματισμού δευτερογενών αερολυμάτων (Dawson et al., 2014; Fiore et al., 2015).



Σχήμα 3.17. Μηνιαία ποσοστιαία μεταβολή των συγκεντρώσεων PM₁₀ (ανοιχτό μπλε) και PM_{2.5} (μπλε) κατά τη διάρκεια ημερών με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, σε σύγκριση με μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, κατά μέσο όρο για την περίοδο 2001–2021. Παρουσιάζονται τα αποτελέσματα για 6 ΣΠΠΑ (AGP, ARI, ELE, LYK, PIR, THR).

3.2.6 Κατηγορίες του δείκτη Sn και συγκεντρώσεις αιωρούμενων σωματιδίων (PM_{2.5} και PM₁₀)

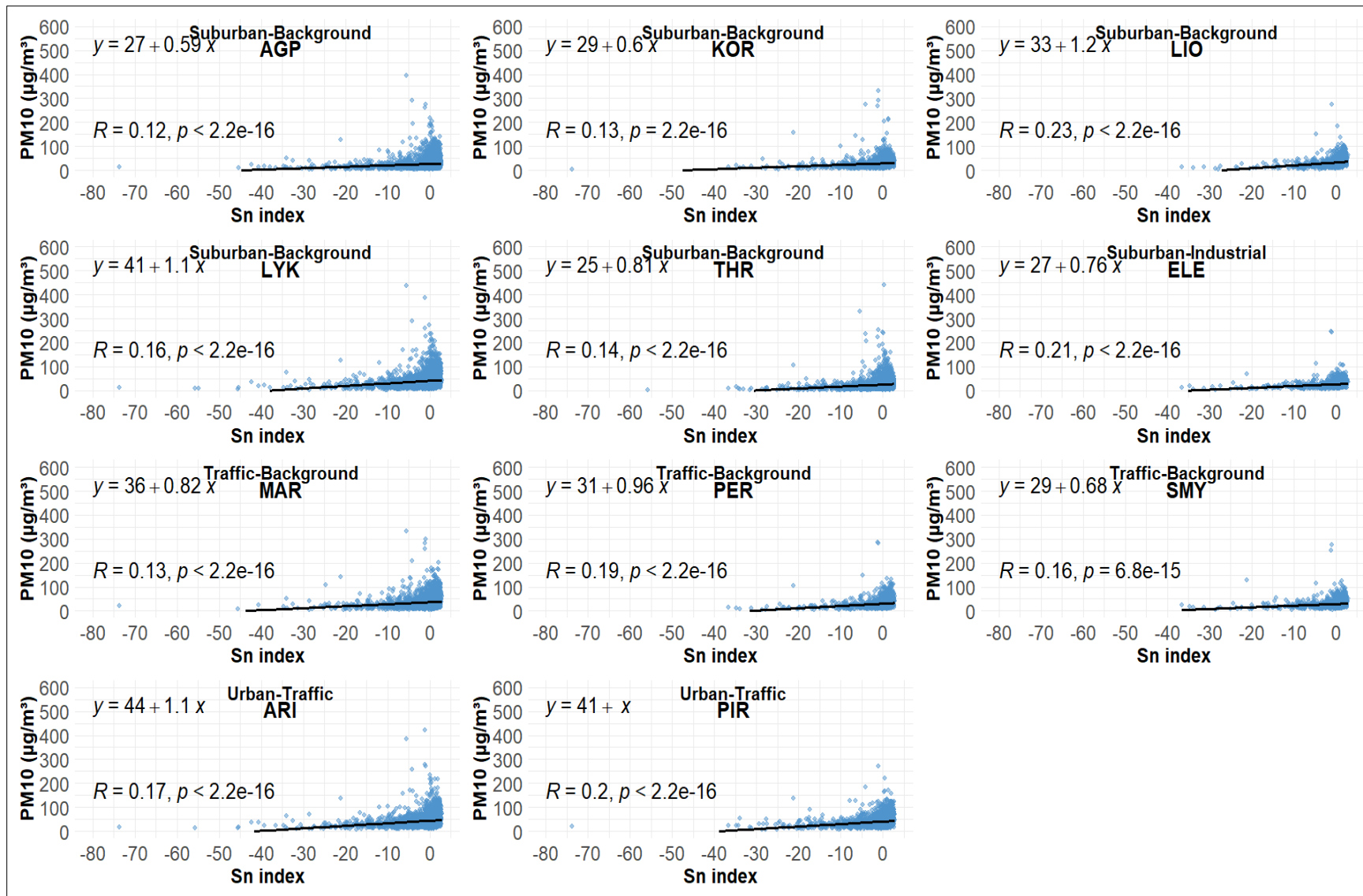
Με βάση την ανάλυση των κατηγοριών του δείκτη έντασης ατμοσφαιρικής στασιμότητας (Air Stagnation Intensity Index) του κεφαλαίου 3.3.4, γίνεται συσχέτιση με τις συγκεντρώσεις των PM₁₀ για 11 ΣΠΠΑ (AGP, KOR, LIO, LYK, THR, ELE, MAR, PER, SMY, ARI, PIR) και των PM_{2.5} για 6 ΣΠΠΑ (AGP, LYK, THR, ELE, ARI, PIR), για τη χρονική περίοδο 2001 – 2021. Στα Σχήματα 3.18 και 3.19 απεικονίζονται σε διαγράμματα διασποράς οι συσχετίσεις με εφαρμογή της γραμμικής παλινδρόμησης ($y = a + b \cdot x$).

Στο Σχήμα 3.18 απεικονίζεται η συσχέτιση των συγκεντρώσεων PM₁₀ (μg/m³) με τον δείκτη ατμοσφαιρικής στασιμότητας Sn. Οι εξισώσεις παλινδρόμησης και οι τιμές των συντελεστών συσχέτισης ($R = 0,12-0,23$, $p < 2,2 \cdot 10^{-16}$) δείχνουν ότι, αν και η γραμμική σχέση είναι σχετικά μέτρια, είναι στατιστικά σημαντική, επιβεβαιώνοντας ότι οι συνθήκες περιορισμένης διασποράς ευνοούν τη συσσώρευση των αιωρούμενων σωματιδίων. Η συγκέντρωση των PM εξαρτάται και από άλλες παραμέτρους (εκπομπές, τοπικές πηγές, μετεωρολογικά δεδομένα), όχι μόνο από την ατμοσφαιρική στασιμότητα, οπότε οι μη ισχυρές συσχετίσεις των συντελεστών R είναι αναμενόμενες.

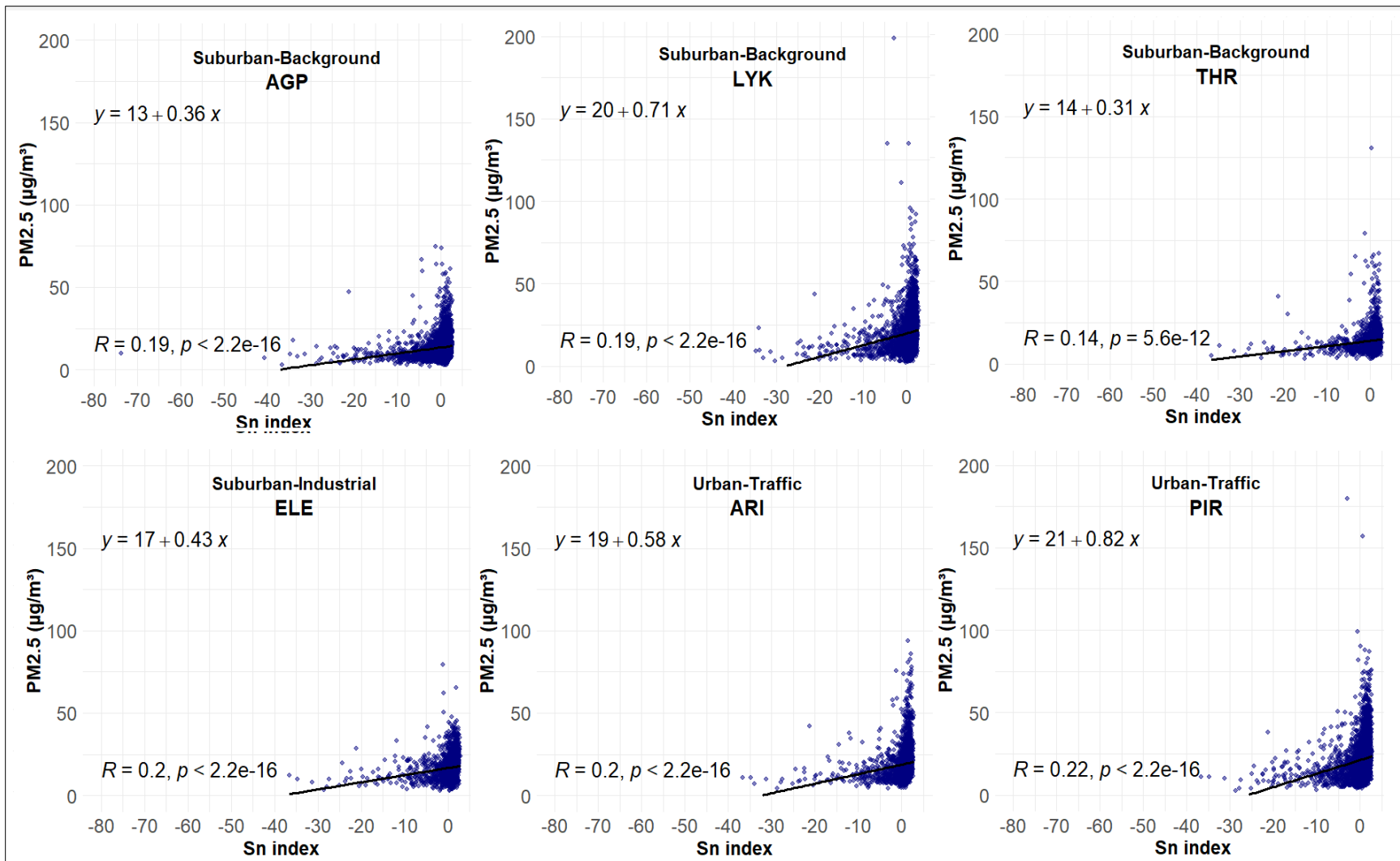
Η τάση της συσχέτισης εμφανίζεται εντονότερη σε ΣΠΠΑ κυκλοφορίας, γεγονός που υποδηλώνει την καθοριστική συμβολή των τοπικών ανθρωπογενών εκπομπών στη διαμόρφωση των επιπέδων PM₁₀ υπό συνθήκες αυξημένης ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Αντίθετα, στους ΣΠΠΑ περιαστικού υποβάθρου η σχέση είναι πιο ασθενής. Οι μεγαλύτερες τιμές συσχέτισης R εμφανίζονται στους ΣΠΠΑ LIO ($R=0,23$), ELE ($R=0,21$), PIR ($R=0,20$), PER ($R=0,19$), δηλαδή σε περιοχές με έντονη επίδραση από βιομηχανικές δραστηριότητες ή κυκλοφοριακό φόρτο οχημάτων. Οι χαμηλότερες τιμές R ($0,12-0,14$) εμφανίζονται κυρίως σε περιαστικούς ΣΠΠΑ (AGP, KOR, THR, MAR), όπου η συσχέτιση είναι ασθενής.

Στο Σχήμα 3.19 απεικονίζεται η συσχέτιση των συγκεντρώσεων PM_{2.5} (μg/m³) με τον δείκτη ατμοσφαιρικής στασιμότητας Sn. Οι τιμές των συντελεστών συσχέτισης ($R = 0,14-0,22$, $p < 2,2 \cdot 10^{-16}$) είναι ελαφρώς υψηλότερες σε σχέση με τα PM₁₀, υποδηλώνοντας οριακά ισχυρότερη γραμμική συσχέτιση με τον Sn, χωρίς όμως να τεκμηριώνεται ουσιαστικά μεγαλύτερη αύξηση των συγκεντρώσεων των PM_{2.5}. Οι υψηλότερες τιμές του συντελεστή R καταγράφονται σε ΣΠΠΑ αστικούς-κυκλοφοριακούς (PIR= 0,22, ARI= 0,20) και στον βιομηχανικό ΣΠΠΑ ELE (0,20), δείχνοντας ότι σε περιοχές με ισχυρές τοπικές εκπομπές, η στασιμότητα έχει μεγάλη συμβολή στη συσσώρευση λεπτών σωματιδίων. Οι τιμές R σε περιαστικές περιοχές είναι μέτριες (0,14–0,19) όπως στους AGP ($R = 0,19$), LYK ($R = 0,19$) και THR ($R = 0,14$).

Συγκριτικά με τα PM₁₀, τα PM_{2.5} εμφανίζουν ελαφρώς υψηλότερες τιμές συντελεστή συσχέτισης με τον δείκτη Sn, υποδηλώνοντας οριακά ισχυρότερη γραμμική σχέση με τις συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας, χωρίς όμως να τεκμηριώνεται ουσιαστικά μεγαλύτερη αύξηση των συγκεντρώσεών τους. Για παράδειγμα, στον ΣΠΠΑ PIR, που βρίσκεται σε έντονα κυκλοφοριακό περιβάλλον, και τα δύο κλάσματα σωματιδίων συσχετίζονται στατιστικά σημαντικά με τον δείκτη Sn. Η ελαφρώς υψηλότερη τιμή R για τα PM_{2.5} ($R = 0,22$) σε σχέση με τα PM₁₀ ($R = 0,20$) υποδηλώνει οριακά ισχυρότερη συσχέτιση με τον δείκτη Sn, χωρίς όμως να υποδηλώνει διαφορετικό ρυθμό αύξησης των δύο κλασμάτων.



Σχήμα 3.18. Συσχέτιση συγκεντρώσεων PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) με τον δείκτη ατμοσφαιρικής στασιμότητας Sn για 11 ΣΠΠΑ (AGP, KOR, LIO, LYK, THR, ELE, MAR, PER, SMY, ARI, PIR) για τη χρονική περίοδο 2001 – 2021.



Σχήμα 3.19. Συσχέτιση συγκεντρώσεων $\text{PM}_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) με τον δείκτη ατμοσφαιρικής στασιμότητας Sn για 6 ΣΠΠΑ (AGP, LYK, THR, ELE, ARI, PIR) για τη χρονική περίοδο 2001 – 2021.

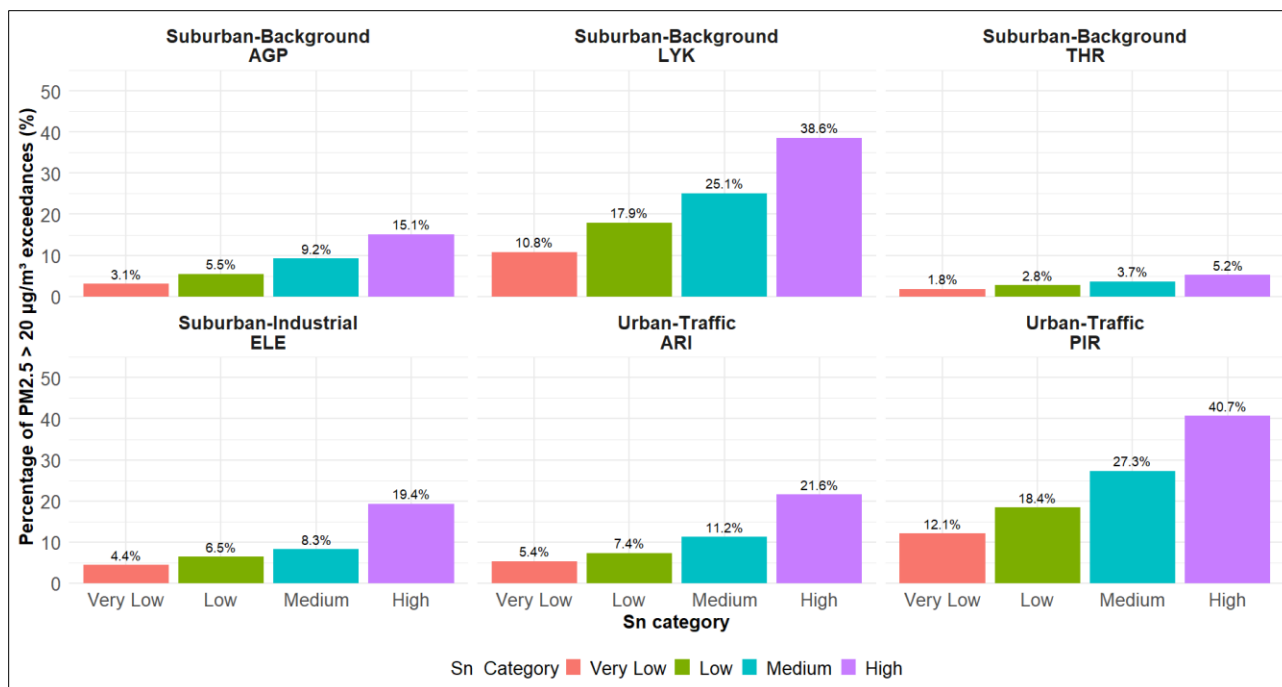
Στον **Πίνακα 3.11** καταγράφονται οι μέσοι όροι και εύρη τιμών (ελάχιστη-μέγιστη) για τις συγκεντρώσεις των PM_{10} και $PM_{2.5}$ και της αναλογίας $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ ανά κατηγορία Sn. Διαπιστώνεται συνεπής αύξηση των συγκεντρώσεων PM_{10} και $PM_{2.5}$ με την ενίσχυση της στασιμότητας σε όλους τους ΣΠΠΑ. Τα μεγαλύτερα εύρη τιμών εντοπίζονται στις κατηγορίες Very Low και Low, ενώ οι ακραίες τιμές καταγράφονται κυρίως υπό συνθήκες μη στασιμότητας. Η αναλογία $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ δεν εμφανίζει συστηματική μεταβολή ως προς την ατμοσφαιρική στασιμότητα, υποδηλώνοντας ότι οι δύο κλάσεις σωματιδίων επηρεάζονται παρόμοια από αυτήν. Υψηλές τιμές της αναλογίας συνδέονται με αυξημένη συμβολή ανθρωπογενών πηγών, ενώ χαμηλότερες τιμές υποδεικνύουν επικράτηση χονδρόκοκκων σωματιδίων από φυσικές διεργασίες (Evangelopoulos et al., 2022a). Χωρικές διαφοροποιήσεις παρατηρούνται μεταξύ των ΣΠΠΑ: στον AGP η αναλογία παραμένει σχεδόν σταθερή (0,6–0,7), ενώ στον THR διατηρείται συστηματικά υψηλή ($\approx 0,8$ – $0,9$), ανεξαρτήτως κατηγορίας Sn. Ειδικότερα, στον THR η υψηλή αναλογία ακόμη και υπό Very Low συνθήκες (0,9, εύρος 0,2–8,8) υποδηλώνει κυριαρχία πηγών λεπτόκοκκων σωματιδίων. Αντίθετα, στον ARI οι χαμηλότερες τιμές ($\sim 0,5$ – $0,6$) υποδεικνύουν αυξημένη συμβολή μηχανικών διεργασιών και επαναιώρησης σκόνης (Evangelopoulos et al., 2022b).

Πίνακας 3.11. Μέσοι όροι και εύρη τιμών (ελάχιστη-μέγιστη) για τις συγκεντρώσεις των PM_{10} και $PM_{2.5}$ και αναλογίες $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ ανά κατηγορία Sn για 6 ΣΠΠΑ υπό μελέτη και για τη χρονική περίοδο 2001 – 2021.

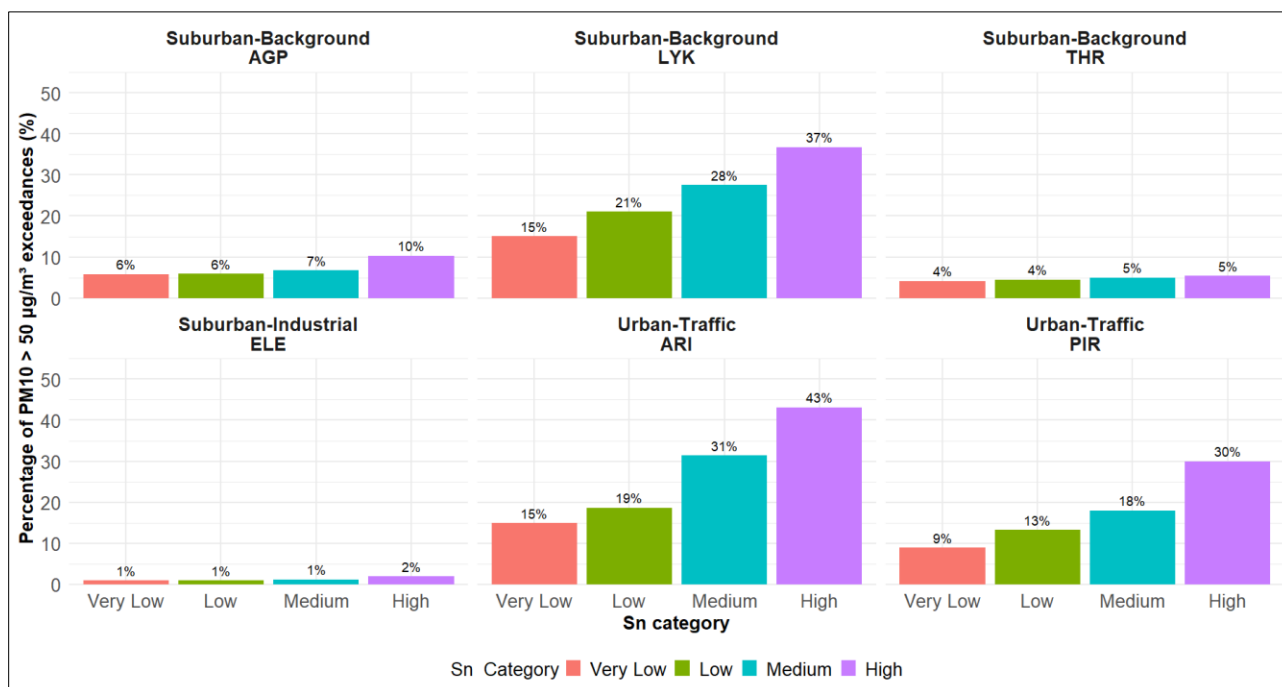
| | Very Low | Low | Medium | High |
|------------|--|--|--|--|
| | PM_{10} | PM_{10} | PM_{10} | PM_{10} |
| AGP | 23,8 (3,0 - 601) | 26,2 (5,0 - 217) | 28,2 (5,5 - 135) | 31,5 (7,7 - 142) |
| ARI | 38,0 (8,0 - 645) | 40,8 (11,0 - 236) | 47,4 (12,0 - 219) | 55,8 (20,0 - 139) |
| ELE | 22,8 (2,9 - 246,8) | 25,8 (7,5 - 110,8) | 28,0 (11,1 - 107,7) | 33,7 (12,5 - 75,2) |
| LYK | 35,4 (3,1 - 643) | 39,8 (5,8 - 237) | 43,6 (9,0 - 208,0) | 50,3 (10,9 - 154) |
| PIR | 34,7 (5,3 - 646) | 39,3 (11,9 - 220) | 43,1 (12,0 - 171) | 52,1 (18,2 - 125) |
| THR | 22,1 (1,3 - 622) | 25,0 (4,0 - 441) | 27,1 (3,6 - 160) | 29,6 (5,7 - 101) |
| | $PM_{2.5}$ | $PM_{2.5}$ | $PM_{2.5}$ | $PM_{2.5}$ |
| AGP | 11,1 (2,0 - 74,8) | 12,8 (3,0 - 74,0) | 14,6 (2,9 - 59) | 17,0 (6,8 - 61) |
| ARI | 15,0 (4,1 - 75,5) | 16,8 (4,8 - 74,0) | 20,3 (5,0 - 94) | 26,7 (10,0 - 86) |
| ELE | 14,3 (3,0 - 79,5) | 15,8 (3,1 - 47,7) | 17,6 (4,0 - 65,5) | 22,3 (6,3 - 45,2) |
| LYK | 15,9 (2,0 - 199) | 18,6 (2,6 - 135) | 21,4 (3,0 - 94) | 26,5 (6,0 - 92) |
| PIR | 16,5 (2,6 - 180) | 19,5 (4,2 - 157) | 23,4 (5,8 - 88) | 29,2 (9,1 - 87) |
| THR | 12,0 (3,2 - 79,1) | 13,7 (2,9 - 130,7) | 14,6 (4,9 - 59,5) | 16,3 (5,4 - 66,8) |
| | $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ | $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ | $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ | $\frac{PM_{2.5}}{PM_{10}}$ |
| AGP | 0,6 (0,1 - 1,9) | 0,6 (0,1 - 1,4) | 0,7 (0,2 - 1,7) | 0,7 (0,2 - 1,4) |
| ARI | 0,5 (0,2 - 0,9) | 0,5 (0,3 - 1,1) | 0,5 (0,2 - 1,3) | 0,6 (0,3 - 0,9) |
| ELE | 0,7 (0,2 - 1,6) | 0,6 (0,2 - 1,3) | 0,6 (0,2 - 1,1) | 0,7 (0,3 - 1,1) |
| LYK | 0,6 (0,1 - 2,7) | 0,6 (0,1 - 2,0) | 0,6 (0,1 - 1,9) | 0,6 (0,2 - 1,6) |
| PIR | 0,5 (0,1 - 2,9) | 0,5 (0,1 - 2,2) | 0,6 (0,2 - 2,6) | 0,6 (0,3 - 1,6) |
| THR | 0,9 (0,2 - 8,8) | 0,8 (0,2 - 1,6) | 0,8 (0,3 - 1,5) | 0,8 (0,4 - 1,4) |

Στα **Σχήματα 3.20** και **3.21** παρουσιάζεται το ποσοστό υπερβάσεων των ορίων ποιότητας του ατμοσφαιρικού αέρα ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ για τα PM_{10} και $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ για τα $\text{PM}_{2.5}$) ανά κατηγορία δείκτη έντασης ατμοσφαιρικής στασιμότητας (Sn Category: Very Low, Low, Medium, High) για 6 ΣΠΠΑ υπό μελέτη. Για τα $\text{PM}_{2.5}$ (**Σχήμα 3.20**) οι υψηλότερες υπερβάσεις εμφανίζονται στους αστικούς-κυκλοφοριακούς ΣΠΠΑ, ειδικά στον PIR (40,7% στην κατηγορία High) και ARI (21,6% στην κατηγορία High). Οι ΣΠΠΑ περιαστικού υποβάθρου (LYK, AGP) παρουσιάζουν επίσης αξιοσημείωτη αύξηση, με τον LYK να καταγράφει 38,6% υπερβάσεις και τον AGP να καταγράφει 15,1% υπερβάσεις στην κατηγορία High. Οι βιομηχανικοί ΣΠΠΑ(ELE) έχουν χαμηλότερα ποσοστά, με μέγιστο 19,4% στην κατηγορία High. Η εικόνα αυτή υποδηλώνει ότι τα $\text{PM}_{2.5}$ επηρεάζονται έντονα από την κυκλοφορία και τις συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας, ιδιαίτερα σε περιοχές υψηλού κυκλοφορικού φόρτου. Για τα PM_{10} (**Σχήμα 3.21**) τα υψηλότερα ποσοστά υπερβάσεων παρατηρούνται στους ΣΠΠΑ ARI (43% στην High) και PIR (30% στην High). Στους ΣΠΠΑ περιαστικού υποβάθρου, ο LYK εμφανίζει υψηλό ποσοστό υπερβάσεων (37% στην High), ενώ οι AGP (10% στην High) και THR (5% στην High) καταγράφουν χαμηλότερα ποσοστά υπερβάσεων. Ο ELE εμφανίζει πολύ χαμηλά ποσοστά (<2% σε όλες τις κατηγορίες Sn).

Όπως προέκυψε από τα **Σχήματα 3.20** και **3.21**, οι υπερβάσεις των $\text{PM}_{2.5}$ εμφανίζονται γενικά πιο συχνά από των PM_{10} , ειδικά σε συνθήκες High Sn, γεγονός που αντανάκλα και τη μεγαλύτερη ικανότητα των λεπτότερων σωματιδίων να παραμένουν στην ατμόσφαιρα υπό ευνοϊκές συνθήκες συσσώρευσης. Οι αστικοί-κυκλοφοριακοί ΣΠΠΑ είναι πιο “ευαίσθητοι” στην επίδραση και στην αύξηση του δείκτη Sn, αλλά η σχετική αύξηση του Sn από την κατηγορία Very Low σε High είναι μεγαλύτερη για τα $\text{PM}_{2.5}$.



Σχήμα 3.20. Διάγραμμα ποσοστού ημερών υπέρβασης της συγκέντρωσης PM_{2.5} άνω του ορίου των 20µg/m³ για κάθε κατηγορία δείκτη Sn (Very Low, Low, Medium, High) για 6 ΣΠΠΑ υπό μελέτη για τη χρονική περίοδο 2001–2021.



Σχήμα 3.20. Διάγραμμα ποσοστού ημερών υπέρβασης της συγκέντρωσης PM₁₀ άνω του ορίου των 50 µg/m³ για κάθε κατηγορία δείκτη Sn (Very Low, Low, Medium, High) για 6 ΣΠΠΑ υπό μελέτη για τη χρονική περίοδο 2001–2021.

3.3 Συμπεράσματα

Στο **Κεφάλαιο 3** διερευνήθηκε η επίδραση της ατμοσφαιρικής στασιμότητας, με εφαρμογή του Δείκτη Ατμοσφαιρικής Στασιμότητας (ASI), στην ποιότητα του ατμοσφαιρικού αέρα στην Αττική για την χρονική περίοδο 1991–2021. Οι χωρικές και χρονικές αναλύσεις της συχνότητας της ατμοσφαιρικής στασιμότητας αποκάλυψαν σαφή ετερογένεια στην Αττική. Οι βόρειες και οι εσωτερικές περιοχές παρουσίασαν σημαντικά υψηλότερα ποσοστά ατμοσφαιρικής στασιμότητας σε σύγκριση με τις νότιες παράκτιες περιοχές, κυρίως λόγω της τοπογραφικής «θωράκισης» και του μειωμένου αερισμού. Ο ετήσιος αριθμός ημερών με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες κυμαίνεται κατά μέσο όρο μεταξύ 70–80 ημερών, με την εκτιμώμενη κλίση του Theil–Sen (-0.22 ημέρες/έτος) να δείχνει ασθενή καθοδική τάση, η οποία όμως δεν είναι στατιστικά σημαντική. Η εποχικότητα των ημερών με ατμοσφαιρική στασιμότητα έχει μέγιστο κατά τους θερινούς μήνες (Ιούνιο–Σεπτέμβριο), επιβεβαιώνοντας τον ρόλο των αντικυκλωνικών συνθηκών στην ενίσχυση της ατμοσφαιρικής στασιμότητας.

Συνολικά, οι μετεωρολογικές παράμετροι (βροχόπτωση και ταχύτητα ανέμου στα 10m και 500 hPa) που ποσοτικοποιούν τον ASI στην Αττική κατά την περίοδο 1991–2021 δεν παρουσιάζουν στατιστικά σημαντικές τάσεις μείωσης ή αύξησης, γεγονός που επιβεβαιώνει την μη στατιστικά σημαντική ασθενή καθοδική τάση του ASI. Η διαχρονική μεταβλητότητα και των μετεωρολογικών μεταβλητών του ASI είναι έντονη, αλλά δεν αποδεικνύεται στατιστικά σημαντική μακροχρόνια μεταβολή. Συγκεκριμένα, σε ότι αφορά την βροχόπτωση, ο αριθμός των ημερών με ημερήσια βροχόπτωση >1 mm δεν παρουσιάζει στατιστικά σημαντική μακροχρόνια τάση. Η εκτιμώμενη κλίση του Theil–Sen είναι $+0.33$ ημέρες/έτος ωστόσο το αποτέλεσμα δεν είναι σημαντικό στο επίπεδο εμπιστοσύνης 95%. Η μέση ετήσια ταχύτητα του ανέμου στα 10 m παραμένει σταθερή, χωρίς στατιστικά σημαντική τάση (Theil–Sen = $+0.002$ m/s ανά έτος) και στη στάθμη των 500 hPa παρατηρείται ασθενής καθοδική τάση (Theil–Sen = -0.025 m/s ανά έτος), η οποία επίσης δεν είναι στατιστικά σημαντική.

Η εποχική κατανομή του δείκτη ASI, με θερινό μέγιστο, είναι ιδιαίτερα σημαντική για την περιοχή, καθώς οι αυξημένες ημέρες ατμοσφαιρικής στασιμότητας κατά τους καλοκαιρινούς μήνες συνδέονται άμεσα με την εκδήλωση επεισοδίων καύσωνα και την επιδείνωση της ποιότητας αέρα. Επομένως, δημιουργεί εμφανή συσχέτιση, ακόμα και αν στατιστικά δεν είναι στατιστικά ισχυρή. Ενώ η στατιστική συσχέτιση δεν είναι σημαντική, η σαφώς αυξημένη παρουσία κυμάτων καύσωνα υπό συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας είναι συνεπής με τη βιβλιογραφία και υποδεικνύει έναν μηχανισμό ενίσχυσης επεισοδίων καύσωνα λόγω ανεπαρκούς διάχυσης της θερμότητας. Η σύγκριση των θερμοκρασιακών μεταβλητών μεταξύ ημερών με και χωρίς συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας έδειξε σημαντικές διαφορές σε όλες τις θερμοκρασιακές παραμέτρους. Οι ημέρες με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας συνδέονται συστηματικά με υψηλότερες θερμοκρασίες.

Η ανάλυση και κατηγοριοποίηση του δείκτη έντασης ατμοσφαιρικής στασιμότητας S_n για την Αττική (1991–2021) δείχνει ξεκάθαρη διαφοροποίηση μεταξύ ημερών με και χωρίς συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Οι στάσιμες συνθήκες χαρακτηρίζονται από σχετικά ομοιόμορφη και συμμετρική κατανομή των τιμών, με μικρή διακύμανση και περιορισμένο εύρος τιμών (0.8–2.85). Αντίθετα, οι μη-στάσιμες συνθήκες εμφανίζουν πολύ μεγαλύτερη μεταβλητότητα, έντονη αρνητική ασυμμετρία και παρουσία ακραίων αρνητικών τιμών ($S_n = -108$). Αυτό δείχνει ότι οι ημέρες χωρίς ατμοσφαιρική στασιμότητα συνδέονται με δυναμικές ατμοσφαιρικές διεργασίες, έντονες μεταβολές και σπάνια ακραία γεγονότα. Η υψηλή διασπορά των τιμών υποδηλώνει ότι οι μη-στάσιμες συνθήκες δεν αποτελούν ένα ενιαίο ατμοσφαιρικό καθεστώς αλλά περιλαμβάνουν πολλές διαφορετικές μετεωρολογικές συνθήκες.

Σε ότι αφορά την ανάλυση των συσχετίσεων μεταξύ ατμοσφαιρικών συνθηκών στασιμότητας και των συγκεντρώσεων των ατμοσφαιρικών ρύπων στην περιοχή της Αττικής προκύπτει η ενίσχυση της ατμοσφαιρικής ρύπανσης σε συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Συγκεκριμένα, οι ημέρες με ατμοσφαιρική στασιμότητα συνδέονται με αυξημένα επίπεδα ατμοσφαιρικών ρύπων, όπως NO_2 , PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ και βενζόλιο, λόγω της περιορισμένης ανάμειξης της ατμόσφαιρας που εμποδίζει τη διάχυση των ατμοσφαιρικών ρύπων. Τις ημέρες με μη στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, οι συσχετίσεις μεταξύ των ατμοσφαιρικών ρύπων και των μετεωρολογικών παραμέτρων είναι γενικά ασθενέστερες. Το O_3 (MDA8hO_3) εμφανίζει ισχυρή θετική συσχέτιση με τη θερμοκρασία και αρνητική με τη σχετική υγρασία κατά τις ημέρες ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Επομένως, επιβεβαιώνεται ότι οι υψηλές θερμοκρασίες και η έντονη ηλιακή ακτινοβολία ενισχύουν τις φωτοχημικές αντιδράσεις που οδηγούν στην παραγωγή O_3 . Η συσχέτιση μεταξύ των σωματιδίων PM_{10} και $\text{PM}_{2.5}$ είναι ισχυρή και θετική, γεγονός που υποδηλώνει κοινές πηγές εκπομπής και μηχανισμούς μεταφοράς των ατμοσφαιρικών ρύπων.

Η ατμοσφαιρική στασιμότητα αυξάνει σημαντικά τόσο τις συγκεντρώσεις $\text{PM}_{2.5}$ όσο και PM_{10} . Τα αποτελέσματα των διαγράμματα πυκνότητας πιθανότητας των συγκεντρώσεων των $\text{PM}_{2.5}$ και PM_{10} έδειξαν συνεχείς μετατοπίσεις προς τα δεξιά στις κατανομές των PM υπό συνθήκες στασιμότητας, συνοδευόμενες από υψηλότερες διάμεσες τιμές. Οι διαφορές στις συγκεντρώσεις των $\text{PM}_{2.5}$ και PM_{10} μεταξύ των ημερών με στάσιμες και μη ατμοσφαιρικές συνθήκες ήταν στατιστικά σημαντικές ($p < 0.0001$). Οι αυξήσεις στις διάμεσες τιμές των συγκεντρώσεων των $\text{PM}_{2.5}$ κυμαίνονταν από περίπου +2.8 έως +8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ενώ οι αυξήσεις στις διάμεσες τιμές των PM_{10} έφτασαν ή ξεπέρασαν τα 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ σε ορισμένους ΣΠΠΑ. Η ατμοσφαιρική στασιμότητα ενισχύει έντονα τη σωματιδιακή ρύπανση, με τις πιο έντονες επιπτώσεις τον χειμώνα. Η ατμοσφαιρική στασιμότητα είναι πιο συχνή το καλοκαίρι, όμως η επίδρασή της στις συγκεντρώσεις των ατμοσφαιρικών ρύπων είναι μεγαλύτερη κατά τους ψυχρότερους μήνες, ενώ οι καλοκαιρινοί μήνες εξακολουθούν να εμφανίζουν μικρότερες αλλά σταθερά θετικές αυξήσεις (αύξηση 10-40% στους περισσότερους ΣΠΠΑ), υποδεικνύοντας ότι η ατμοσφαιρική στασιμότητα επιδρά συστηματικά στη συσσώρευση σωματιδίων καθ' όλη τη διάρκεια του έτους.

Σε ότι αφορά την ανάλυση συσχέτισης του δείκτη ατμοσφαιρικής στασιμότητας (S_n) με τις συγκεντρώσεις των PM_{10} και $\text{PM}_{2.5}$ προέκυψαν τιμές των συντελεστών συσχέτισης R από 0.12 έως 0.23 για τα PM_{10} και 0.14 έως 0.22 για τα $\text{PM}_{2.5}$, γεγονός που υποδηλώνει μέτρια γραμμική συσχέτιση, με στατιστικά σημαντικές p -value που επιβεβαιώνουν την ισχυρή επίδραση της ατμοσφαιρικής στασιμότητας στη σωματιδιακή ρύπανση. Τα $\text{PM}_{2.5}$ εμφανίζουν υψηλότερη συσχέτιση με τον δείκτη S_n σε σχέση με τα PM_{10} , υποδεικνύοντας ότι τα λεπτότερα σωματίδια «παγιδεύονται» πιο αποτελεσματικά υπό συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας, κυρίως σε περιοχές με έντονες ανθρωπογενείς πηγές εκπομπών ατμοσφαιρικών ρύπων, γεγονός που συνδέεται και με τις διαφορές στις συσχετίσεις μεταξύ των διαφορετικών τύπων ΣΠΠΑ. Οι υπερβάσεις των ορίων ποιότητας αέρα για $\text{PM}_{2.5}$ και PM_{10} αυξάνονται με την κατηγορία S_n , με τα $\text{PM}_{2.5}$ να εμφανίζουν συχνότερες υπερβάσεις, ιδιαίτερα σε Urban-Traffic ΣΠΠΑ.

Συμπερασματικά, τα αποτελέσματα δείχνουν ότι η ατμοσφαιρική στασιμότητα αποτελεί κρίσιμο παράγοντα στη διαμόρφωση των συγκεντρώσεων των ατμοσφαιρικών ρύπων, με τις τοπικές εκπομπές να ενισχύουν τις επιπτώσεις στις περιοχές υψηλής ανθρωπογενούς δραστηριότητας.

Κεφάλαιο 4 – Εκτίμηση των επιπτώσεων της ατμοσφαιρικής ρύπανσης στην υγεία των κατοίκων της Αττικής

Εισαγωγή

Στα κεφάλαια 2 και 3 της παρούσας διδακτορικής διατριβής αναδείχθηκε ο καθοριστικός ρόλος των φυσικών και μετεωρολογικών παραμέτρων στη διαμόρφωση των επιπέδων ατμοσφαιρικής ρύπανσης στην Αττική. Η ανάλυση των δεδομένων κατέδειξε ότι ατμοσφαιρικά φαινόμενα όπως οι καύσωνες και η ατμοσφαιρική στασιμότητα αποτελούν βασικούς μηχανισμούς που ρυθμίζουν τη συσσώρευση ή τη διασπορά των ατμοσφαιρικών ρύπων στο λεκανοπέδιο, οδηγώντας στη δημιουργία επεισοδίων αυξημένης περιβαλλοντικής επιβάρυνσης.

Η διερεύνηση της δυναμικής των ατμοσφαιρικών ρύπων υπό συγκεκριμένες μετεωρολογικές συνθήκες, αν και απαραίτητη για την κατανόηση των φυσικών μηχανισμών, δεν επαρκεί για την εκτίμηση της κοινωνικής και περιβαλλοντικής τους σημασίας. Η μελέτη της διεθνούς βιβλιογραφίας ανέδειξε επίσης ότι ένα σημαντικό μέρος της σύγχρονης έρευνας επικεντρώνεται στη σύνδεση της ποιότητας του αέρα με δείκτες δημόσιας υγείας και στην ανάπτυξη εργαλείων ποσοτικής αποτίμησης των επιπτώσεων της ρύπανσης στον πληθυσμό. Στο πλαίσιο αυτό, προκύπτει η ανάγκη γεφύρωσης της ανάλυσης των φυσικών διεργασιών που ελέγχουν τα επίπεδα ατμοσφαιρικής ρύπανσης με την αξιολόγηση των συνεπειών τους στην ανθρώπινη υγεία.

Η ατμοσφαιρική ρύπανση συγκαταλέγεται μεταξύ των σημαντικότερων περιβαλλοντικών παραγόντων κινδύνου για την ανθρώπινη υγεία, καθώς συνδέεται με αυξημένη νοσηρότητα και θνησιμότητα από καρδιαγγειακά και αναπνευστικά νοσήματα, καθώς και με μακροχρόνιες επιπτώσεις, όπως νευρολογικές διαταραχές και καρκινογένεση (Hänninen and Knol, 2011; Hänninen et al., 2014; Hornberg et al., 2013; Steckling et al., 2013; WHO, 2021). Σύμφωνα με πρόσφατες εκτιμήσεις του ΠΟΥ, σχεδόν το σύνολο του παγκόσμιου πληθυσμού εκτίθεται σε συγκεντρώσεις ατμοσφαιρικών ρύπων που υπερβαίνουν τα προτεινόμενα όρια ποιότητας αέρα, γεγονός που αναδεικνύει τη διαχρονική και παγκόσμια διάσταση του προβλήματος. Η ισχυρή αλληλεπίδραση των ατμοσφαιρικών ρύπων με τις τοπικές μετεωρολογικές συνθήκες υπογραμμίζει τη σημασία μιας διεπιστημονικής προσέγγισης που θα συνδυάζει τη μετεωρολογία, την ατμοσφαιρική χημεία και τις επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία. Η κατανόηση αυτών των μηχανισμών είναι κρίσιμη για τη διαμόρφωση στρατηγικών που θα περιορίσουν την έκθεση του πληθυσμού και θα ενισχύσουν την προστασία της δημόσιας υγείας.

Στο πλαίσιο αυτό, το παρόν κεφάλαιο επικεντρώνεται στην ποσοτική αποτίμηση των επιπτώσεων της ατμοσφαιρικής ρύπανσης στη δημόσια υγεία και στην εκτίμηση του σχετικού κινδύνου. Για τον σκοπό αυτό, αξιοποιούνται τόσο τα αποτελέσματα των προηγούμενων κεφαλαίων σχετικά με την ατμοσφαιρική στασιμότητα και τη μεταβολή των συγκεντρώσεων των ατμοσφαιρικών ρύπων όσο και σύγχρονες μεθοδολογίες αξιολόγησης επιπτώσεων στην υγεία. Ειδικότερα, εφαρμόζεται το λογισμικό AirQ+ του ΠΟΥ για την εκτίμηση της επιβάρυνσης στην υγεία που αποδίδεται στην έκθεση του πληθυσμού σε ατμοσφαιρικούς ρύπους και πραγματοποιείται αξιολόγηση επικινδυνότητας για επιλεγμένους ατμοσφαιρικούς ρύπους, με στόχο τη διερεύνηση του ρόλου των φυσικών και μετεωρολογικών παραμέτρων στη διαμόρφωση σύνθετων περιβαλλοντικών κινδύνων στην περιοχή της Αττικής.

4.1 Εφαρμογή του λογισμικού AirQ+. Μελέτη περίπτωσης: O₃, NO₂ και PM_{2.5}

4.1.1 Δεδομένα και Μεθοδολογία

Τα δεδομένα συγκεντρώσεων O₃, NO₂ και PM_{2.5} συλλέχθηκαν από τους ΣΠΠΑ του ΕΔΠΑΡ στην Περιφέρεια Αττικής. Εκτενής ανάλυση των ΣΠΠΑ παρουσιάζεται στο **κεφάλαιο 2.1.1**.

Για την εκτίμηση της επιβάρυνσης στην υγεία του πληθυσμού που αποδίδεται στην έκθεση στους ατμοσφαιρικούς ρύπους (O₃, NO₂ και PM_{2.5}), χρησιμοποιήθηκε ο ετήσιος αριθμός εξιτηρίων από νοσοκομεία, όπως προέκυψε από έρευνα της Ελληνικής Στατιστικής Αρχής (ΕΛΣΤΑΤ) για τη νοσοκομειακή περίθαλψη εσωτερικών ασθενών. Τα ποσοστά εξιτηρίων από νοσοκομεία καταμετρούν τον αριθμό των ασθενών που εξέρχονται από ένα νοσοκομείο μετά από διαμονή τουλάχιστον μίας νύχτας. Τα δεδομένα της έρευνας συγκεντρώθηκαν από 275 νοσοκομεία/κλινικές, εκ των οποίων το 36.4% βρίσκονται στην Περιφέρεια της Αττικής. Η έρευνα κατέγραψε δεδομένα για τον αριθμό των ασθενών που έλαβαν εξιτήρια ανά κατηγορία ασθένειας και τόπο μόνιμης διαμονής, τα δημογραφικά τους χαρακτηριστικά και τη διαγνωσμένη ασθένεια, σύμφωνα με τη Διεθνή Στατιστική Ταξινόμηση Νοσημάτων και Συναφών Προβλημάτων Υγείας (International Classification of Diseases, ICD 10). Σε αυτή τη μελέτη, χρησιμοποιήθηκε ο ετήσιος αριθμός εξιτηρίων από νοσοκομεία στην Περιφέρεια της Αττικής για το έτος 2015. Τα δεδομένα για τον ετήσιο αριθμό εξιτηρίων από νοσοκομεία συμπεριλαμβάνουν παθήσεις του κυκλοφορικού συστήματος (ICD 10: Κωδικός I00–I99) και παθήσεις του αναπνευστικού συστήματος (ICD 10: Κωδικός J00–J99).

Για την εκτίμηση των χαμένων ημερών εργασίας, δηλαδή τον αριθμό ημερών ανικανότητας για εργασία (Work-days lost), που αποδίδεται στην έκθεση στους ατμοσφαιρικούς ρύπους (O₃, NO₂ και PM_{2.5}), χρησιμοποιήθηκαν τα στατιστικά στοιχεία του Οργανισμού Οικονομικής Συνεργασίας και Ανάπτυξης (ΟΟΣΑ) και του ΠΟΥ σχετικά με την απουσία από την εργασία λόγω ασθένειας. Η συγκεκριμένη παράμετρος αποτελεί κρίσιμη μέτρηση της υγείας και της ευημερίας του εργατικού δυναμικού.

Σύμφωνα με τα διαθέσιμα δεδομένα για το έτος 2014 στην Ελλάδα, η απουσία από την εργασία λόγω ασθένειας αντιστοιχούσε σε 14,7 χαμένες εργάσιμες ημέρες ανά εργαζόμενο⁹. Βάσει της Έρευνας Εργατικού Δυναμικού της ΕΛΣΤΑΤ για το έτος 2015, ο αριθμός των απασχολούμενων στην Περιφέρεια Αττικής ανερχόταν σε 1.336.000 άτομα. Παρόλο που δεν υπάρχουν διαθέσιμα δεδομένα για κάθε έτος και για κάθε γεωγραφική περιοχή ξεχωριστά, τα παραπάνω στοιχεία προσφέρουν μια αξιόπιστη προσέγγιση για την εκτίμηση του συνολικού αριθμού χαμένων ημερών εργασίας στην Αττική.

4.1.2 Λογισμικό AIRQ+ και μεθοδολογία αξιολόγησης κινδύνου για την υγεία

Το AirQ+ είναι λογισμικό του ΠΟΥ για την ποσοτικοποίηση των επιπτώσεων της ατμοσφαιρικής ρύπανσης στην ανθρώπινη υγεία (<https://www.who.int/tools/airq>). Το AirQ+ περιλαμβάνει μεθοδολογίες για την αξιολόγηση των επιπτώσεων της βραχυχρόνιας και μακροχρόνιας έκθεσης σε ατμοσφαιρικούς ρύπους (PM_{2.5}, PM₁₀, NO₂, O₃, SO₂, CO, BC). Συγκεκριμένα, με το AirQ+ έχουμε τη δυνατότητα να εκτιμήσουμε:

- τις επιπτώσεις της βραχυχρόνιας έκθεσης σε ατμοσφαιρικούς ρύπους

⁹ <https://gateway.euro.who.int/en/datasets/european-health-for-all-database/>

- τις επιπτώσεις της μακροχρόνιας έκθεσης σε ατμοσφαιρικούς ρύπους
- τις επιπτώσεις της μακροχρόνιας έκθεσης σε ατμοσφαιρικούς ρύπους σε εσωτερικούς χώρους κατοικιών από τη χρήση στερεών καυσίμων
- τον κίνδυνο εμφάνισης καρκίνου λόγω της μακροχρόνιας έκθεσης σε καρκινογόνους ατμοσφαιρικούς ρύπους (π.χ. αρσενικό, βενζόλιο)

Οι κύριες μεθοδολογίες χρησιμοποιούν επιδημιολογικά δεδομένα που επιβεβαιώνουν τη σχέση μεταξύ των συγκεντρώσεων των ατμοσφαιρικών ρύπων και τον κίνδυνο θνησιμότητας ή νοσηρότητας για τον εκτιθέμενο πληθυσμό.

Η μεθοδολογία που ακολουθήθηκε στο λογισμικό AirQ+ αναπαρίσταται στο διάγραμμα ροής του **Σχήματος 4.1**. Αρχικά, γίνεται συλλογή των δεδομένων ατμοσφαιρικής ρύπανσης τα οποία περιλαμβάνουν τις μέσες ημερήσιες ή ετήσιες συγκεντρώσεις των υπό μελέτη ατμοσφαιρικών ρύπων. Τα δεδομένα αυτά συνδυάζονται με πληροφορίες για τον πληθυσμό που εκτίθεται στον κίνδυνο, δηλαδή το μέγεθος και την κατανομή του πληθυσμού ανά ηλικιακές ομάδες.

Στη συνέχεια πραγματοποιείται εκτίμηση της έκθεσης, όπου τα δεδομένα συγκέντρωσης των ατμοσφαιρικών ρύπων συνδυάζονται με δημογραφικά δεδομένα, για να υπολογιστεί το ποσοστό και το επίπεδο της έκθεσης του υπό μελέτη πληθυσμού.

Στο επόμενο βήμα της ανάλυσης γίνεται χρήση ενός επιπέδου αναφοράς έκθεσης, δηλαδή της συγκέντρωσης του ατμοσφαιρικού ρύπου κάτω από την οποία δεν θεωρείται ότι παρατηρούνται επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία. Οι τιμές αναφοράς βασίζονται στις κατευθυντήριες οδηγίες για την ποιότητα του αέρα του ΠΟΥ (WHO, 2021), όπως παρουσιάζονται στον **Πίνακα 4.1**.

Πίνακας 4.1. Κατευθυντήριες οδηγίες για την ποιότητα του αέρα του ΠΟΥ με βάση τις αναθεωρημένες οδηγίες του έτους 2021 (<https://www.who.int/news-room/feature-stories/detail/what-are-the-who-air-quality-guidelines>).

| Ατμοσφαιρικός ρύπος | Περίοδος μέσου όρου | Οδηγίες ΠΟΥ 2021 |
|---------------------|---|-----------------------|
| PM _{2.5} | 1 έτος | 5 µg/m ³ |
| | 24 ώρες | 15 µg/m ³ |
| NO ₂ | 1 έτος | 10 µg/m ³ |
| | 24 ώρες | 25 µg/m ³ |
| O ₃ | Περίοδος αιχμής* | 60 µg/m ³ |
| | Μέγιστος ημερήσιος μέσος όρος 8 ωρών σε ένα ημερολογιακό έτος | 100 µg/m ³ |

* Μέσος όρος της μέγιστης ημερήσιας 8ωρης μέσης συγκέντρωσης O₃ στους 6 συνεχόμενους μήνες με την υψηλότερη τρέχουσα μέση συγκέντρωση O₃ του εξαμήνου.

Παράλληλα, ενσωματώνονται υγειονομικά δεδομένα αναφοράς, όπως ο αριθμός των περιστατικών αναφοράς που αντιπροσωπεύουν τον αριθμό νέων εμφανίσεων κάποιας πάθησης εντός συγκεκριμένου πληθυσμού σε μια καθορισμένη περίοδο. Τα περιστατικά αναφοράς αφορούν σε συγκεκριμένα αίτια θνησιμότητας ή νοσηρότητας και εκφράζονται ανά 100.000 πληθυσμού. Σε αυτή τη μελέτη τα δεδομένα αυτά παρουσιάζονται στην **ενότητα 4.2.1.2**.

Τα δεδομένα συνδέονται με συγκεκριμένες εκβάσεις υγείας (health endpoints)¹⁰, όπως η συνολική θνησιμότητα ή η θνησιμότητα από συγκεκριμένες αιτίες (π.χ. Χρόνια Αποφρακτική Πνευμονοπάθεια (ΧΑΠ) ή καρκίνος του πνεύμονα), οι εισαγωγές σε νοσοκομεία, οι επισκέψεις σε τμήματα επειγόντων των νοσοκομείων, καθώς και δείκτες παραγωγικότητας όπως οι χαμένες ημέρες εργασίας, δηλαδή ο αριθμός ημερών ανικανότητας για εργασία και οι ημέρες περιορισμένης δραστηριότητας (Restricted Activity Days, RADs).

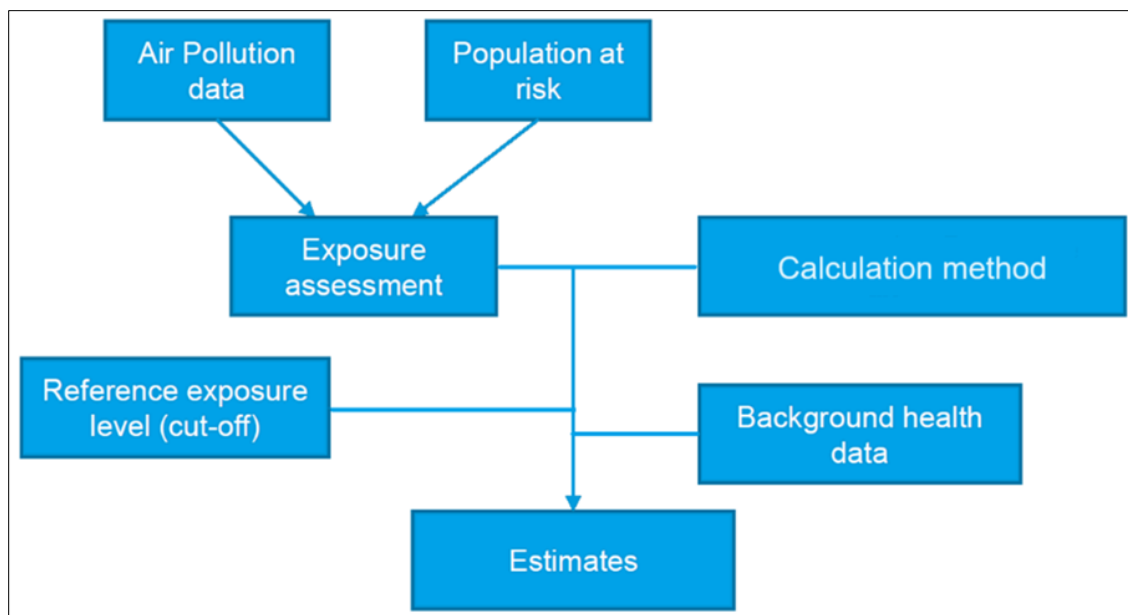
Η μέθοδος υπολογισμού βασίζεται στις συναρτήσεις έκθεσης-απόκρισης (Concentration–Response Functions, CRFs) και στις αντίστοιχες τιμές Σχετικού Κινδύνου (Relative Risk, RR). Ο RR αποτελεί δείκτη που εκφράζει πόσο αυξημένη είναι η πιθανότητα εμφάνισης μιας έκβασης στην υγεία στον εκτιθέμενο πληθυσμό για κάθε αύξηση της συγκέντρωσης του ατμοσφαιρικού ρύπου κατά 10 μg/m³, σε σύγκριση με τον μη εκτιθέμενο πληθυσμό. Εναλλακτικά, ο RR μπορεί να εκφραστεί ως το ποσοστό (%) αύξησης της υγειονομικής επιβάρυνσης στον εκτιθέμενο πληθυσμό. Για παράδειγμα, μια τιμή RR = 1,06 (95% CI=1,01-1,12) για τη θνησιμότητα από μακροχρόνια έκθεση σε PM_{2.5} ερμηνεύεται ως εξής: για κάθε 10 μg/m³ αύξηση στη μακροχρόνια έκθεση σε PM_{2.5}, ο κίνδυνος θνησιμότητας αυξάνεται κατά 6% (% αύξηση = (RR – 1) × 100%) με 95% Διαστήματα Εμπιστοσύνης (95% CI: Confidence Intervals). Τα διαστήματα εμπιστοσύνης αντιστοιχούν στο εύρος των πιθανών τιμών του RR, όπου στο κατώτερο όριο (1,01) η θνησιμότητα αυξάνεται κατά 1% και στο ανώτερο όριο (1,12) η θνησιμότητα αυξάνεται κατά 12%.

Το AirQ+ διαθέτει διαφορετικές μεθόδους προσδιορισμού των τιμών του RR, οι οποίες επιλέγονται από τον χρήστη. Οι μέθοδοι αυτές περιλαμβάνουν τόσο τιμές RR που προκύπτουν από προκαθορισμένες μαθηματικές εξισώσεις όσο και εύρη τιμών από επιδημιολογικές μελέτες και μετα-αναλύσεις (meta-analyses), μέσω της χρήσης της συνάρτησης Integrated Exposure–Response (IER). Η συνάρτηση IER ενσωματώνει εκτιμήσεις του RR από μελέτες που αφορούν στην ατμοσφαιρική ρύπανση (Burnett et al., 2014). Οι συναρτήσεις IER χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση της νοσοεπιβάρυνσης (burden of disease) που αποδίδεται στη μακροχρόνια έκθεση σε αιωρούμενα σωματίδια PM_{2.5}. Το AirQ+ επιτρέπει στον χρήστη να επιλέξει μεταξύ διαφορετικών συναρτήσεων, ανάλογα με τον υπό εξέταση ατμοσφαιρικό ρύπο και τις εκβάσεις υγείας και με βάση τις κατευθυντήριες οδηγίες για την ποιότητα του αέρα του ΠΟΥ (WHO, 2021).

Τέλος, με τη συνδυαστική αξιοποίηση των παραπάνω δεδομένων, υπολογίζονται οι εκτιμήσεις (Estimates), δηλαδή ο αριθμός των περιστατικών (estimated attributable cases) που μπορούν να αποδοθούν στην έκθεση στον υπό μελέτη ατμοσφαιρικό ρύπο.

Όπως απεικονίζεται στο διάγραμμα του **Σχήματος 4.1**, το AirQ+ παρέχει μια συστηματική και τεκμηριωμένη διαδικασία για την ποσοτική εκτίμηση της περιβαλλοντικής επιβάρυνσης που σχετίζεται με την ατμοσφαιρική ρύπανση.

¹⁰ **Health endpoint:** δείκτης ανάπτυξης νόσου (π.χ. συμπτώματα ασθένειας), που χρησιμοποιείται για να περιγράψει κάποια έκβαση στην υγεία (ή την πιθανότητα για την έκβαση αυτή) που προκύπτει από την έκθεση σε συγκεκριμένο ατμοσφαιρικό ρύπο.



Σχήμα 4.1. Διάγραμμα ροής της μεθοδολογίας του AIRQ+.

4.1.3 Ανάλυση δεδομένων – Αποτελέσματα

Για την εκτίμηση των επιπτώσεων στην υγεία από βραχυχρόνια έκθεση σε O_3 , NO_2 και $PM_{2.5}$ με το λογισμικό AirQ+, χρησιμοποιούνται τα δεδομένα ποιότητας του που παρουσιάστηκαν στα **Κεφάλαια 2** και **3**. Ο ετήσιος αριθμός εξιτηρίων από τα νοσοκομεία για παθήσεις του κυκλοφορικού και του αναπνευστικού συστήματος για το έτος 2015 παρουσιάζεται στον **Πίνακα 4.2**. Σύμφωνα με την Ελληνική Στατιστική Αρχή, για το έτος 2015 ο εκτιμώμενος πληθυσμός στην Περιφέρεια της Αττικής ήταν 3.822.843 κάτοικοι.

Πίνακας 4.2. Ετήσιος αριθμός εξελθόντων ασθενών για παθήσεις του κυκλοφορικού και του αναπνευστικού συστήματος στην Ελλάδα και την Περιφέρεια της Αττικής, για το έτος 2015 (πηγή: ΕΛΣΤΑΤ).

| Ετήσια νοσοκομείων | εξιτηρία | ICD Κωδικός Z99 | 10: A00– Z99 | ICD 10: Κωδικός I00–I99 (Ασθένειες κυκλοφορικού συστήματος) | ICD 10: Κωδικός J00–J99 (Ασθένειες αναπνευστικού συστήματος) |
|--|-------------------------|-----------------------|--------------------|--|---|
| Ετήσια νοσοκομείων Ελλάδα | εξιτηρία στην | 2.554.490 | | 237.561 | 152.725 |
| Ετήσια νοσοκομείων Περιφέρεια Αττικής | εξιτηρία στην της | 482.789 | | 69.460 | 48.972 |

Στον **Πίνακα 4.3** καταγράφεται η εκτιμώμενη αναλογία και ο αριθμός των νοσηλειών σε νοσοκομεία, στο συνολικό πληθυσμό της Αττικής και ανά 100000 κατοίκους που διατρέχουν κίνδυνο, για νοσήματα

του κυκλοφορικού και του αναπνευστικού συστήματος λόγω της έκθεσης στους υπό μελέτη ατμοσφαιρικούς ρύπους. Η έκθεση σε $PM_{2.5}$ συνέβαλε σε 297 (55–546) νοσηλείες για αναπνευστικά νοσήματα και 441 (0–953) νοσηλείες για νοσήματα του κυκλοφορικού συστήματος. Επίσης, η έκθεση σε NO_2 και O_3 είχε ως αποτέλεσμα 424 (271–576) και 381 (61–718) νοσηλείες για νοσήματα του αναπνευστικού συστήματος.

Ο εκτιμώμενος αριθμός νοσηλειών που αποδίδονται στην έκθεση σε ατμοσφαιρικούς ρύπους συνήθως μετατρέπεται σε αριθμό νοσηλειών ανά 100000 κατοίκους. Έτσι, η έκθεση σε $PM_{2.5}$ είχε ως αποτέλεσμα 7,78 (1,45–14,28) και 11,54 (0–24,92) νοσηλείες που σχετίζονται με το κυκλοφορικό και το αναπνευστικό σύστημα ανά 100.000 κατοίκους που βρίσκονται σε κίνδυνο, αντίστοιχα. Όσον αφορά στο NO_2 και στο O_3 , οι νοσηλείες που σχετίζονται με το αναπνευστικό σύστημα ήταν 11,09 (7,10–15,06) και 9,97 (1,59–18,78) ανά 100.000 κατοίκους που βρίσκονται σε κίνδυνο, αντίστοιχα.

Τα αποτελέσματα αυτά είναι συγκρίσιμα με προηγούμενες μελέτες που αξιολόγησαν τον αριθμό των νοσηλειών που αποδίδονται στην ατμοσφαιρική ρύπανση με χρήση του λογισμικού AirQ+. Οι Moustiris et al. (2017) εφάρμοσαν το μοντέλο AirQ+ 2.2.3 στην Περιφέρεια της Αττικής, προκειμένου να υπολογίσουν τον ετήσιο αριθμό εισαγωγών σε νοσοκομεία για αναπνευστικά νοσήματα λόγω της έκθεσης σε συγκεντρώσεις PM_{10} κατά τη διάρκεια της χρονικής περιόδου 2001–2013. Διαπίστωσαν ότι οι νοσηλείες κυμαίνονταν από 20 (στην προαστιακή περιοχή) έως 40 (στο κέντρο της πόλης) ανά 100.000 κατοίκους. Όσον αφορά στην εκτίμηση των χαμένων ημερών εργασίας λόγω της έκθεσης σε $PM_{2.5}$, χρησιμοποιήθηκαν τα στατιστικά στοιχεία υγείας του ΟΟΣΑ. Στην Ελλάδα, η απουσία από την εργασία λόγω ασθένειας είχε ως αποτέλεσμα 14,7 χαμένες ημέρες ανά εργαζόμενο ετησίως (το έτος 2014) (Begou, 2023). Με βάση την έρευνα εργατικού δυναμικού της ΕΛΣΤΑΤ, ο συνολικός αριθμός απασχολούμενων στην Περιφέρεια της Αττικής ήταν 1.336.000 για το έτος 2015. Όπως προκύπτει από τον Πίνακα 4.4, ο αριθμός των χαμένων ημερών εργασίας που αποδίδονται στην έκθεση σε $PM_{2.5}$ ήταν 0,33 (0,28–0,38) ημέρες ανά εργαζόμενο για το 2015.

Πίνακας 4.3. Νοσηλείες για παθήσεις του κυκλοφορικού και του αναπνευστικού συστήματος στην Περιφέρεια της Αττικής, για το έτος 2015.

| | PM_{2.5} (τιμή αποκοπής: 15 µg/m ³) | | | NO₂ (τιμή αποκοπής: 25 µg/m ³) | | | O₃ (τιμή αποκοπής: 60 µg/m ³) | | |
|---|--|----------------------|---------------------|--|----------------------|---------------------|---|----------------------|---------------------|
| | Κεντρική τιμή | Κατώτερη τιμή | Ανώτερη τιμή | | | | | | |
| Ασθένειες του κυκλοφορικού συστήματος | | | | | | | | | |
| <i>Εκτιμώμενη αναλογία που αποδίδεται</i> | 0,43 % | 0,08 % | 0,79 % | | | | | | |
| <i>Εκτιμώμενος αριθμός εισαγωγών σε νοσοκομείο</i> | 297 | 55 | 546 | | | | | | |
| <i>Εκτιμώμενος αριθμός εισαγωγών σε νοσοκομείο ανά 100.000 κατοίκους που διατρέχουν κίνδυνο</i> | 7,78 | 1,45 | 14,28 | | | | | | |
| Ασθένειες του αναπνευστικού συστήματος | Κεντρική τιμή | Κατώτερη τιμή | Ανώτερη τιμή | Κεντρική τιμή | Κατώτερη τιμή | Ανώτερη τιμή | Κεντρική τιμή | Κατώτερη τιμή | Ανώτερη τιμή |
| <i>Εκτιμώμενη αναλογία που αποδίδεται</i> | 0,9 % | 0 % | 1,95 % | 0,87 % | 0,55 % | 1,18 % | 0,78 % | 0,12 % | 1,47 % |
| <i>Εκτιμώμενος αριθμός εισαγωγών σε νοσοκομείο</i> | 441 | 0 | 953 | 424 | 271 | 576 | 381 | 61 | 718 |
| <i>Εκτιμώμενος αριθμός εισαγωγών σε νοσοκομείο ανά 100.000 κατοίκους που διατρέχουν κίνδυνο</i> | 11,54 | 0 | 24,92 | 11,09 | 7,10 | 15,06 | 9,97 | 1,59 | 18,78 |

Πίνακας 4.4. Χαμένες ημέρες εργασίας λόγω έκθεσης σε αιωρούμενα σωματίδια PM_{2.5}.

| | Κεντρική τιμή | Κατώτερη τιμή | Ανώτερη τιμή |
|---|----------------|----------------|----------------|
| <i>Εκτιμώμενη αναλογία που αποδίδεται</i> | 2,24% | 1,88% | 2,60% |
| <i>Εκτιμώμενος αριθμός χαμένων ημερών εργασίας στον συνολικό αριθμό των εργαζόμενων</i> | 439.915 | 370.191 | 510.918 |
| <i>Εκτιμώμενος αριθμός χαμένων ημερών εργασίας ανά 100.000 εργαζόμενους</i> | 32.928 | 27.709 | 38.242 |
| <i>Εκτιμώμενος αριθμός χαμένων ημερών εργασίας ανά εργαζόμενο</i> | 0,33 | 0,28 | 0,38 |

4.1.4 Συμπεράσματα

Στο **Κεφάλαιο 4.1**, πραγματοποιήθηκε ανάλυση με το λογισμικό AirQ+, προκειμένου να εκτιμηθούν οι νοσηλείες και οι απουσίες από την εργασία που αποδίδονται στη βραχυχρόνια έκθεση σε ατμοσφαιρικούς ρύπους. Στην Περιφέρεια της Αττικής, η επιβάρυνση που αποδόθηκε στα PM_{2.5} ήταν 297 (55–546) και 441 (0–953) νοσηλείες για νοσήματα του κυκλοφορικού και αναπνευστικού συστήματος, αντίστοιχα. Τα NO₂ και O₃ συνέβαλαν επίσης σε 424 (271–576) και 381 (61–718) νοσηλείες που σχετίζονται με το αναπνευστικό σύστημα, αντίστοιχα. Όσον αφορά στις χαμένες ημέρες εργασίας, τα PM_{2.5} προκάλεσαν 0,33 (0,28–0,38) χαμένες ημέρες εργασίας (ανά άτομο ανά έτος).

Τα αποτελέσματα της παρούσας ενότητας ερμηνεύονται υπό το πρίσμα των ευρημάτων του Κεφαλαίου 3, όπου τεκμηριώθηκε η στατιστικά σημαντική αύξηση της θερμοκρασίας και η ενίσχυση των επεισοδίων O₃ στην Περιφέρεια της Αττικής, ιδιαίτερα κατά τις περιόδους καύσωνα. Η ανάλυση των μακροχρόνιων τάσεων και των επεισοδίων ακραίας θερμικής επιβάρυνσης στο Κεφάλαιο 3 ανέδειξε ότι οι καύσωνες ευνοούν την αύξηση των φωτοχημικών αντιδράσεων στην τροπόσφαιρα, οδηγώντας σε υψηλότερες συγκεντρώσεις O₃ και αυξημένη συχνότητα υπερβάσεων των ορίων ποιότητας του αέρα. Στο πλαίσιο αυτό, τα αποτελέσματα του **Κεφαλαίου 4.1** αποτυπώνουν την υγειονομική επιβάρυνση που σχετίζεται με τα επίπεδα έκθεσης στους ατμοσφαιρικούς ρύπους, όπως αυτά παρατηρούνται στην περιοχή μελέτης, γεφυρώνοντας το κενό μεταξύ των φυσικών/μετεωρολογικών διεργασιών και της επιδημιολογικής αξιολόγησης κινδύνου. Ιδιαίτερα για το O₃, τα αποτελέσματα του AirQ+ αποκτούν αυξημένη σημασία υπό το πρίσμα της τεκμηριωμένης συσχέτισης μεταξύ καυσώνων και υπερβάσεων των συγκεντρώσεων O₃. Η συν-εμφάνιση υψηλών θερμοκρασιών και αυξημένων επιπέδων O₃ συνιστά ένα σύνθετο περιβαλλοντικό φαινόμενο (compound event), το οποίο δεν επιβαρύνει μόνο το θερμικό ισοζύγιο του ανθρώπινου οργανισμού, αλλά αυξάνει και τον κίνδυνο αναπνευστικών και καρδιαγγειακών παθήσεων, όπως αποτυπώνεται ποσοτικά στα αποτελέσματα του **Κεφαλαίου 4**. Η σύνδεση αυτή υπογραμμίζει τη σημασία της ενιαίας προσέγγισης που υιοθετείται στην παρούσα διατριβή, όπου οι μετεωρολογικές παράμετροι, η ποιότητα του αέρα και οι επιπτώσεις στην υγεία αντιμετωπίζονται ως αλληλοεξαρτώμενες συνιστώσες ενός κοινού περιβαλλοντικού συστήματος.

4.2 Εφαρμογή της ποιοτικής εκτίμησης της επικινδυνότητας (health risk assessment) επιλεγμένων ατμοσφαιρικών ρύπων στην υγεία. Μελέτη περίπτωσης: βενζόλιο και αιωρούμενα σωματίδια (PM_{2.5} και PM₁₀)

Η συγκέντρωση και η διασπορά των ατμοσφαιρικών ρύπων εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από τις τοπικές μετεωρολογικές και κλιματικές συνθήκες, όπως έχει διερευνηθεί στα **Κεφάλαια 2 και 3**. Ειδικότερα, όπως παρουσιάστηκε στο Κεφάλαιο 4, το βενζόλιο, μεταξύ των υπόλοιπων ατμοσφαιρικών ρύπων που μελετήθηκαν, παρουσίασε έντονη μεταβλητότητα στις συγκεντρώσεις του ανάλογα με την ύπαρξη ή μη ατμοσφαιρικών συνθηκών στασιμότητας. Διαπιστώθηκε ότι η ατμοσφαιρική στασιμότητα έχει ως αποτέλεσμα τον διπλασιασμό των συγκεντρώσεων του βενζολίου, ενώ, σε σύγκριση με τα αιωρούμενα σωματίδια (PM_{2.5} και PM₁₀), οι συγκεντρώσεις του επηρεάστηκαν σε μεγαλύτερο βαθμό από τις μετεωρολογικές συνθήκες που ευνοούν την ατμοσφαιρική στασιμότητα.

Το βενζόλιο, λόγω της πτητικότητάς του και της στενής σύνδεσής του με ανθρωπογενείς πηγές εκπομπών (καύση καυσίμων, κυκλοφορία οχημάτων, οικιακή θέρμανση), αποτελεί ατμοσφαιρικό ρύπο με σημαντική χωροχρονική μεταβλητότητα. Σε θερμοκρασία δωματίου είναι ένα διαυγές, πτητικό και άχρωμο υγρό, ενώ στον ατμοσφαιρικό αέρα βρίσκεται κυρίως σε φάση ατμών. Ο χρόνος παραμονής του στην ατμόσφαιρα κυμαίνεται από μία ημέρα έως περίπου δύο εβδομάδες, ανάλογα με τις κλιματικές συνθήκες και την παρουσία άλλων ατμοσφαιρικών ρύπων οι οποίοι επηρεάζουν τη χημική του διάσπαση. Σε αστικά περιβάλλοντα, το βενζόλιο απαντάται σε προϊόντα πετρελαίου (αργό πετρέλαιο και βενζίνη), ενώ χρησιμοποιείται ως πρόσθετο στην αμόλυβδη βενζίνη για την αύξηση του αριθμού οκτανίων και την ενίσχυση της αντικροτικής ικανότητας και της σταθερότητας του καυσίμου. Η συγκέντρωσή του στα καύσιμα είναι της τάξης του 1–2% κατ' όγκο. Ως εκ τούτου, το βενζόλιο μπορεί να θεωρηθεί δείκτης εκπομπών καύσης στην ατμόσφαιρα των αστικών περιοχών.

Η συγκέντρωση βενζολίου στην ατμόσφαιρα μπορεί να διαμορφώνεται από τις επικρατούσες μετεωρολογικές συνθήκες, οι οποίες καθορίζουν τόσο την ένταση όσο και τη διάρκεια των επεισοδίων ατμοσφαιρικής ρύπανσης. Ιδιαίτερα, η επίδραση των αντικυκλωνικών συστημάτων έχει αναδειχθεί σε βασική μετεωρολογική παράμετρο για την αύξηση των συγκεντρώσεων ατμοσφαιρικών ρύπων, καθώς τα συστήματα υψηλής πίεσης οδηγούν σε περιορισμένη διασπορά και έντονη ατμοσφαιρική στασιμότητα. Στην εργασία των Dimitriou και Kassomenos (2018), μεγάλης κλίμακας μοτίβα υψηλής πίεσης συσχετίστηκαν με σημαντική αύξηση των συγκεντρώσεων του βενζο[α]πυρενίου (BaP) σε όλους τους σταθμούς μέτρησης, με άμεση σύνδεση με τις συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Αντίστοιχα, οι αυξημένες συγκεντρώσεις βενζολίου που έχουν καταγραφεί στη Νότια Ευρώπη σχετίζονται άμεσα με την υποβάθμιση της ποιότητας του αέρα κατά τη διάρκεια επεισοδίων ατμοσφαιρικής στασιμότητας (Dimitriou and Kassomenos, 2019b). Τα αποτελέσματα αυτά εναρμονίζονται με τα ευρήματα της παρούσας μελέτης για την Αττική, όπου η παρουσία συνθηκών ατμοσφαιρικής στασιμότητας αποδείχθηκε κρίσιμος παράγοντας για την αύξηση των συγκεντρώσεων του βενζολίου.

Η συστηματική ανασκόπηση και η μετα-ανάλυση των Khoshakhlagh et al. (2024) σχετικά με την επίδραση των κλιματικών συνθηκών στις τιμές καρκινικού και μη καρκινικού κινδύνου που σχετίζονται με την περιβαλλοντική και επαγγελματική έκθεση σε ενώσεις BTEX (Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylenes) ανέδειξε αυξημένο κίνδυνο για την υγεία κατά τη θερινή περίοδο. Ο υπολογισμός του καρκινικού και μη καρκινικού κινδύνου βασίζεται στη συγκέντρωση του ατμοσφαιρικού ρύπου, στον χρόνο, στη διάρκεια και στη συχνότητα έκθεσης, καθώς και σε ορισμένες σταθερές παραμέτρους. Από όλους αυτούς τους παράγοντες, η συγκέντρωση του ατμοσφαιρικού ρύπου αποτελεί το κεντρικό κριτήριο που

διαφοροποιεί τις εκτιμήσεις μεταξύ μελετών. Η συγκέντρωση των BTEX στην ατμόσφαιρα επηρεάζεται άμεσα από τις πηγές εκπομπής (κυρίως καύσεις καυσίμων, βιομηχανικές διεργασίες, κυκλοφορία οχημάτων) αλλά και από τις περιβαλλοντικές/μετεωρολογικές συνθήκες (θερμοκρασία, ηλιακή ακτινοβολία, ταχύτητα ανέμου, ατμοσφαιρική στασιμότητα). Έτσι, οι κλιματικές και εποχικές διακυμάνσεις διαμορφώνουν ουσιαστικά τα επίπεδα έκθεσης και, κατ' επέκταση, τον κίνδυνο για την υγεία. Πλήθος μελετών έχουν τεκμηριώσει την ισχυρή σύνδεση μεταξύ εποχικότητας, μεταβολών των κλιματικών/μετεωρολογικών συνθηκών και του εκτιμώμενου υγειονομικού κινδύνου από BTEX (Breton et al., 2017; Breton et al., 2025; Cerón Bretón et al., 2020).

Οι μελέτες που ποσοτικοποιούν την επίδραση της ατμοσφαιρικής στασιμότητας στην υγεία του εκτιθέμενου πληθυσμού μέσω της αύξησης των συγκεντρώσεων ατμοσφαιρικών ρύπων παραμένουν σχετικά περιορισμένες. Ο Lai (2016) διερεύνησε τους κινδύνους για τη δημόσια υγεία που συνδέονται με επεισόδια ατμοσφαιρικής στασιμότητας και υψηλές συγκεντρώσεις $PM_{2.5}$ στην περιοχή Kaoping της Ταϊβάν, καταλήγοντας ότι τα αναπνευστικά νοσήματα παρουσιάζουν ισχυρή συσχέτιση με τα αυξημένα επίπεδα αιωρούμενων σωματιδίων. Οι Norris et al. (2000) κατέδειξαν ότι ο Stagnation Persistence Index συσχετίζεται με τα περιστατικά άσθματος σε πόλεις των ΗΠΑ, επιβεβαιώνοντας τη σχέση μεταξύ ατμοσφαιρικής στασιμότητας και επιβάρυνσης του αναπνευστικού συστήματος.

Πρόσφατα, ο Kwon (2022) πρότεινε μια διαφορετική διάσταση της σχέσης μεταξύ ατμοσφαιρικής στασιμότητας και υγείας, διερευνώντας τη συχνότητα εμφάνισης μελανώματος στην πολιτεία της Washington, ΗΠΑ. Αν και ο κίνδυνος μελανώματος αυξάνεται με τον βαθμό έκθεσης σε υπεριώδη ακτινοβολία, η μελέτη έδειξε ότι η ατμοσφαιρική στασιμότητα μπορεί να περιορίζει την έκθεση σε UV ακτινοβολία, με αποτέλεσμα πιθανή μείωση του κινδύνου μελανώματος.

Συμπερασματικά, τα διαθέσιμα στατιστικά και επιδημιολογικά δεδομένα τεκμηριώνουν ότι η ατμοσφαιρική στασιμότητα αποτελεί καθοριστικό παράγοντα για την έκθεση του πληθυσμού σε ατμοσφαιρικούς ρύπους, επιτείνοντας τις αρνητικές τους επιπτώσεις στη δημόσια υγεία. Η αιτιοκρατική σχέση μεταξύ επεισοδίων ατμοσφαιρικής στασιμότητας και αύξησης των συγκεντρώσεων των ατμοσφαιρικών ρύπων ερμηνεύεται από τον υποκείμενο μετεωρολογικό μηχανισμό που συνδέεται με περιορισμένη διασπορά και οδηγεί σε συσσώρευση ατμοσφαιρικών ρύπων στην ατμόσφαιρα.

4.2.1 Δεδομένα

Οι συγκεντρώσεις του βενζολίου και των αιωρούμενων σωματιδίων ($PM_{2.5}$ και PM_{10}) συλλέχθηκαν από τους ΣΠΠΑ του ΕΔΠΑΡ στην Περιφέρεια Αττικής. Η επιλογή των συγκεκριμένων ΣΠΠΑ βασίστηκε στη διαθεσιμότητα δεδομένων βενζολίου και αιωρούμενων σωματιδίων ($PM_{2.5}$ και PM_{10}) στην Αττική. Εκτενής ανάλυση των ΣΠΠΑ παρουσιάζεται στο Κεφάλαιο 3.1.1.

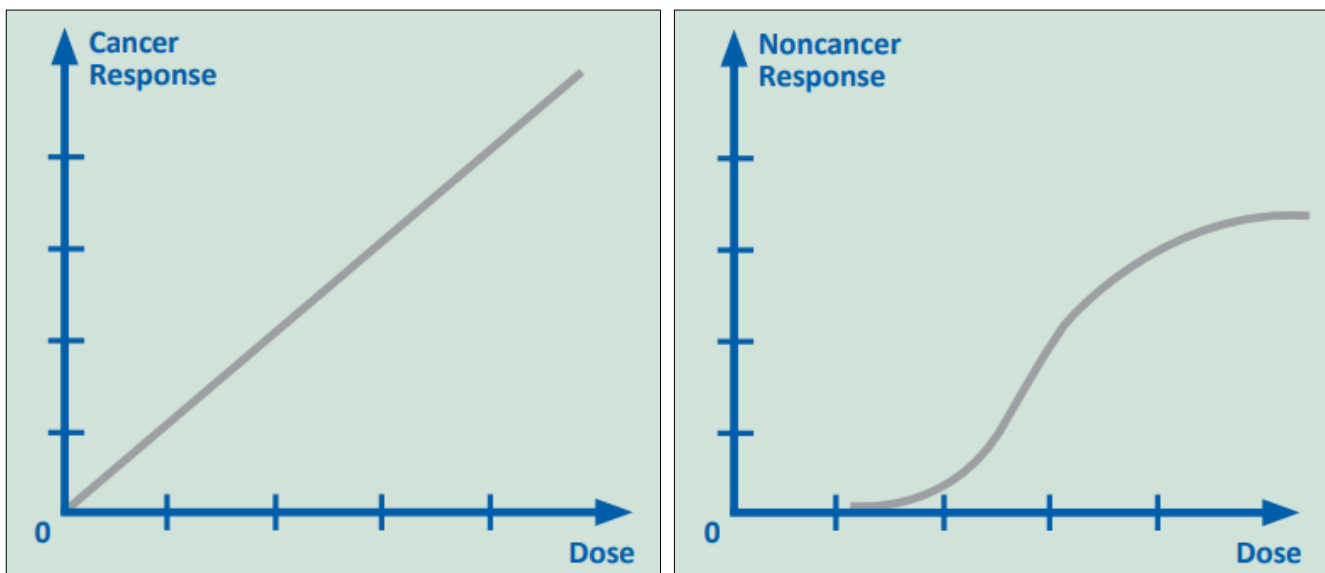
Για την εκτίμηση της μακροπρόθεσμης επιβάρυνσης της υγείας λόγω της εισπνοής βενζολίου, χρησιμοποιήθηκαν δεδομένα θνησιμότητας από λευχαιμία. Ο ετήσιος αριθμός θανάτων κατά φύλο, ηλικία και αιτία θανάτου ελήφθη από την Ετήσια Έκθεση Υγείας της ΕΛΣΤΑΤ για το έτος 2016. Σύμφωνα με την ICD-10, οι κωδικοί για τις περιπτώσεις λευχαιμίας είναι οι C91–C95. Οι εκθέσεις υγείας είναι διαθέσιμες στον ιστότοπο της ΕΛΣΤΑΤ (www.statistics.gr).

4.2.2 Μεθοδολογία αξιολόγησης κινδύνου για την υγεία

4.2.2.1 Εκτίμηση επικινδυνότητας για την υγεία από την έκθεση στο βενζόλιο και τα αιωρούμενα σωματίδια (PM_{2.5} και PM₁₀)

Η αξιολόγηση του κινδύνου πραγματοποιήθηκε, για να καθοριστούν οι επιπτώσεις της έκθεσης στο βενζόλιο και τα αιωρούμενα σωματίδια (PM_{2.5} και PM₁₀) στον πληθυσμό της Αττικής, λαμβάνοντας υπόψη τόσο καρκινογόνες όσο και μη καρκινογόνες επιδράσεις. Η μεθοδολογία του παρόντος κεφαλαίου βασίζεται στη δημοσιευμένη εργασία των Begou and Kassomenos (2020).

Οι κίνδυνοι για την υγεία που σχετίζονται με τις καρκινογόνες χημικές ουσίες αξιολογούνται διαφορετικά από τις μη καρκινογόνες χημικές ουσίες. Για τις καρκινογόνες χημικές ουσίες, με βάση τη μεθοδολογία της EPA (Environmental Protection Agency) των ΗΠΑ, θεωρείται ότι δεν υπάρχει δόση έκθεσης που να θεωρείται ασφαλής ή χωρίς κίνδυνο. Ακόμη και μια πολύ χαμηλή έκθεση στη χημική ουσία μπορεί να αυξήσει τον κίνδυνο καρκίνου. Στο **Σχήμα 4.2 (α)**, η ευθεία γραμμή δόσης-απόκρισης υποθέτει ότι για κάθε μονάδα αύξησης της έκθεσης (dose), υπάρχει αύξηση του κινδύνου καρκίνου (cancer response). Για τις μη καρκινογόνες χημικές ουσίες ή τις μη καρκινογόνες επιπτώσεις των χημικών ουσιών (**Σχήμα 4.2 (β)**), υπάρχει το επίπεδο μη παρατηρούμενων δυσμενών επιπτώσεων (No Observable Adverse Effect Level, NOAEL) στο οποίο ένα άτομο μπορεί να εκτεθεί στη χημική ουσία, χωρίς να επέλθει καμία επίπτωση στην υγεία του. Σε πολύ χαμηλές δόσεις, το ανθρώπινο σώμα μπορεί να αποκαταστήσει τη δυσμενή επίπτωση που προκαλείται από τη χημική ουσία. Ωστόσο, η δόση στην οποία επέρχεται η επίδραση ποικίλλει ανάλογα με τη χημική ουσία, το άτομο (φύλο, ηλικία) και τον τύπο της επίδρασης στην υγεία.



(α)

(β)

Σχήμα 4.2 Χαρακτηρισμός κινδύνου για (α) καρκινογόνες χημικές ουσίες και (β) μη καρκινογόνες χημικές ουσίες.

Σύμφωνα με την καθιερωμένη μεθοδολογία αξιολόγησης του κινδύνου λόγω έκθεσης σε τοξικές ουσίες μέσω της εισπνοής (USEPA, 2005; USEPA, 2009; ATSDR, 2020)¹¹, εκτιμήθηκαν:

(α) το Πηλίο Κινδύνου (Hazard Quotient, HQ) λόγω εισπνοής βενζολίου και αιωρούμενων σωματιδίων (PM_{2.5} και PM₁₀) και

(β) ο Κίνδυνος Καρκίνου (Integrated Lifetime Cancer Risk, ILTCR) λόγω εισπνοής βενζολίου

Οι εξισώσεις για το HQ και τον ILTCR που καταγράφονται στις παρακάτω ενότητες έχουν εφαρμοστεί ευρέως στη βιβλιογραφία, όπως από τους Abidin et al. (2025), Bozkurt et al. (2018), Breton et al. (2017), Breton et al. (2025), Cerón Bretón et al. (2020), Chalvatzaki et al. (2019), Chalvatzaki et al. (2023), Cipoli et al. (2023), De Donno et al. (2018), Dehghani et al. (2018), Li et al. (2014), Masih et al. (2018) και Sanda et al. (2023). Οι Breton et al. (2017), Breton et al. (2025) και Cerón Bretón et al. (2020) εφάρμοσαν τη μεθοδολογία για την εκτίμηση κινδύνου για την υγεία λόγω έκθεσης σε BTEX σε περιοχές του Μεξικού. Η αξιολόγηση του κινδύνου που προκύπτει από την έκθεση στο βενζόλιο έχει αποτελέσει αντικείμενο μελέτης σε διάφορες χώρες, μεταξύ των οποίων η Τουρκία (Bozkurt et al., 2018), η Ρουμανία (Sanda et al., 2023), η Ιταλία (De Donno et al., 2018), η Κίνα (Li et al., 2014) και το Ιράν (Jafari & Ebrahimi, 2007). Οι Chalvatzaki et al. (2019) και Chalvatzaki et al. (2023) εκτίμησαν τον κίνδυνο για την υγεία λόγω έκθεσης σε PM σε ενήλικες και παιδιά σε Ευρωπαϊκές πόλεις. Οι Amnuaylojaroen and Parasin (2023) αξιολόγησαν τον κίνδυνο για την υγεία που συνδέεται με την έκθεση σε PM_{2.5} σε παιδιά στη βόρεια Ταϊλάνδη.

4.2.2.2 Πηλίο Κινδύνου (Hazard Quotient - HQ)

Η εκτίμηση κινδύνου για τις μη καρκινογόνες επιδράσεις από την έκθεση σε κάποια χημική ουσία εκφράζεται μέσω του HQ και μπορεί να εκτιμηθεί από την **Εξίσωση 4.1**:

$$HQ = \frac{EC}{RfC} \quad (\text{Εξίσωση 4.1})$$

όπου EC (Exposure Concentration) είναι η συγκέντρωση της χημικής ουσίας κατά την έκθεση και RfC (Reference Concentration) η τιμή αναφοράς της συγκέντρωσης της χημικής ουσίας. Η RfC είναι η εκτιμώμενη ημερήσια συγκέντρωση μιας χημικής ουσίας στον αέρα, η οποία, ακόμη και με μακροχρόνια έκθεση, δεν αναμένεται να προκαλέσει δυσμενείς επιπτώσεις στην υγεία του γενικού πληθυσμού, ούτε σε ευάλωτες ομάδες του πληθυσμού. Στην **Εξίσωση 4.1**, για τον υπολογισμό του HQ μπορεί να χρησιμοποιηθεί η τιμή του ελάχιστου επιπέδου κινδύνου (MRL, Minimal Risk Level) ή το RfC.¹²

Σε ό,τι αφορά στις τιμές RfC για το βενζόλιο, στη βάση δεδομένων του Integrated Risk Level Information System (IRIS) της EPA έχει καθοριστεί τιμή αναφοράς RfC=0,03 mg/m³. Επίσης, στις βάσεις δεδομένων του Οργανισμού Μητρώου Τοξικών Ουσιών και Νοσημάτων (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR), όπως και στη βάση δεδομένων των MRLs για τις επικίνδυνες ουσίες,

¹¹ https://www.atsdr.cdc.gov/pha-guidance/conducting_scientific_evaluations/epcs_and_exposure_calculations/hazardquotients_cancerrisk.html#CommonNonCancerGuidelines

¹² https://www.atsdr.cdc.gov/pha-guidance/conducting_scientific_evaluations/epcs_and_exposure_calculations/hazardquotients_cancerrisk.html#CommonNonCancerGuidelines

έχουν καθοριστεί MRL τιμές για acute (οξεία), intermediate (ενδιάμεση) και chronic (χρόνια) έκθεση σε βενζόλιο μέσω της οδού της εισπνοής (**Πίνακας 4.5**).

Αξίζει να σημειωθεί ότι η τιμή του RfC για το βενζόλιο ($0,03 \text{ mg/m}^3$), όπως έχει καθοριστεί από την EPA (IRIS), είναι συγκρίσιμη με την τιμή MRL (acute) που έχει οριστεί από το ATSDR ($0,03 \text{ mg/m}^3$). Η εγγύτητα των δύο τιμών καταδεικνύει ότι ακόμη και σε βραχυχρόνια (οξεία) έκθεση, τα επίπεδα συγκέντρωσης του βενζολίου βρίσκονται στο ίδιο εύρος με εκείνα που έχουν υιοθετηθεί ως επίπεδα αναφοράς για χρόνια έκθεση, γεγονός που υποδηλώνει την υψηλή τοξικότητα του βενζολίου ακόμη και σε σχετικά χαμηλές συγκεντρώσεις.

Για τα αιωρούμενα σωματίδια ($\text{PM}_{2.5}$ και PM_{10}), οι RfC δεν περιλαμβάνονται ακόμη στη βάση δεδομένων του IRIS ή στις βάσεις δεδομένων του ATSDR όπως η βάση δεδομένων για τα MRLs για τις επικίνδυνες ουσίες. Όπως προκύπτει από τη σχετική βιβλιογραφία (Abidin et al., 2023; 2025; Cipoli et al., 2023; Chalvatzaki et al., 2023), για τις τιμές RfC για τα $\text{PM}_{2.5}$ και PM_{10} μπορούν να χρησιμοποιηθούν τα ανώτατα επιτρεπτά όρια συγκεντρώσεων των κατευθυντήριων γραμμών για την ποιότητα του αέρα του ΠΟΥ. Οι οδηγίες του ΠΟΥ (WHO, 2021) συνιστούν η μέση ετήσια συγκέντρωση των $\text{PM}_{2.5}$ να μην υπερβαίνει τα $5 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ και η μέση 24-ωρη συγκέντρωση των $\text{PM}_{2.5}$ να μην υπερβαίνει τα $15 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ για περισσότερες από 3-4 ημέρες το έτος. Για τα PM_{10} , ο ΠΟΥ συνιστά η μέση ετήσια συγκέντρωση να μην υπερβαίνει τα $15 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ και η μέση 24-ωρη συγκέντρωση να μην υπερβαίνει τα $45 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ (**Πίνακας 4.5**).

Πίνακας 4.5. Τιμές RfC και MRL (EPA/ ATSDR) και ανώτατα επιτρεπτά όρια συγκεντρώσεων του ΠΟΥ (WHO, 2021) για το βενζόλιο και τα αιωρούμενα σωματίδια ($\text{PM}_{2.5}$ και PM_{10}).

| Ατμοσφαιρικός Ρύπος | Τιμές Αναφοράς / Συγκεντρώσεις ρύπου | Παρατηρήσεις / Πηγές |
|---------------------|---|---|
| Βενζόλιο | RfC (chronic): $0,03 \text{ mg/m}^3$ ($30 \text{ }\mu\text{g/m}^3$) | (α) CDC/ATSDR https://www.atsdr.cdc.gov/toxicological-profiles/about/index.html |
| | MRL (acute): $0,009 \text{ ppm}$ ($0,03 \text{ mg/m}^3$) MRL (Intermediate): $0,007 \text{ ppm}$ ($0,02 \text{ mg/m}^3$) MRL (Chronic): $0,002 \text{ ppm}$ ($6 \times 10^{-3} \text{ mg/m}^3$) | (β) EPA https://iris.epa.gov/AtoZ/?list_type=alpha (γ) CDC/ATSDR https://wwwn.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=40&tid=14 (δ) Health Based Guidance for Air Environmental Impacts Analysis Unit, Environmental Health Division https://www.health.state.mn.us/communities/environment/risk/docs/guidance/air/benzene.pdf |
| $\text{PM}_{2.5}$ | Μέση ετήσια συγκέντρωση $\leq 5 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ Μέση 24ωρη συγκέντρωση $\leq 15 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ | WHO (2021) https://www.who.int/news-room/feature-stories/detail/what-are-the-who-air-quality-guidelines |
| PM_{10} | Μέση ετήσια συγκέντρωση $\leq 15 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ Μέση 24ωρη συγκέντρωση $\leq 45 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ | |

Η **EC** υπολογίζεται με την παρακάτω **Εξίσωση 4.2**:

$$EC = \frac{C \times ET \times EF \times ED}{AT} \text{ (Εξίσωση 4.2)}$$

Στην παρούσα μελέτη χρησιμοποιήθηκε το οικιστικό σενάριο (σενάριο έκθεσης των κατοίκων - residential exposure scenario) για τον ενήλικο πληθυσμό της Αττικής. Στο οικιστικό σενάριο / σενάριο έκθεσης κατοίκων περιλαμβάνεται η έκθεση στη χημική ουσία μέσω εισπνοής έως 24 ώρες την ημέρα, 365 ημέρες τον χρόνο, και για το μέσο προσδόκιμο ζωής του ανθρώπου (70 έτη). Για τον υπολογισμό της έκθεσης, χρησιμοποιήθηκαν τα δεδομένα που αντιστοιχούν στον μέσο ενήλικα (άτομο 70 kg που αναπνέει 20 m³ αέρα ημερησίως). Οι τιμές των μεταβλητών παρουσιάζονται στον **Πίνακα 4.6**.

Πίνακας 4.6. Μεταβλητές που χρησιμοποιούνται στις **Εξιιώσεις 4.1** και **4.2**.

| Μεταβλητή | Περιγραφή | Τιμή | Μονάδα |
|-----------|--|---|-------------------|
| C | Συγκέντρωση ατμοσφαιρικού ρύπου | — | μg/m ³ |
| ET | Exposure Time (Χρόνος έκθεσης) | 24 | ώρες/ημέρα |
| EF | Exposure Frequency (Συχνότητα έκθεσης) | 365 | ημέρες/έτος |
| ED | Exposure Duration (Διάρκεια έκθεσης) | 1 | έτος |
| AT | Averaging Time (Μέσος χρόνος) | $D(\text{year}) \times 365 \left(\frac{\text{days}}{\text{year}}\right) \times 24 \left(\frac{\text{hours}}{\text{day}}\right)$ | ώρες |

Στον **Πίνακα 4.7** παρουσιάζεται η κατηγοριοποίηση του HQ και ο χαρακτηρισμός του κινδύνου στην υγεία.

Πίνακας 4.7 Κατηγοριοποίηση του HQ και χαρακτηρισμός κινδύνου στην υγεία.

| Τιμή HQ | Χαρακτηρισμός κινδύνου στην υγεία |
|---------|---|
| > 1 | υποδηλώνει ότι η έκθεση ενδέχεται να προκαλέσει μη καρκινογόνες επιπτώσεις στην υγεία |
| < 1 | υποδηλώνει αποδεκτό επίπεδο έκθεσης, καθώς η προσλαμβανόμενη δόση είναι μικρότερη από την τιμή αναφοράς (RfC) |

4.2.2.3 Εκτίμηση έκθεσης και υπολογισμός HQ για τις ημέρες με ατμοσφαιρική στασιμότητα

Η εκτίμηση της συνεισφοράς των ημερών με ατμοσφαιρική στασιμότητα στη συνολική ετήσια έκθεση και στον μη-καρκινικό κίνδυνο για τους ατμοσφαιρικούς ρύπους βενζόλιο, PM_{2.5} και PM₁₀ στην περιοχή της Αττικής για τη χρονική περίοδο 2015-2021 έγινε με βάση την **Εξίσωση 4.2** και αντικαθιστώντας το EF με τον αριθμό των ημερών με ή χωρίς συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας *N_{stagnation conditions}* για κάθε έτος.

Η **Εξίσωση 4.2** της συγκέντρωσης έκθεσης (Exposure Concentration) προκύπτει όπως καταγράφεται παρακάτω (Sadeghi Amin and Nasrabadi, 2024):

$$EC = \frac{C \times ET \times EF \times ED}{AT} \rightarrow EC_{stagnant} = \frac{C_{stagnant} \times 24 \frac{h}{day} \times N_{stagnation\ conditions} (days) \times 1year}{1year \times 365 \frac{days}{year} \times 24 \frac{h}{day}}$$

- Για τις ημέρες με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας ο τύπος εξειδικεύεται ως εξής:

$$EC_{stagnant} = C_{stagnant} \times \frac{N_{stagnant}}{365} \text{ (Εξίσωση 4.3)}$$

όπου $C_{stagnant}$ η μέση συγκέντρωση του ατμοσφαιρικού ρύπου κατά τις ημέρες με ατμοσφαιρική στασιμότητας ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) και $N_{stagnant}$ ο αριθμός ημερών με συνθήκες ατμοσφαιρική στασιμότητας ανά έτος.

- Για τις ημέρες χωρίς συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας, ο τύπος εξειδικεύεται ως εξής:

$$EC_{non-stagnant} = C_{non-stagnant} \times \frac{N_{non-stagnant}}{365} \text{ (Εξίσωση 4.4)}$$

όπου $C_{non-stagnant}$ η μέση συγκέντρωση του ατμοσφαιρικού ρύπου κατά τις ημέρες χωρίς συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) και $N_{non-stagnant}$ ο αριθμός ημερών χωρίς συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας ανά έτος.

Ο υπολογισμός της συνεισφοράς των ημερών με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας προκύπτει από την **Εξίσωση 4.9**:

$$Contribution(\%) = \frac{EC_{stagnant}}{EC_{total}} \times 100\% \text{ (Εξίσωση 4.5)}$$

όπου $EC_{stagnant}$ η συγκέντρωση έκθεσης στον ατμοσφαιρικό ρύπο κατά τις ημέρες με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) και EC_{total} η μέση ετήσια συγκέντρωση έκθεσης.

Η **Εξίσωση 4.1** του Πηλίκου Κινδύνου $HQ = \frac{EC}{RfC}$ για τις ημέρες με και χωρίς συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας προκύπτει ως εξής:

- Ημέρες με συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας: $HQ_{stagnant} = \frac{EC_{stagnant}}{RfC} \text{ (Εξίσωση 4.6)}$
- Ημέρες χωρίς συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας: $HQ_{non-stagnant} = \frac{EC_{non-stagnant}}{RfC} \text{ (Εξίσωση 4.7)}$

4.2.2.4 Κίνδυνος εμφάνισης καρκίνου (Integrated Lifetime Cancer Risk - ILTCR)

Ο **κίνδυνος εμφάνισης καρκίνου (Integrated Lifetime Cancer Risk - ILTCR)** για έναν μέσο ενήλικα ο οποίος εκτίθεται στη χημική ουσία μέσω εισπνοής υπολογίζεται από την **Εξίσωση 4.8**:

$$ILTCR = E_L \times CPF \text{ (Εξίσωση 4.8)}$$

όπου E_L είναι η αθροιστική/συνολική έκθεση καθ' όλη τη διάρκεια ζωής και η παράμετρος CPF (Cancer Potency Factor) ή CSF (Cancer Slope Factor) χρησιμοποιείται για την εκτίμηση του ανώτατου ορίου της πιθανότητας εμφάνισης καρκίνου ως αποτέλεσμα της έκθεσης, καθ' όλη τη διάρκεια ζωής του, σε ένα συγκεκριμένο επίπεδο ενός δυνητικά καρκινογόνου παράγοντα.

Ο CPF, που χρησιμοποιείται για την εκτίμηση του κινδύνου εμφάνισης καρκίνου λόγω της έκθεσης στο βενζόλιο του ατμοσφαιρικού αέρα, υπολογίζεται από την **Εξίσωση 4.9**:

$$CPF = IUR \times \frac{BW}{IR} \times 10^3 = 7,8 \times 10^{-6} \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} \times \frac{70}{20 \frac{\text{m}^3}{\text{day}}} \times 10^3 = 2,73 \times 10^{-5} \frac{\mu\text{g}}{\text{kg} \times \text{day}} \quad (\text{Εξίσωση 4.9})$$

όπου IUR είναι ο μοναδιαίος κίνδυνος εισπνοής (Inhalation Unit Risk) για το βενζόλιο. Η τιμή του IUR δίνεται με εύρος τιμών από $2,2 \times 10^{-6} \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$ έως $7,8 \times 10^{-6} \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$. Ο IUR αναφέρεται στο ανώτατο όριο του επιπλέον (πλεονάζοντος) κινδύνου καρκινογένεσης κατά τη διάρκεια της ζωής, ο οποίος προκύπτει από τη συνεχή έκθεση σε συγκέντρωση $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ τοξικού ατμοσφαιρικού ρύπου.

Η ημερήσια έκθεση (Daily Exposure, E) στη χημική ουσία μέσω της εισπνοής μπορεί να εκτιμηθεί από την **Εξίσωση 4.10**:

$$E = \frac{C \times IR \times ED}{BW} \quad (\text{Εξίσωση 4.10})$$

Η αποτελεσματική έκθεση καθ' όλη τη διάρκεια ζωής (Effective Lifetime Exposure, E_L) υπολογίζεται με την **Εξίσωση 4.11**:

$$E_L = E \times \frac{D}{7} \times \frac{WK}{52} \times \frac{YE}{YL} \quad (\text{Εξίσωση 4.11})$$

Πίνακας 4.8 Μεταβλητές που χρησιμοποιούνται στις **Εξισώσεις 4.9, 4.10 και 4.11**.

| Μεταβλητή | Περιγραφή | Τιμή | Μονάδα |
|-----------|---------------------------------------|------|-----------------------|
| E | Ημερήσια έκθεση | — | μg/kg×ημέρα |
| EL | Συνολική έκθεση κατά τη διάρκεια ζωής | — | μg/kg |
| C | Συγκέντρωση ατμοσφαιρικού ρύπου | — | μg/m ³ |
| IR | Ρυθμός εισπνοής | 20 | m ³ /ημέρα |
| | | 0,83 | m ³ /ώρα |
| ED | Διάρκεια ημερήσιας έκθεσης | 24 | ώρες/ημέρα |
| D | Ημέρες έκθεσης ανά εβδομάδα | 7 | ημέρες |
| WK | Εβδομάδες έκθεσης ανά έτος | 52 | εβδομάδες |
| YE | Έτη έκθεσης | 30 | έτη |
| YL | Έτη προσδόκιμου ζωής | 70 | έτη |
| BW | Σωματικό βάρος | 70 | kg |

Η κατηγοριοποίηση των διαστημάτων του ILTCR και ο χαρακτηρισμός του καρκινικού κινδύνου του **Πίνακα 4.9** εκφράζουν τη στατιστική πιθανότητα μεταξύ 1 εκατομμυρίου ανθρώπων που εκτίθενται σε μια συγκεκριμένη συγκέντρωση δυνητικά καρκινογόνου χημικής ουσίας συνεχώς (24 ώρες την ημέρα για 70 χρόνια) έως και ένα άτομο να αναπτύξει καρκίνο.

Πίνακας 4.9 Κατηγοριοποίηση διαστημάτων ILTCR και χαρακτηρισμός του καρκινικού κινδύνου.

| Κατηγορία διαστημάτων ILTCR | Χαρακτηρισμός καρκινικού κινδύνου |
|---------------------------------------|--|
| $> 1 \times 10^{-4}$ | Σαφής κίνδυνος εμφάνισης καρκίνου (“definite cancer risk”) |
| $1 \times 10^{-5} — 1 \times 10^{-4}$ | Πιθανός κίνδυνος εμφάνισης καρκίνου (“probable cancer risk”) |
| $1 \times 10^{-5} — 1 \times 10^{-6}$ | Ενδεχόμενος κίνδυνος εμφάνισης καρκίνου (“possible cancer risk”) |
| $< 1 \times 10^{-6}$ | Αποδεκτό (“acceptable”) |

Η εκτίμηση του ετήσιου αριθμού των πλεοναζόντων θανάτων (excess deaths) από λευχαιμία που προκαλείται από την έκθεση στο βενζόλιο του ατμοσφαιρικού αέρα υπολογίζεται με βάση την **Εξίσωση 4.12** και σύμφωνα με τη σχετική βιβλιογραφία (Hornberg et al., 2013; Hanninen et al., 2014; Chalvatzaki et al., 2019).

$$AC = \frac{C \times IUR \times P}{Lifetime} \text{ (Εξίσωση 4.12)}$$

όπου C είναι η μέση συγκέντρωση του ατμοσφαιρικού ρύπου, P είναι το μέγεθος του εκτεθειμένου πληθυσμού και Lifetime είναι η μέση διάρκεια ζωής που αντιστοιχεί σε 70 χρόνια. Στην **Εξίσωση 4.12**, το IUR για τη λευχαιμία ορίζεται ως η εκτίμηση του πλεονάζοντα καρκινικού κινδύνου από την εισπνοή συγκέντρωσης $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ βενζολίου, για διάρκεια ζωής ίση με 70 έτη. Σημειώνεται ότι $IUR = 7.8 \times 10^{-6} \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}$.

Η εκτίμηση του ετήσιου αριθμού πλεοναζόντων θανάτων προκύπτει και από το λογισμικό AIRQ+ όπου, όπως αναφέρθηκε στο **κεφάλαιο 4.1.2**, παρέχεται η δυνατότητα εκτίμησης του κινδύνου καρκίνου λόγω της έκθεσης σε καρκινογόνους ατμοσφαιρικούς ρύπους στον αέρα (π.χ. αρσενικό, βενζόλιο) καθ' όλη τη διάρκεια της ζωής.

4.2.3 Ανάλυση δεδομένων – Αποτελέσματα

4.2.3.1 Εκτίμηση μη καρκινικού και καρκινικού κινδύνου από την έκθεση στο βενζόλιο και τα αιωρούμενα σωματίδια (PM_{2.5} και PM₁₀)

Ο **Πίνακας 4.10** παρουσιάζει τις τιμές του HQ για το βενζόλιο σε τέσσερις ΣΠΠΑ στην Αττική (PAT, PIR, SMY, ELE) για τη χρονική περίοδο 2015–2021 υπό μη-στάσιμες και στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, με βάση τις συγκεντρώσεις που καταγράφηκαν και αναλύθηκαν στο **Κεφάλαιο 3**. Η εκτίμηση του HQ πραγματοποιήθηκε χρησιμοποιώντας το οικιστικό σενάριο έκθεσης του ενήλικου πληθυσμού, με παραδοχές μέσου ενήλικα 70 kg, ημερήσια εισπνοή 20 m^3 αέρα, πλήρη έκθεση 24 ώρες την ημέρα, 365 ημέρες τον χρόνο και διάρκεια ζωής 70 έτη. Οι τιμές υπολογίστηκαν ξεχωριστά σε μη- και στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, για να εξεταστεί η επίδραση των ατμοσφαιρικών συνθηκών στασιμότητας στις τιμές έκθεσης, με βάση τη μεθοδολογία του **Κεφαλαίου 4.2.2.3**. Από τα δεδομένα προκύπτει ότι όλες οι τιμές HQ παραμένουν κάτω από τη μονάδα, γεγονός που υποδηλώνει ότι η έκθεση στο βενζόλιο για τον ενήλικο πληθυσμό δεν παρουσιάζει κίνδυνο μη καρκινογόνων επιδράσεων σε κανέναν από τους ΣΠΠΑ. Παρατηρείται, όμως, σαφής επίδραση της ατμοσφαιρικής στασιμότητας: οι τιμές HQ υπό την επίδραση της ατμοσφαιρικής στασιμότητας είναι χαμηλότερες σε σύγκριση με τις μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες σε όλους τους ΣΠΠΑ, γεγονός που φαντάζει παράδοξο. Ωστόσο, η σχετική συνεισφορά των

συνθηκών ατμοσφαιρικής στασιμότητας στην ετήσια έκθεση αποδείχθηκε σημαντικά εξαρτώμενη από τον αριθμό των ημερών. Σε περιπτώσεις όπου οι μέσες συγκεντρώσεις υπό στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες είναι υψηλές και ο αριθμός των ημερών ατμοσφαιρικής στασιμότητας επαρκής, αυξάνεται το ΗQ. Αντίστροφα, όταν οι ημέρες ατμοσφαιρικής στασιμότητας είναι λίγες, παρά τη σχετική άνοδο των συγκεντρώσεων του βενζολίου, η συνολική τους συμβολή στην έκθεση παραμένει περιορισμένη και το ΗQ έχει χαμηλές τιμές. Η εξάρτηση αυτή υπογραμμίζει την ανάγκη για προσεκτική αναφορά τόσο των μέσων συγκεντρώσεων όσο και της συχνότητας εμφάνισης της ατμοσφαιρικής στασιμότητας στο Κεφάλαιο 3. Συνεπώς, αντί για απόλυτη γενίκευση ότι «οι τιμές ΗQ υπό ατμοσφαιρική στασιμότητα είναι υψηλότερες», η ανάλυση στο παρόν κεφάλαιο υποδεικνύει ότι η επίδραση της ατμοσφαιρικής στασιμότητας στην ετήσια έκθεση είναι δυναμική.

Σε ό,τι αφορά στη χωρική κατανομή, ο ΣΠΠΑ ΡΑΤ εμφανίζει τις υψηλότερες τιμές ΗQ, με μέσο όρο 0,11 για μη στάσιμες και 0,05 για στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, υποδεικνύοντας ότι πιθανές τοπικές πηγές βενζολίου και κυκλοφοριακές συνθήκες επηρεάζουν την έκθεση. Ακολουθούν ο ΣΠΠΑ ΡΙΡ (0,07 / 0,02), ΣΜΥ (0,04 / 0,02) και ΕΛΕ (0,02 / 0,01), με σταδιακά χαμηλότερες τιμές, γεγονός που δείχνει μικρότερη έκθεση στον ενήλικο πληθυσμό. Οι ετήσιες διακυμάνσεις είναι περιορισμένες, υποδεικνύοντας σταθερή και χαμηλή έκθεση στο βενζόλιο κατά την περίοδο 2015–2021.

Συνολικά, τα αποτελέσματα καταδεικνύουν ότι η έκθεση του ενήλικου πληθυσμού της Αττικής στο βενζόλιο παραμένει πολύ κάτω από το όριο ασφαλείας για μη καρκινογόνες επιδράσεις, ανεξαρτήτως των τοπικών μετεωρολογικών συνθηκών και των συνθηκών ατμοσφαιρικής στασιμότητας. Το υψηλότερο επίπεδο παρατηρείται στον ΣΠΠΑ ΡΑΤ, αλλά ακόμη κι εκεί οι τιμές ΗQ δεν πλησιάζουν το κρίσιμο όριο της μονάδας, υποδεικνύοντας ότι η δημόσια υγεία δεν επηρεάζεται από μη καρκινογόνες επιδράσεις του βενζολίου στο πλαίσιο του εξεταζόμενου οικιστικού σεναρίου.

Πίνακας 4.10. Πηλίκιο Κινδύνου (ΗQ) για το βενζόλιο σε τέσσερις ΣΠΠΑ στην Αττική (ΡΑΤ, ΡΙΡ, ΣΜΥ, ΕΛΕ) για τη χρονική περίοδο 2015–2021 υπό μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (Non-stagnant) και στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (Stagnant).

| Έτος / ΣΠΠΑ | ΡΑΤ | | ΡΙΡ | | ΣΜΥ | | ΕΛΕ | |
|-----------------------------|--------------|----------|--------------|----------|--------------|----------|--------------|----------|
| | Non-stagnant | Stagnant | Non-stagnant | Stagnant | Non-stagnant | Stagnant | Non-stagnant | Stagnant |
| 2015 | 0,11 | 0,05 | 0,08 | 0,03 | 0,05 | 0,02 | 0,01 | 0,01 |
| 2016 | 0,14 | 0,05 | 0,07 | 0,02 | 0,04 | 0,02 | 0,02 | 0,01 |
| 2017 | 0,12 | 0,07 | 0,07 | 0,03 | 0,04 | 0,02 | 0,02 | 0,01 |
| 2018 | 0,14 | 0,05 | 0,08 | 0,02 | 0,00 | 0,00 | 0,03 | 0,01 |
| 2019 | 0,10 | 0,06 | 0,07 | 0,03 | 0,04 | 0,02 | 0,01 | 0,00 |
| 2020 | 0,09 | 0,03 | 0,05 | 0,02 | 0,04 | 0,02 | 0,02 | 0,01 |
| 2021 | 0,08 | 0,02 | 0,07 | 0,02 | 0,02 | 0,01 | 0,03 | 0,00 |
| Μέσος όρος 2015-2021 | 0,11 | 0,05 | 0,07 | 0,02 | 0,04 | 0,02 | 0,02 | 0,01 |

Ο **Πίνακας 4.11** παρουσιάζει τις τιμές του HQ για τα PM_{2.5} σε έξι ΣΠΠΑ της Αττικής (AGP, ARI, ELE, LYK, PIR, THR) κατά την περίοδο 2015–2021, για τις ημέρες με μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (Non-stagnant) και στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (Stagnant). Όπως φαίνεται, οι τιμές HQ κυμαίνονται από 0,2 έως 1,1, με τις περισσότερες να παραμένουν κάτω από τη μονάδα. Για το μεγαλύτερο μέρος της εξεταζόμενης περιόδου, η έκθεση σε PM_{2.5} δεν συνεπάγεται κίνδυνο μη καρκινογόνων επιδράσεων για τον ενήλικο πληθυσμό, στο πλαίσιο του οικιστικού σεναρίου έκθεσης. Παρατηρείται ωστόσο ότι σε ορισμένους ΣΠΠΑ (π.χ. PIR, ARI και LYK) οι τιμές HQ προσεγγίζουν ή και υπερβαίνουν τη μονάδα κατά ορισμένα έτη (2015–2017, 2021), γεγονός που αναδεικνύει περιόδους και τοποθεσίες με αυξημένη επιβάρυνση. Αντίθετα, στις περιοχές AGP και THR οι τιμές HQ παραμένουν συστηματικά χαμηλότερες (0,5–0,7 για non-stagnant, 0,2 για stagnant), δείχνοντας μικρότερη συμβολή του PM_{2.5} στην έκθεση. Η σύγκριση μεταξύ συνθηκών δείχνει ότι οι τιμές HQ υπό στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες είναι σταθερά χαμηλότερες (0,2–0,5) σε σχέση με τις μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (0,5–1,1). Η διαφορά αυτή αντανακλά τον διαφορετικό αριθμό ημερών σε κάθε κατηγορία, όπως αναλύθηκε στο **Κεφάλαιο 3**. Αν και οι συγκεντρώσεις PM_{2.5} κατά τη διάρκεια στάσιμων ατμοσφαιρικών συνθηκών μπορεί να είναι αυξημένες, ο μικρότερος αριθμός ημερών σε αυτές τις συνθήκες μειώνει τη συνολική τους ετήσια συμβολή στην έκθεση. Έτσι, οι ημέρες με μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, λόγω της μεγαλύτερης συχνότητας εμφάνισης, συμβάλλουν αναλογικά περισσότερο στην έκθεση και κατά συνέπεια στο HQ.

Ο **Πίνακας 4.12** παρουσιάζει τις τιμές του HQ για τα PM₁₀ σε έξι ΣΠΠΑ της Αττικής (AGP, ARI, ELE, LYK, PIR, THR) κατά την περίοδο 2015–2021, για τις ημέρες με μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (Non-stagnant) και στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (Stagnant). Οι τιμές του HQ κυμαίνονται από 0,1 έως 0,8, με μέσες τιμές μεταξύ 0,3 και 0,6 για τους περισσότερους ΣΠΠΑ. Σε όλες τις περιπτώσεις, οι τιμές παραμένουν κάτω από τη μονάδα, γεγονός που δείχνει ότι η έκθεση σε PM₁₀ δεν συνεπάγεται κίνδυνο μη καρκινογόνων επιδράσεων για τον ενήλικο πληθυσμό της Αττικής, στο πλαίσιο του οικιστικού σεναρίου. Όπως και στα PM_{2.5}, παρατηρείται συστηματική διαφοροποίηση μεταξύ συνθηκών: οι τιμές HQ για τις ημέρες με μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες είναι υψηλότερες σε σχέση με τις αντίστοιχες υπό στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (0,1–0,3). Το αποτέλεσμα αυτό ερμηνεύεται από τον μεγαλύτερο αριθμό ημερών χωρίς στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες σε ετήσια βάση, οι οποίες, παρότι συνδέονται με χαμηλότερες μέσες συγκεντρώσεις, καθορίζουν σε μεγαλύτερο βαθμό το συνολική έκθεση και, κατά συνέπεια, τις τιμές HQ. Αντίθετα, οι ημέρες με στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες, παρότι μπορεί να εμφανίζουν αυξημένα επίπεδα PM₁₀, συμβάλλουν λιγότερο στη συνολική έκθεση, λόγω της περιορισμένης συχνότητάς τους. Από τα αποτελέσματα προκύπτει επίσης ότι το υψηλότερο επίπεδο έκθεσης παρατηρείται στους ΣΠΠΑ ARI και PIR (μέσοι HQ = 0,6 και 0,6 αντίστοιχα για τις μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες), ενώ οι χαμηλότερες τιμές καταγράφονται στους ΣΠΠΑ AGP και THR (0,3 κατά μέσο όρο). Οι τιμές HQ εμφανίζουν μικρές διακυμάνσεις μεταξύ των ετών, γεγονός που υποδηλώνει σχετικά σταθερή έκθεση σε PM₁₀ κατά την εξεταζόμενη περίοδο.

Συνολικά, τα αποτελέσματα δείχνουν ότι η έκθεση του πληθυσμού της Αττικής σε PM παραμένει σε οριακά επίπεδα για μη καρκινογόνες επιδράσεις, με τοπικές διαφοροποιήσεις και με αυξημένη συνεισφορά των ημερών με μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες στην ετήσια έκθεση.

Πίνακας 4.11. Πηλίκο Κινδύνου (HQ) για τα PM_{2.5} σε έξι ΣΠΠΑ στην Αττική (AGP, ARI, ELE, LYK, PIR, THR) για τη χρονική περίοδο 2015–2021 υπό μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (Non-stagnant) και στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (Stagnant).

| Έτος / ΣΠΠΑ | AGP | | ARI | | ELE | | LYK | | PIR | | THR | |
|----------------------|--------------|----------|--------------|----------|--------------|----------|--------------|----------|--------------|----------|--------------|----------|
| | Non-stagnant | Stagnant | Non-stagnant | Stagnant | Non-stagnant | Stagnant | Non-stagnant | Stagnant | Non-stagnant | Stagnant | Non-stagnant | Stagnant |
| 2015 | 0,5 | 0,2 | 0,9 | 0,4 | 0,8 | 0,3 | 0,8 | 0,3 | 1 | 0,4 | 0,6 | 0,2 |
| 2016 | 0,6 | 0,2 | 1,0 | 0,3 | 1,1 | 0,3 | 0,9 | 0,3 | 1 | 0,3 | 0,7 | 0,2 |
| 2017 | 0,5 | 0,2 | 0,8 | 0,5 | 0,7 | 0,4 | 0,7 | 0,4 | 0,8 | 0,4 | 0,6 | 0,2 |
| 2018 | 0,6 | 0,2 | 1,0 | 0,3 | 1,0 | 0,2 | 0,8 | 0,2 | 0,9 | 0,3 | 0,7 | 0,2 |
| 2019 | 0,6 | 0,2 | 0,9 | 0,4 | 0,9 | 0,3 | 0,8 | 0,3 | 0,8 | 0,4 | 0,7 | 0,2 |
| 2020 | 0,5 | 0,2 | 0,8 | 0,3 | 0,6 | 0,2 | 0,7 | 0,2 | 0,7 | 0,3 | 0,6 | 0,2 |
| 2021 | 0,7 | 0,2 | 1,0 | 0,2 | 0,8 | 0,2 | 0,9 | 0,2 | 0,7 | 0,2 | 1,1 | 0,3 |
| Μέσος όρος 2015-2021 | 0,6 | 0,2 | 0,9 | 0,3 | 0,8 | 0,3 | 0,8 | 0,3 | 0,9 | 0,3 | 0,7 | 0,2 |

Πίνακας 4.12. Πηλίκο Κινδύνου (HQ) για τα PM₁₀ σε έξι ΣΠΠΑ στην Αττική (AGP, ARI, ELE, LYK, PIR, THR) για τη χρονική περίοδο 2015–2021 υπό μη-στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (Non-stagnant) και στάσιμες ατμοσφαιρικές συνθήκες (Stagnant).

| Έτος / ΣΠΠΑ | AGP | | ARI | | ELE | | LYK | | PIR | | THR | |
|----------------------|--------------|----------|--------------|----------|--------------|----------|--------------|----------|--------------|----------|--------------|----------|
| | Non-stagnant | Stagnant | Non-stagnant | Stagnant | Non-stagnant | Stagnant | Non-stagnant | Stagnant | Non-stagnant | Stagnant | Non-stagnant | Stagnant |
| 2015 | 0,4 | 0,1 | 0,7 | 0,2 | 0,4 | 0,1 | 0,5 | 0,2 | 0,8 | 0,2 | 0,4 | 0,1 |
| 2016 | 0,4 | 0,1 | 0,7 | 0,2 | 0,5 | 0,1 | 0,5 | 0,1 | 0,7 | 0,2 | 0,4 | 0,1 |
| 2017 | 0,3 | 0,1 | 0,5 | 0,3 | 0,4 | 0,2 | 0,4 | 0,2 | 0,6 | 0,3 | 0,3 | 0,1 |
| 2018 | 0,4 | 0,1 | 0,6 | 0,2 | 0,5 | 0,1 | 0,5 | 0,1 | 0,7 | 0,2 | 0,4 | 0,1 |
| 2019 | 0,3 | 0,1 | 0,6 | 0,2 | 0,4 | 0,1 | 0,4 | 0,2 | 0,6 | 0,2 | 0,3 | 0,1 |
| 2020 | 0,3 | 0,1 | 0,5 | 0,2 | 0,4 | 0,1 | 0,4 | 0,1 | 0,5 | 0,2 | 0,3 | 0,1 |
| 2021 | 0,4 | 0,1 | 0,6 | 0,1 | 0,5 | 0,1 | 0,5 | 0,1 | 0,7 | 0,2 | 0,4 | 0,1 |
| Μέσος όρος 2015-2021 | 0,3 | 0,1 | 0,6 | 0,2 | 0,5 | 0,1 | 0,5 | 0,1 | 0,6 | 0,2 | 0,3 | 0,1 |

Στον **Πίνακα 4.13** παρουσιάζονται οι εκτιμώμενες τιμές της μέσης ημερήσιας έκθεσης (E), της έκθεσης καθ' όλη τη διάρκεια ζωής (E_L) και του αθροιστικού καρκινικού κινδύνου (ILTCR) που σχετίζονται με την έκθεση σε ατμοσφαιρικές συγκεντρώσεις βενζολίου στους ΣΠΠΑ της Αττικής. Οι υψηλότερες τιμές ημερήσιας έκθεσης (E) καταγράφονται στον ΣΠΠΑ ΡΑΤ (1,60 μg/day·kg), γεγονός που συνδέεται με την έντονη κυκλοφοριακή δραστηριότητα στο κέντρο της Αθήνας. Οι χαμηλότερες τιμές καταγράφονται στον ΣΠΠΑ ΕΛΕ (0,23 μg/day·kg), περιοχή με βιομηχανική δραστηριότητα αλλά χαμηλότερη κυκλοφοριακή επιβάρυνση σε σχέση με το κέντρο της Αθήνας.

Οι εκτιμήσεις της έκθεσης καθ' όλη τη διάρκεια ζωής (E_L) ακολουθούν παρόμοια κατανομή, με μέγιστη τιμή στον ΣΠΠΑ ΡΑΤ (0,69 μg/day·kg) και ελάχιστη στον ΣΠΠΑ ΕΛΕ (0,10 μg/day·kg). Η κατανομή αυτή επιβεβαιώνει τον κυρίαρχο ρόλο της κυκλοφορίας στην έκθεση του πληθυσμού σε βενζόλιο, σε αντιδιαστολή με τις βιομηχανικές περιοχές όπου η συμβολή παραμένει μικρότερη.

Ο αθροιστικός καρκινικός κίνδυνος (ILTCR) αποτυπώνει την πιθανότητα εμφάνισης καρκίνου ανά εκατομμύριο πληθυσμού λόγω μακροχρόνιας έκθεσης. Οι υψηλότερες τιμές καταγράφονται στον ΣΠΠΑ ΡΑΤ ($18,76 \times 10^{-6}$, δηλαδή περίπου 18,8 περιστατικά ανά εκατομμύριο), ενώ σημαντικά υψηλές τιμές εντοπίζονται επίσης στον ΣΠΠΑ ΡΙΡ ($9,37 \times 10^{-6}$). Οι χαμηλότερες τιμές ILTCR καταγράφονται στον ΣΠΠΑ ΕΛΕ ($2,71 \times 10^{-6}$).

Όλες οι τιμές ILTCR παραμένουν εντός των ορίων που προτείνει η USEPA (10^{-6} έως 10^{-4}), ωστόσο η σημαντική διαφοροποίηση μεταξύ των ΣΠΠΑ αναδεικνύει τον χωρικό χαρακτήρα της έκθεσης. Οι τιμές στο κέντρο της Αθήνας προσεγγίζουν το ανώτερο τμήμα του εύρους, γεγονός που υποδεικνύει αυξημένο επίπεδο κινδύνου, σε αντιδιαστολή με τις βιομηχανικές ζώνες όπου η έκθεση είναι μικρότερη.

Πίνακας 4.13 Μέση Ημερήσια Έκθεση (E), Έκθεση Καθ' όλη τη Διάρκεια Ζωής (E_L) και Αθροιστικός Καρκινικός Κίνδυνος Καθ' όλη τη Διάρκεια Ζωής (ILTCR) που σχετίζονται με την έκθεση στο βενζόλιο του ατμοσφαιρικού αέρα στους εξεταζόμενους ΣΠΠΑ.

| ΣΠΠΑ | Daily Exposure (E) ($\frac{\mu g}{day \cdot kg}$) | Effective Lifetime Exposure (E _L) ($\frac{\mu g}{day \cdot kg}$) | ILTCR (per million) |
|------|---|--|---------------------|
| PAT | 1,60 | 0,69 | 0,00001876 |
| PIR | 0,80 | 0,34 | 0,00000937 |
| SMY | 0,47 | 0,20 | 0,00000558 |
| ELE | 0,23 | 0,10 | 0,00000271 |

4.2.3.2 Εκτίμηση θνησιμότητας από την έκθεση στο βενζόλιο του ατμοσφαιρικού αέρα

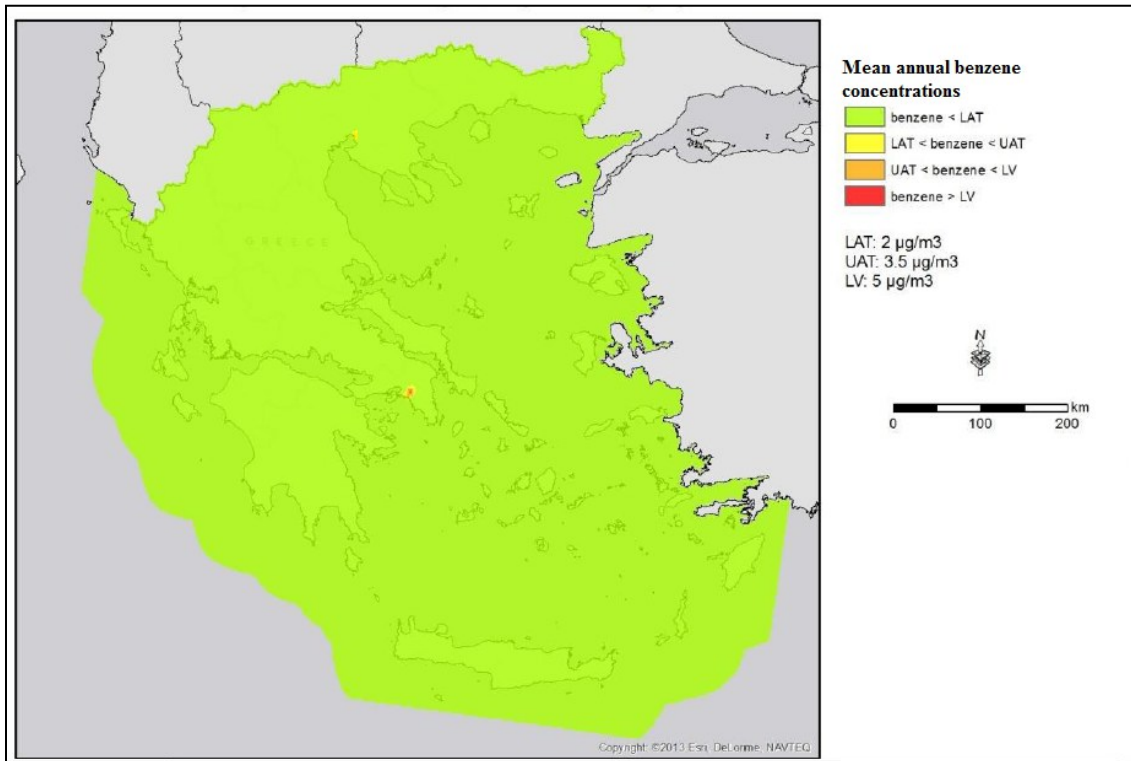
Με βάση την έκθεση υγείας της ΕΛΣΤΑΤ για το έτος 2016, οι θάνατοι από λευχαιμία στην Ελλάδα ανήλθαν σε 1229 (**Πίνακας 1, Παράρτημα 2**), ενώ ο εκτιμώμενος πληθυσμός στην Ελλάδα για το έτος 2016 ήταν 10.783.748 κάτοικοι (ΕΛΣΤΑΤ). Όπως προκύπτει, ο αριθμός θανάτων από λευχαιμία είναι 11,40 θάνατοι ανά 100.000 κατοίκους (**Πίνακας 1, Παράρτημα 2**). Επίσης, στον **Πίνακα 1 (Παράρτημα 2)** παρουσιάζονται οι θάνατοι ανά ηλικία για το έτος 2016. Συνεπώς, γνωρίζοντας την αρχική θνησιμότητα από λευχαιμία στον πληθυσμό της χώρας, ο ετήσιος αριθμός πλεοναζόντων θανάτων από λευχαιμία λόγω της έκθεσης στο βενζόλιο μπορεί να εκτιμηθεί από την **Εξίσωση 4.12**.

Για την εκτίμηση των θανάτων λόγω της έκθεσης σε συγκεντρώσεις βενζολίου στο περιβάλλον, εξετάστηκαν **4 σενάρια**:

1. Η ετήσια τιμή των συγκεντρώσεων του βενζολίου δεν υπερβαίνει την οριακή τιμή των 2 μg/m³.
2. Η ετήσια τιμή των συγκεντρώσεων του βενζολίου κυμαίνεται μεταξύ 2 μg/m³ και 3,5 μg/m³.

3. Η ετήσια τιμή των συγκεντρώσεων του βενζολίου κυμαίνεται μεταξύ 3,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ και 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
4. Η ετήσια τιμή των συγκεντρώσεων του βενζολίου υπερβαίνει την οριακή τιμή των 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Τα προαναφερθέντα σενάρια βασίζονται στις μέσες ετήσιες συγκεντρώσεις βενζολίου (**Σχήμα 4.3**) και στα αποτελέσματα των συγκεντρώσεων του βενζολίου στους ΣΠΠΑ της Αττικής.



Σχήμα 4.3. Μέση ετήσια συγκέντρωση βενζολίου στον ατμοσφαιρικό αέρα (πηγή: <https://ypen.gov.gr/perivallon/poiotita-tis-atmosfairas/ektheseis/>).

Στον **Πίνακα 4.14** παρουσιάζεται η εκτίμηση του αριθμού των πλεοναζόντων θανάτων λόγω έκθεσης στο βενζόλιο του ατμοσφαιρικού αέρα με βάση 4 διαφορετικά σενάρια έκθεσης κατά τη διάρκεια του έτους 2016. Ο αριθμός των πλεοναζόντων θανάτων από λευχαιμία που σχετίζεται με την έκθεση στο βενζόλιο του ατμοσφαιρικού αέρα κυμαινόταν μεταξύ 2,403 και 6,008 σύμφωνα με το σενάριο 1 (μέση ετήσια συγκέντρωση βενζολίου < 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Το σενάριο 4, με μέση ετήσια συγκέντρωση βενζολίου > 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, περιλαμβάνει την ετήσια οριακή τιμή που επιβάλλεται από την ευρωπαϊκή και την ελληνική νομοθεσία.

Με βάση τη μέση ετήσια συγκέντρωση βενζολίου από τους ΣΠΠΑ για το έτος 2016, η Αττική εντάσσεται στο Σενάριο 3, το οποίο θεωρείται ως το επικρατέστερο σενάριο έκθεσης για τον πληθυσμό. Τα υπόλοιπα σενάρια χρησιμοποιούνται για την αποτύπωση της μεταβλητότητας των συγκεντρώσεων και την αξιολόγηση της επίδρασης διαφορετικών επιπέδων έκθεσης στην υγεία.

Πίνακας 4.14. Εκτίμηση αριθμού πλεοναζόντων θανάτων λόγω έκθεσης στο βενζόλιο του ατμοσφαιρικού αέρα με βάση 4 διαφορετικά σενάρια έκθεσης κατά τη διάρκεια του έτους 2016.

| Σενάριο | Μέσες ετήσιες συγκεντρώσεις βενζολίου (μg/ m ³) | Αριθμός πλεοναζόντων θανάτων (στο συνολικό πληθυσμό) |
|---------|---|--|
| 1 | < 2 | < 2,403 |
| 2 | 2–3,5 | 2,403 έως 4,206 |
| 3 | 3,5–5 | 4,206 έως 6,008 |
| 4 | > 5 | > 6,008 |

4.2.4 Συμπεράσματα

Στο Κεφάλαιο 4.2 διερευνήθηκε η συμβολή της ατμοσφαιρικής στασιμότητας στη διαμόρφωση των συγκεντρώσεων βενζολίου, PM_{2.5} και PM₁₀ και στον αντίστοιχο κίνδυνο για την ανθρώπινη υγεία στην Αττική. Τα αποτελέσματα δείχνουν ότι, αν και η ατμοσφαιρική στασιμότητα οδηγεί σε αυξημένες συγκεντρώσεις ατμοσφαιρικών ρύπων, η συνολική της συμβολή στην ετήσια έκθεση παραμένει περιορισμένη λόγω της χαμηλής συχνότητας εμφάνισής της. Συνεπώς, η επικινδυνότητα διαμορφώνεται κυρίως από τον συνδυασμό έντασης και διάρκειας της έκθεσης και όχι αποκλειστικά από μεμονωμένα επεισόδια υψηλών συγκεντρώσεων.

Ο μη καρκινικός κίνδυνος (HQ) για το βενζόλιο και τα PM₁₀ παραμένει κάτω από τη μονάδα (και άρα εντός των αποδεκτών ορίων), ενώ για τα PM_{2.5} καταγράφονται τιμές που σε ορισμένες περιπτώσεις προσεγγίζουν ή υπερβαίνουν τη μονάδα, υποδεικνύοντας πιθανό κίνδυνο σε τοπική κλίμακα. Αντίθετα, το βενζόλιο, αν και δεν εμφανίζει σημαντικό μη καρκινικό κίνδυνο, παρουσιάζει σημαντική συνεισφορά στον εκτιμώμενο καρκινικό κίνδυνο, ιδιαίτερα σε περιοχές με έντονη κυκλοφοριακή επιβάρυνση.

Η ανάλυση ανέδειξε σαφή χωρική διαφοροποίηση, με υψηλότερα επίπεδα έκθεσης σε αστικές περιοχές υψηλής κυκλοφορίας, επιβεβαιώνοντας τον καθοριστικό ρόλο των εκπομπών από την οδική κυκλοφορία. Μεθοδολογικά, η ενσωμάτωση της συχνότητας εμφάνισης επεισοδίων ατμοσφαιρικής στασιμότητας στην εκτίμηση της έκθεσης παρέχει μια πιο ρεαλιστική αποτύπωση του κινδύνου σε σχέση με προσεγγίσεις που βασίζονται αποκλειστικά σε μέσες συγκεντρώσεις.

Συνολικά, τα ευρήματα υποδεικνύουν ότι τα PM_{2.5} αποτελούν τον κυρίαρχο παράγοντα μη καρκινικού κινδύνου, ενώ το βενζόλιο σχετίζεται κυρίως με μακροχρόνιο καρκινικό κίνδυνο. Η αποτελεσματική διαχείριση της ποιότητας του αέρα απαιτεί συνεπώς στρατηγικές που στοχεύουν τόσο στη μείωση των μέσων επιπέδων ατμοσφαιρικής ρύπανσης όσο και στον περιορισμό της συχνότητας επεισοδίων υψηλής επιβάρυνσης, καθώς η συνολική έκθεση προκύπτει από τη συνδυασμένη επίδραση συγκέντρωσης και διάρκειας έκθεσης.

Κεφάλαιο 5 – Αστικό ακουστικό περιβάλλον και κυκλοφοριακός θόρυβος

Εισαγωγή

Ο θόρυβος στον αστικό ιστό διαμορφώνεται κυρίως από την οδική κυκλοφορία και ειδικότερα από τον κυκλοφοριακό φόρτο, τη σύνθεση της ροής και την ταχύτητα των οχημάτων, αλλά και τα χαρακτηριστικά του οδοστρώματος, όπως τα υλικά κατασκευής και η ασφαλική στρώση (Ling et al., 2021). Πολλές μελέτες έχουν δείξει ότι ο θόρυβος ελαστικών–οδοστρώματος είναι η κυριότερη συνιστώσα του συνολικού οδικού θορύβου, όταν η ταχύτητά τους υπερβαίνει τα 45–50 km/h (Bueno et al., 2011). Ο θόρυβος αυτός ορίζεται ως ο ήχος που εκπέμπεται από την κύλιση του ελαστικού, ως αποτέλεσμα της επαφής του με την επιφάνεια του δρόμου και έχει διερευνηθεί εκτενώς σε πολλές μελέτες (Anfosso-Lédée and Pichaud, 2007; Bueno et al., 2011; Ling et al., 2021). Μεταξύ των κυριότερων παραγόντων που τον διαμορφώνουν περιλαμβάνονται η ταχύτητα των οχημάτων, η σύνθεση του στόλου και τα χαρακτηριστικά της επιφάνειας του οδοστρώματος.

Παράλληλα, τα επίπεδα του θορύβου ελαστικών–οδοστρώματος επηρεάζονται από περιβαλλοντικούς και μετεωρολογικούς παράγοντες. Η θερμοκρασία του αέρα επηρεάζει την ακουστική απόδοση του οδοστρώματος, καθώς συνδέεται άμεσα με τη θερμοκρασία της επιφάνειας του δρόμου που εξαρτάται από τη θερμοκρασία του αέρα και την ηλιακή ακτινοβολία (Sandberg and Ejsmont, 2007; Anfosso-Lédée and Pichaud, 2007; Bueno et al., 2011; Ling et al., 2021; Sánchez-Fernández et al., 2021; Begou and Kassomenos, 2021a). Τη δεκαετία του 1980 διαπιστώθηκε η μείωση των επιπέδων θορύβου που εκπέμπονται από την αλληλεπίδραση ελαστικών–οδοστρώματος με την αύξηση της θερμοκρασίας του οδοστρώματος. Μετρήσεις σε εύρος θερμοκρασιών μεταξύ 5 °C και 30 °C έδειξαν ότι η στάθμη ηχητικής πίεσης για τον ίδιο συνδυασμό ελαστικών–οδοστρώματος μπορεί να διαφέρει κατά 2–3 dB(A) (Anfosso-Lédée and Pichaud, 2007). Ειδικότερα, η εκπομπή του θορύβου ελαστικών–οδοστρώματος μειώνεται με την αύξηση της θερμοκρασίας του αέρα, με τυπική μεταβολή που μπορεί να ξεπεράσει τα $-0,1 \text{ dB(A)/}^{\circ}\text{C}$ (Anfosso-Lédée and Pichaud, 2007; Bueno et al., 2011). Αποτελέσματα πειραματικών μετρήσεων έχουν δείξει ότι η επίδραση της θερμοκρασίας στον θόρυβο ελαστικών–οδοστρώματος μπορεί να εξηγηθεί με μηχανισμούς παραγωγής και όχι με μηχανισμούς διάδοσης του ήχου. Στους μηχανισμούς αυτούς περιλαμβάνονται οι δονήσεις των ελαστικών λόγω της τραχύτητας του οδοστρώματος, οι μηχανισμοί της τριβής και της πρόσφυσης και ο μηχανισμός εκτόνωσης ή συμπίεσης του αέρα στα ελαστικά των οχημάτων (Anfosso-Lédée and Pichaud, 2007; Bueno et al., 2011; Ling et al., 2021). Επίσης, υπάρχουν μηχανισμοί που ενισχύουν τον θόρυβο ελαστικών–οδοστρώματος, όπως το φαινόμενο συντονισμού Helmholtz (Ling et al., 2021).

Σκοπός του παρόντος κεφαλαίου είναι η αξιολόγηση του ακουστικού περιβάλλοντος στο πολεοδομικό συγκρότημα της Θεσσαλονίκης, με έμφαση στα επίπεδα θορύβου από την οδική κυκλοφορία. Ειδικότερα, η μελέτη επιδιώκει:

- την καταγραφή και ανάλυση των δεδομένων περιβαλλοντικού θορύβου
- την εφαρμογή και ερμηνεία δεικτών περιβαλλοντικού θορύβου (L_{den} , L_{night} , $L_{10(18h)}$)
- την αξιολόγηση των επιπτώσεων του περιβαλλοντικού θορύβου στην ανθρώπινη υγεία και ευημερία
- την εφαρμογή της μεθοδολογίας CoRTN (Calculation of Road Traffic Noise) για την πρόβλεψη των επιπέδων κυκλοφοριακού θορύβου

- τη διερεύνηση της εποχικότητας των επιπέδων του περιβαλλοντικού θορύβου και τη σχέση μεταξύ μετεωρολογικών παραμέτρων και θορύβου οδικής κυκλοφορίας.

Με τον τρόπο αυτόν, επιχειρείται η μελέτη του ηχητικού περιβάλλοντος της αστικής περιοχής της Θεσσαλονίκης και η εξαγωγή συμπερασμάτων με σκοπό την υποστήριξη της διαδικασίας λήψης μέτρων διαχείρισης της ποιότητας του αστικού περιβάλλοντος. Αποτελεί συνέχεια της μελέτης της επίδρασης των φυσικών παραμέτρων στην ποιότητα της ατμόσφαιρας και κατά συνέπεια στην ποιότητα ζωής των πολιτών. Η συμπερίληψη του ηχητικού περιβάλλοντος κρίνεται αναγκαία, καθώς ο θόρυβος αποτελεί καθοριστικό παράγοντα για την υγεία και την ευημερία των κατοίκων των αστικών κέντρων.

5.1 Δεδομένα και Μεθοδολογία

5.1.1 Δεδομένα και μετρήσεις θορύβου

Η πόλη της Θεσσαλονίκης επιλέχθηκε ως περιοχή μελέτης για την αξιολόγηση της έκθεσης του αστικού πληθυσμού στον περιβαλλοντικό θόρυβο. Το Τμήμα Περιβάλλοντος του Δήμου Θεσσαλονίκης έχει πραγματοποιήσει συστηματικές μετρήσεις θορύβου από την οδική κυκλοφορία στην ευρύτερη αστική περιοχή, τα αποτελέσματα των οποίων παρουσιάζονται στη μελέτη των Begou et al. (2020a). Οι μετρήσεις εστιάζουν σε τρεις χαρακτηριστικές τοποθεσίες: την Εγνατία οδό, την οδό 25^{ης} Μαρτίου και την περιοχή του Επταπυργίου, οι οποίες χαρακτηρίζονται από διαφορετικά πρότυπα κυκλοφοριακού φόρτου. Συγκεκριμένα, η Εγνατία οδός αποτελεί τον πλέον πολυσύχναστο οδικό άξονα της πόλης, με τον υψηλότερο κυκλοφοριακό φόρτο και τον μεγαλύτερο στόλο οχημάτων κατά τη διάρκεια της ημέρας. Η οδός 25^{ης} Μαρτίου, αν και σε οικιστική περιοχή, παρουσιάζει επίσης σημαντικό φόρτο κυκλοφορίας, ενώ η περιοχή του Επταπυργίου αποτελεί περιφερειακή περιοχή της Θεσσαλονίκης και παρουσιάζει τα χαμηλότερα επίπεδα κυκλοφορίας. Στο πλαίσιο της παρούσας μελέτης, η Εγνατία οδός και η οδός 25^{ης} Μαρτίου χαρακτηρίζονται ως «θορυβώδεις περιοχές», ενώ το Επταπύργιο αντιπροσωπεύει την «ήσυχη περιοχή». Οι τοποθεσίες των εξεταζόμενων περιοχών στη Θεσσαλονίκη παρουσιάζονται στο **Σχήμα 5.1**.



Σχήμα 5.1. Τοποθεσίες των εξεταζόμενων περιοχών στη Θεσσαλονίκη.

Ειδικότερα οι μετρήσεις του Τμήματος Περιβάλλοντος του Δήμου Θεσσαλονίκης έλαβαν χώρα σε ύψος 3,9 m από το έδαφος. Σύμφωνα με την ευρωπαϊκή και ελληνική νομοθεσία (Οδηγία 2002/49/ΕΚ), ο αναλυτής στάθμης θορύβου τοποθετήθηκε σε τρίποδο σε ύψος $4,0 \pm 0,2$ m πάνω από το έδαφος και με ελάχιστη ανάλυση 2 m σε κάθε πρόσοψη κτιρίου. Για τις μετρήσεις θορύβου, χρησιμοποιήθηκε ψηφιακό ηχόμετρο Solo Master της Γαλλικής εταιρείας 01dB- Stell-MVI Technologies Group, με μικρόφωνο MCE 212 (class 1) και φίλτρο A. Η ακρίβεια του συγκεκριμένου ηχομέτρου είναι σύμφωνη με το διεθνές πρότυπο IEC 61672-1, που αντιστοιχεί σε γενικές εφαρμογές μετρήσεων ήχου σε ελεύθερο πεδίο. Η περιοχή των μετρήσεων ήταν 20-137 dB(A), η οποία επέτρεψε τον έλεγχο τόσο των χαμηλών όσο και των υψηλών συχνοτήτων του ήχου. Ιδιαίτερη προσοχή δόθηκε, ώστε να διατηρείται απόσταση μεταξύ του ηχομέτρου και των γύρω κτιρίων ή άλλων εμποδίων που θα μπορούσαν να ενισχύσουν ή να μειώσουν τον θόρυβο που καταγράφεται. Επιπλέον, για την προστασία από τις μετεωρολογικές συνθήκες, το μικρόφωνο καλύφθηκε με αντιανέμιο. Επιπλέον, ελήφθη μέριμνα, ώστε οι μετρήσεις να μην

επηρεάζονται από μη σταθερές πηγές θορύβου. Η καταγραφή και αποθήκευση των μετρήσεων του θορύβου έγινε με ανάλυση 1 sec και στη συνέχεια υπολογίστηκαν οι επιθυμητές μέσες τιμές του L_{eq} , που είναι το A-σταθμισμένο επίπεδο ηχητικής πίεσης, και οι στατιστικοί δείκτες L_{min} , L_{max} , L_1 , L_{10} , L_{50} , L_{90} και L_{95} (Kelessis et al., 2005).

Παράλληλα, για τις τρεις τοποθεσίες μελέτης συλλέχθηκαν οι μέσες ημερήσιες τιμές μετεωρολογικών μεταβλητών (θερμοκρασία αέρα, σχετική υγρασία και ταχύτητα ανέμου), ώστε να διερευνηθεί η συσχέτιση των μετεωρολογικών συνθηκών με τη διάδοση του περιβαλλοντικού θορύβου.

Στην περιβαλλοντική ακουστική, τα επίπεδα του ήχου μεταβάλλονται με την πάροδο του χρόνου και μπορεί να είναι περιοδικά (ή μη περιοδικά), παλμικά, συνεχόμενα ή διαλείποντα. Επομένως, πρέπει να μετρηθεί το σταθμισμένο ισοδύναμο συνεχές ηχητικό επίπεδο $L_{Aeq(T)}$ που εκφράζεται σε dB και υπολογίζεται από την **Εξίσωση 5.1**:

$$L_{Aeq,T} = 10 \log_{10} \left(\frac{1}{T} \int_0^T \left(\frac{p_A(t)}{p_0} \right)^2 dt \right) \text{ (Εξίσωση 5.1)}$$

όπου: T είναι η χρονική διάρκεια παρατήρησης (ή η χρονική διάρκεια των ηχητικών μετρήσεων), P_A είναι η ηχητική πίεση (σε Pascal), σταθμισμένη με φίλτρο A [dB(A)] (A-weighting) και $P_0=20 \mu Pa$ είναι η αναφορά ηχητικής πίεσης (το κατώφλι ακουστότητας του ανθρώπινου αυτιού).

Η μέτρηση γίνεται με χρήση του σταθμισμένου φίλτρου A, το οποίο προσεγγίζει την ευαισθησία του ανθρώπινου αυτιού στις διάφορες συχνότητες. Τα φίλτρα στάθμισης συχνότητας συσχετίζουν τις αντικειμενικές μετρήσεις του ηχομέτρου με την υποκειμενική ανθρώπινη απόκριση στον ήχο.¹³ Το ανθρώπινο αυτί είναι επιλεκτικό ως προς τη συχνότητα, με τη μεγαλύτερη ευαισθησία να εντοπίζεται μεταξύ των συχνοτήτων 500 Hz και 6.000 Hz, σε σύγκριση με το συνολικό εύρος της ανθρώπινης ακοής που κυμαίνεται από 20 Hz έως 20.000 Hz. Επομένως, τα επίπεδα ηχητικής πίεσης σε διαφορετικές συχνότητες κυμαίνονται με τρόπο συγκρίσιμο με αυτόν της ανθρώπινης ακοής (Passchier-Vermeer and Passchier, 2000; Basner et al., 2014). Αξίζει να επισημανθεί ότι η κλίμακα dB αποτελεί λογαριθμική κλίμακα μέτρησης. Σε αυτήν, μια δεκαπλάσια αύξηση της ηχητικής ενέργειας αντιστοιχεί σε αύξηση της στάθμης ηχητικής πίεσης κατά 10 dB, η οποία γίνεται αντιληπτή ως περίπου διπλάσια σε ένταση από τον ανθρώπινο ακουστικό μηχανισμό (Basner et al., 2014).

5.1.2 Δείκτες περιβαλλοντικού θορύβου

Στη διεθνή βιβλιογραφία υπάρχει ένας σημαντικός αριθμός δεικτών για την αξιολόγηση του περιβαλλοντικού θορύβου (Can, 2015; Brink et al., 2018; Debnath et al., 2022; Ibili et al., 2021; Hunashal and Patil, 2012; Islam et al., 2024; Nassiri et al., 2016; Oyedepo et al., 2019a; Oyedepo et al., 2019b; Sultana et al., 2020). Έχουν προταθεί, επίσης, ειδικοί δείκτες περιβαλλοντικού θορύβου, σχεδιασμένοι να προσαρμόζονται στα χαρακτηριστικά συγκεκριμένων πηγών θορύβου. Η ανάπτυξή τους βασίζεται σε ερευνητικά δεδομένα που αφορούν στην υποκειμενική αντίληψη του θορύβου από τον άνθρωπο και έχουν αναδείξει ορισμένες κρίσιμες παραμέτρους όπως το γεγονός ότι οι διακυμάνσεις των επιπέδων θορύβου εντείνουν το αίσθημα όχλησης (Can, 2015). Στις αστικές περιοχές, ο θόρυβος της οδικής κυκλοφορίας χαρακτηρίζεται από έντονες διακυμάνσεις κατά τη διάρκεια του 24ώρου οι οποίες εξαρτώνται από τον φόρτο της κυκλοφορίας και την ταχύτητα των οχημάτων. Από τους πλέον

¹³ <https://www.acoustic-glossary.co.uk/frequency-weighting.htm>

σημαντικούς δείκτες περιβαλλοντικού θορύβου στις αστικές περιοχές είναι οι δείκτες θορύβου οδικής κυκλοφορίας, οι οποίοι μπορούν να κατηγοριοποιηθούν στους κλασικούς δείκτες θορύβου οδικής κυκλοφορίας και στους δυναμικούς δείκτες οδικής κυκλοφορίας (Can, 2015). Επίσης, ευρέως χρησιμοποιούμενοι είναι οι δείκτες για την αξιολόγηση της έκθεσης στον περιβαλλοντικό θόρυβο και την εκτίμηση των επιπτώσεων του στην ανθρώπινη υγεία και ευημερία (WHO, 2009; WHO, 2018; Paschalidou et al., 2019a; Paschalidou et al., 2019b; Begou et al., 2020b; Begou and Kassomenos, 2021b). Στις ενότητες 5.1.2.1 – 5.1.2.4 παρουσιάζονται αναλυτικά οι δείκτες αξιολόγησης του περιβαλλοντικού θορύβου που εφαρμόζονται στη παρούσα μελέτη.

5.1.2.1 Εκατοστημοριακές στάθμες επιπέδων θορύβου

Για τη μελέτη του περιβαλλοντικού θορύβου χρησιμοποιούνται στάθμες, με γενική μορφή την εκατοστημοριακή ηχητική στάθμη L_n που ορίζεται ως η στάθμη θορύβου που υπερβαίνεται κατά το $n\%$ μιας ορισμένης χρονικής περιόδου ηχητικών μετρήσεων. Οι δείκτες αυτοί ορίζονται και ως στατιστικοί δείκτες επιπέδων θορύβου, L_x , που δηλώνουν το επίπεδο του θορύβου το οποίο ξεπεράστηκε από το $X\%$ του χρόνου.

Οι πιο συχνά χρησιμοποιούμενοι στατιστικοί δείκτες είναι οι L_{10} , L_{50} και L_{90} . Οι δείκτες L_{10} και L_{50} χρησιμοποιούνται συνήθως για την αξιολόγηση του θορύβου οδικής κυκλοφορίας, ενώ ο δείκτης L_{90} χρησιμοποιείται συχνά για την περιγραφή του θορύβου υποβάθρου (background noise).

- L_{10} : η στάθμη θορύβου που υπερβαίνεται κατά το 10% του χρόνου παρατήρησης. Για το υπόλοιπο 90% του χρόνου, τα επίπεδα θορύβου είναι χαμηλότερα από την τιμή του L_{10} .
- L_{50} : η στάθμη θορύβου που υπερβαίνεται κατά το 50% του χρόνου παρατήρησης. Αντιστοιχεί στη διάμεσο των επιπέδων θορύβου.
- L_{90} : Η στάθμη θορύβου που υπερβαίνεται κατά το 90% του χρόνου παρατήρησης.

• Για συνθήκες ελεύθερης ροής οδικής κυκλοφορίας, έχει προταθεί μια εμπειρική σχέση μεταξύ του στατιστικού δείκτη L_{10} και του Α-σταθμισμένου επιπέδου ηχητικής πίεσης L_{eq} (Nelson, 1987; Georgiadou et al., 2004), όπως καταγράφεται παρακάτω:

$$L_{10} = L_{eq} + 3 \text{ dB (A)} \text{ (Εξίσωση 5.2)}$$

• Από τις μετρήσεις των ηχητικών επιπέδων $L_{Aeq(T)}$, υπολογίζονται τα ηχητικά επίπεδα L_{min} και L_{max} . Οι τιμές των L_{min} και L_{max} αντιπροσωπεύουν τις μέγιστες και ελάχιστες τιμές κατά τη διάρκεια της περιόδου των ηχητικών μετρήσεων.

5.1.2.2 Δείκτες κυκλοφοριακού θορύβου

Ο θόρυβος της οδικής κυκλοφορίας παρουσιάζει έντονες διακυμάνσεις, ιδιαίτερα στο αστικό περιβάλλον, οι οποίες αποτυπώνουν τη δυναμική φύση της κυκλοφορίας των οχημάτων. Οι διακυμάνσεις αυτές μπορεί να είναι αργές, όπως οι μεταβολές που παρατηρούνται μεταξύ ημέρας και νύχτας, ή ταχύτερες, όπως εκείνες που συνδέονται με τις φάσεις του φόρτου του κυκλοφοριακού κύκλου. Παρακάτω παρουσιάζονται οι δείκτες που εφαρμόζονται στην παρούσα μελέτη και βασίζονται στη διεθνή

βιβλιογραφία (Can, 2015; Debnath et al., 2022; Ibili et al., 2021; Hunashal and Patil, 2012; Islam et al., 2024; Nassiri et al., 2016; Oyedepo et al., 2019a; Oyedepo et al., 2019b; Sultana et al., 2020).

➤ **Δείκτης κυκλοφοριακού θορύβου (Traffic Noise Index, TNI)**

Για την ποσοτικοποίηση του θορύβου από την οδική κυκλοφορία, χρησιμοποιείται ευρέως ο **δείκτης κυκλοφοριακού θορύβου (Traffic Noise Index, TNI)** που έχει προταθεί από τους Griffiths and Langdon (1968), για να ληφθεί υπόψη η αύξηση της όχλησης λόγω των διακυμάνσεων της οδικής κυκλοφορίας. Η τιμή του TNI προκύπτει από τη σχέση:

$$\text{TNI} = L_{90} + 4 \times (L_{10} - L_{90}) - 30 \text{ (Εξίσωση 5.3)}$$

όπου η διαφορά $L_{10} - L_{90}$ των εκατοστημοριακών σταθμών θορύβου εκφράζει το ενδοεκατοστημοριακό εύρος εντός του οποίου κυμαίνεται ο θόρυβος για δεδομένο χρονικό διάστημα.

➤ **Δείκτης επιπέδου ηχορύπανσης (Noise Pollution Level, NPL)**

Ο δείκτης επιπέδου ηχορύπανσης (Noise Pollution Level, NPL) δίνεται από τη σχέση:

$$\text{NPL} = L_{50} + (L_{10} - L_{90}) - \frac{(L_{10} - L_{90})^2}{60} \text{ (Εξίσωση 5.4)}$$

Ο δείκτης **NPL** αποτελεί θεμελιώδη παράμετρο που χρησιμοποιείται για την αξιολόγηση του περιβαλλοντικού θορύβου σε μια περιοχή και την εκτίμηση των πιθανών επιπτώσεων του στην ανθρώπινη υγεία και ευημερία (Islam et al., 2024).

➤ **Δείκτη Noise Climate / Noise Criteria (NC)**

Η επίδραση του οδικού κυκλοφοριακού θορύβου ποσοτικοποιείται με τον **δείκτη Noise Climate / Noise Criteria (NC)** και υπολογίζεται από τη σχέση:

$$\text{NC} = L_{10} - L_{90} \text{ (Εξίσωση 5.5)}$$

Η διαφορά μεταξύ του μέγιστου επιπέδου στάθμης θορύβου και του επιπέδου θορύβου υποβάθρου σε ορισμένη περιοχή αυξάνεται με το μέγεθος του δείκτη NC (Islam et al., 2024).

➤ **Δείκτης αριθμού συμβάντων θορύβου (Number of Noise Event, NNE)**

Ο **δείκτης αριθμού συμβάντων θορύβου (Number of Noise Event, NNE)** χρησιμοποιείται για την περιγραφή ηχητικών εξάρσεων. Ο δείκτης NNE ορίζεται ως ο αριθμός των διακριτών συμβάντων θορύβου που υπερβαίνουν ένα προκαθορισμένο όριο, το οποίο μπορεί να είναι μία σταθερή τιμή ηχητικής στάθμης (π.χ. 70 dB) ή ποσοστομοριακής/εκατοστημοριακής στάθμης (π.χ. L_{10}).

5.1.2.3 Δείκτες περιβαλλοντικού θορύβου για την αξιολόγηση των επιβλαβών επιπτώσεων στην ανθρώπινη υγεία και ευημερία

Σύμφωνα με την Οδηγία 2002/49/ΕΚ, τα κράτη μέλη της ΕΕ εφαρμόζουν τους δείκτες L_{den} και L_{night} για την εκτίμηση των επιβλαβών επιπτώσεων του θορύβου στην ανθρώπινη υγεία και ευημερία. Η οδηγία αποσκοπεί στη διαμόρφωση μέτρων για τον περιορισμό της ηχητικής ρύπανσης και στη θέσπιση μιας ενιαίας στρατηγικής για την αντιμετώπιση των κυριότερων πηγών της, με στόχο τη διαφύλαξη της ηχητικής ποιότητας του περιβάλλοντος και τη βελτίωση της ποιότητας ζωής των πολιτών. Επιπλέον, η διαδικασία έχει κυκλικό χαρακτήρα, καθώς προβλέπει την κατάρτιση στρατηγικών χαρτών θορύβου και σχεδίων δράσης, τα οποία ανανεώνονται ανά πενταετία.

Το επίπεδο θορύβου L_{den} ορίζεται με την **Εξίσωση 5.6**:

$$L_{den} = 10 \times \log \frac{1}{24} \left(12 \times 10^{\frac{L_{day}}{10}} + 4 \times 10^{\frac{L_{evening}+5}{10}} + 8 \times 10^{\frac{L_{night}+10}{10}} \right) \quad (\text{Εξίσωση 5.6})$$

όπου:

- $L_{day} = L_{eq,12}$

L_{day} είναι η A - σταθμισμένη μακροπρόθεσμη μέση ηχοστάθμη, όπως ορίζεται στο πρότυπο ISO 1996-2: 1987, δηλαδή από τις ώρες 07:00-19:00 επί του συνόλου των ημερών του έτους.

- $L_{evening} = L_{eq,4h}$

$L_{evening}$ είναι η A - σταθμισμένη μακροπρόθεσμη μέση ηχοστάθμη, όπως ορίζεται στο πρότυπο ISO 1996-2: 1987, δηλαδή από τις ώρες 19:00-23:00 επί του συνόλου των εσπέρων του έτους

- $L_{night} = L_{eq,8h}$

L_{night} είναι η A - σταθμισμένη μακροπρόθεσμη μέση ηχοστάθμη, όπως ορίζεται στο πρότυπο ISO 1996-2: 1987, δηλαδή από τις ώρες 23:00-07:00 επί του συνόλου των νυχτών του έτους

Ο δείκτης L_{den} (ή **DENL**) ορίζεται ως η A-σταθμισμένη μέση ηχοστάθμη σε περίοδο 24 ωρών. Κατά τον υπολογισμό του, εφαρμόζονται «διορθώσεις ευαισθησίας» (penalties), δηλαδή προστίθενται **10 dB** στη νυχτερινή περίοδο ($L_{night} = L_{eq,8h}$) και **5 dB** στην εσπερινή περίοδο ($L_{evening} = L_{eq,4h}$). Οι προσαυξήσεις αυτές εισάγονται, για να αποτυπώσουν την αυξημένη ευαισθησία του ανθρώπινου οργανισμού στον θόρυβο κατά τη διάρκεια της νύχτας και των εσπερινών ωρών (Basner et al., 2014).

- Ο δείκτης L_{night} (**night equivalent level**) αντιστοιχεί στην A-σταθμισμένη μέση ηχοστάθμη κατά τη διάρκεια της νυχτερινής περιόδου, δηλαδή από 23:00 έως 07:00 τοπική ώρα, και χρησιμοποιείται για την εκτίμηση του νυχτερινού θορύβου.

- Ο δείκτης $L_{day,12h}$ εκφράζει την A-σταθμισμένη μέση ηχοστάθμη για το χρονικό διάστημα από 07:00 έως 19:00 (τοπική ώρα).

- Ο δείκτης $L_{evening,4h}$ αντιπροσωπεύει την A-σταθμισμένη μέση ηχοστάθμη για την εσπερινή περίοδο, από 19:00 έως 23:00 (τοπική ώρα).

- Ο δείκτης $L_{day,16h}$ αντιστοιχεί στην A-σταθμισμένη μέση ηχοστάθμη που υπολογίζεται για το χρονικό διάστημα από 07:00 έως 23:00 (τοπική ώρα).

Οι μετατροπές μεταξύ των δεικτών θορύβου L_{eq24h} , L_{day} , $L_{evening}$, L_{night} και L_{den} βασίστηκαν στις εξισώσεις των Brink et al. (2018).

Στον **Πίνακα 5.1** καταγράφονται τα ανώτατα επιτρεπόμενα όρια των δεικτών περιβαλλοντικού θορύβου, σύμφωνα με τους δείκτες L_{den} και L_{night} . Σύμφωνα με την ΚΥΑ οικ. 211773/2012 (ΦΕΚ 1367/Β/2012), οι εθνικές οριακές τιμές για τον θόρυβο από τις οδικές μεταφορές ορίζονται στα $L_{den} = 70 \text{ dB}$ και $L_{night} = 60 \text{ dB}$.

Πίνακας 5.1. Ανώτατα επιτρεπόμενα όρια δεικτών αξιολόγησης περιβαλλοντικού συγκοινωνιακού θορύβου, με βάση τους δείκτες L_{den} και L_{night} (ΚΥΑ οικ. 211773/2012 (ΦΕΚ 1367/Β/2012)).

| Δείκτης περιβαλλοντικού θορύβου | Χρονική περίοδος | Ανώτατο όριο (dB) |
|---------------------------------|--------------------|-------------------|
| L_{den} | 24ωρος (ημερήσιος) | 70 |
| L_{night} | 8ωρος (νυχτερινός) | 60 |

Στον **Πίνακα 5.2** παρουσιάζεται η σύγκριση των οριακών τιμών για τους δείκτες L_{den} , L_{night} , L_{Aeq} και L_{day} σε τρεις κατηγορίες πηγών θορύβου (αεροδρόμια, οδική κυκλοφορία, βιομηχανικές εγκαταστάσεις) καθώς και σε ζώνες ησυχίας (Quiet Zones) στις χώρες της ΕΕ, σύμφωνα με την Οδηγία 2002/49/ΕΚ (Vogiatzis and Rémy, 2018). Όπως προκύπτει από τον **Πίνακα 5.2**, δεν έχουν όλες οι ευρωπαϊκές χώρες τις ίδιες οριακές τιμές για τα επίπεδα περιβαλλοντικού θορύβου. Η Οδηγία για τον περιβαλλοντικό θόρυβο της ΕΕ διατυπώνει τις μεθόδους αξιολόγησης και το χρονοδιάγραμμά τους για τους σκοπούς της στρατηγικής χαρτογράφησης θορύβου και των αντίστοιχων σχεδίων δράσης, γεγονός που συνεπάγεται τη χρήση εναρμονισμένων δεικτών και αξιολόγησης, αλλά η Οδηγία ενσωματώνεται στο δίκαιο κάθε χώρας της ΕΕ (Araña et al., 2014). Οι απαιτήσεις της Ελλάδας είναι λιγότερο αυστηρές σε σχέση με αυτές που συνιστά η ΕΕ ως ελάχιστο επίπεδο προστασίας του πληθυσμού από την έκθεση σε περιβαλλοντικό θόρυβο ($L_{den} < 55 \text{ dB}$ και $L_{night} < 50 \text{ dB}$).

Οι επιστημονικές μελέτες έχουν δείξει ότι η αντίληψη του θορύβου είναι υποκειμενική και διαφέρει ανάλογα με τη χώρα ή/και την κοινότητα. Επίσης, η ευρωπαϊκή οδηγία έχει εισαγάγει θεμελιώδη διάκριση για αστικά συγκροτήματα άνω του 1.000.000 κατοίκων και πόλεις με περισσότερους από 100.000 κατοίκους, όπου οι συνθήκες δημιουργίας και διαχείρισης πιθανών ήσυχων ζωνών δεν μπορούν να συγκριθούν (Vogiatzis and Remy, 2020). Επιπλέον, οι χρονικές περίοδοι που χρησιμοποιούνται για τη μέτρηση του θορύβου και τον καθορισμό των δεικτών παρουσιάζουν διαφοροποιήσεις μεταξύ χωρών, πολιτειών και επαρχιών (Perna et al., 2022). Ειδικότερα, στη Νότια Ευρώπη, ο προσδιορισμός της έναρξης και του τέλους των ημερήσιων, εσπερινών και νυχτερινών περιόδων για τον υπολογισμό του δείκτη L_{den} διαφέρει από εκείνον που εφαρμόζεται στην Ελλάδα, καθώς δεν αποτυπώνει πάντοτε με ακρίβεια τις πραγματικές συνήθειες και τον τρόπο ζωής των κατοίκων.

Πίνακας 5.2. Σύγκριση των οριακών τιμών για τους δείκτες L_{den} , L_{night} , L_{Aeq} και L_{day} σε τρεις κατηγορίες πηγών θορύβου και σε ήσυχες ζώνες (Quiet Zone) σε χώρες της Ευρωπαϊκής Ένωσης (Οδηγία 2002/49/ΕΚ) (πηγή: Vogiatzis and Rémy, 2018).

| Χώρα | Δείκτης περιβαλλοντικού θορύβου | Αεροδρόμιο (dB(A)) | Οδός (dB(A)) | Βιομηχανική περιοχή (dB(A)) | Ήσυχες ζώνες (dB(A)) |
|--------------------|---------------------------------|--------------------|--------------|-----------------------------|----------------------|
| ΓΑΛΛΙΑ | L_{den} | 55 | 68 | 71 | 50–55, <45 |
| | L_{night} | – | 62 | 60 | – |
| ΕΛΛΑΔΑ | L_{den} | 70 | 70 | 70 | 50–55 |
| | L_{night} | – | 60 | 60 | – |
| ΒΟΡΕΙΑ ΙΡΛΑΝΔΙΑ | L_{den} | – | – | – | <55 |
| ΣΟΥΗΔΙΑ | L_{Aeq} | – | – | – | ≤25 |
| ΙΣΠΑΝΙΑ (ΜΠΙΛΜΠΑΟ) | L_{day} | – | – | – | 60 |

Επίσης, αξίζει να σημειωθεί ότι παρατηρούνται σημαντικές αποκλίσεις μεταξύ των εθνικών ορίων περιβαλλοντικού θορύβου, τα οποία καθορίζονται από τις πολιτικές διαχείρισης περιβαλλοντικού θορύβου, και των συστάσεων του ΠΟΥ. Τα όρια που θέτει ο ΠΟΥ είναι αυστηρότερα και αποσκοπούν στην προστασία της δημόσιας υγείας. Ειδικότερα, σύμφωνα με τις κατευθυντήριες οδηγίες του ΠΟΥ (WHO, 2009; WHO, 2018), για τον δείκτη L_{den} συστήνεται η μείωση των επιπέδων θορύβου από τις οδικές μεταφορές κάτω από τα 53 dB, καθώς η υπέρβαση αυτού του ορίου σχετίζεται με δυσμενείς επιπτώσεις στην υγεία. Αντίστοιχα, για τον δείκτη L_{night} προτείνεται η μείωση των επιπέδων θορύβου κάτω από τα 40 dB, δεδομένου ότι υψηλότερες τιμές συνδέονται με διαταραχές ύπνου (WHO, 2009; WHO, 2018).

5.1.2.4 Δείκτης θορύβου $L_{10(18-h)}$ και μεθοδολογία CoRTN (Calculation of Road Traffic Noise)

Όταν τα ωριαία επίπεδα θορύβου δεν είναι διαθέσιμα ή δεν μπορούν να προσδιοριστούν, μπορεί να χρησιμοποιηθεί μια εναλλακτική μέθοδος για την πρόβλεψη/εκτίμηση των επιπέδων οδικού κυκλοφοριακού θορύβου. Η μέθοδος απαιτεί δεδομένα του κυκλοφοριακού φόρτου, όπως η ροή κυκλοφορίας, η σύνθεση του στόλου των οχημάτων και η μέση ταχύτητα των οχημάτων.

Συγκεκριμένα, ο ανεξάρτητος οργανισμός του Ηνωμένου Βασιλείου για διεθνή έρευνα, συμβουλευτική και δοκιμές στον τομέα των μεταφορών, Transport Research Laboratory (TRL), έχει προτείνει τον δείκτη $L_{10(18-h)}$ (Abbott and Nelson, 2002). Ο δείκτης αυτός εισήχθη από τους Delany et al. (1976) και αποτελεί εκτίμηση του ηχητικού επιπέδου που υπερβαίνεται για το 10% μιας δεδομένης χρονικής περιόδου.

Στο Ηνωμένο Βασίλειο, η αξιολόγηση του θορύβου οδικής κυκλοφορίας βασίζεται στη μέθοδο πρόβλεψης/εκτίμησης CoRTN (Calculation of Road Traffic Noise). Η σχέση πρόβλεψης/εκτίμησης του επιπέδου θορύβου με βάση τον δείκτη $L_{10(18-h)}$ μπορεί να υπολογιστεί από την **Εξίσωση 5.7** (Delany et al., 1976):

$$L_{10} = 10 \times \log Q + 33 \times \log \left(u + 40 + \frac{500}{u} \right) + 10 \times \log \left(1 + \frac{5 \times p}{u} \right) - 40.7 \text{ (Εξίσωση 5.7)}$$

όπου: **Q** είναι η μέση ροή κυκλοφορίας των οχημάτων κατά τη διάρκεια της 18ωρης περιόδου, **u** είναι η μέση ταχύτητα των οχημάτων και **p** είναι το ποσοστό των βαρέων οχημάτων.

Για τον προσδιορισμό της ροής της κυκλοφορίας, της σύνθεσης του στόλου των οχημάτων και της μέσης ταχύτητας των οχημάτων για τις οδούς που μελετήθηκαν στο αστικό συγκρότημα της Θεσσαλονίκης, χρησιμοποιήθηκαν τα δεδομένα της έκθεσης αξιολόγησης του περιβαλλοντικού θορύβου που καταρτίστηκε στο πλαίσιο εφαρμογής της Οδηγίας 2002/49/ΕΚ για τον Δήμο Θεσσαλονίκης & Νεάπολης Θεσσαλονίκης (ΥΠΕΝ, 2015). Τα κυκλοφοριακά δεδομένα (στοιχεία ροής και σύνθεσης του στόλου των οχημάτων) και τα γεωμετρικά στοιχεία στο οδικό δίκτυο του Πολεοδομικού Συγκροτήματος της Θεσσαλονίκης είναι διαθέσιμα στο διαδίκτυο, στην ιστοσελίδα του ΥΠΕΝ (ΥΠΕΝ, 2015) (<https://ypen.gov.gr/>).

Με βάση τα παραπάνω, η πλέον κατάλληλη μεθοδολογική προσέγγιση θεωρείται η προσαρμογή της μεθόδου **CoRTN (Calculation of Road Traffic Noise)**, με χρήση του δείκτη L_{10} , προκειμένου να υπολογιστούν οι ευρωπαϊκοί δείκτες περιβαλλοντικού θορύβου, σύμφωνα με τις απαιτήσεις της **Οδηγίας 2002/49/ΕΚ**. Στο πλαίσιο της παρούσας ανάλυσης, εφαρμόστηκαν οι **Εξισώσεις 5.8 - 5.11**, για τη μετατροπή των τιμών του δείκτη L_{10} στους αντίστοιχους δείκτες περιβαλλοντικού θορύβου της ΕΕ, L_{den} και L_{night} . Η διαδικασία μετατροπής διαφοροποιείται ανάλογα με τον τύπο του οδικού δικτύου, καθώς χρησιμοποιούνται διαφορετικοί συντελεστές για αυτοκινητόδρομους και για οδούς εκτός αυτοκινητοδρόμων. Οι O'Malley et al. (2009) πρότειναν εμπειρικές σχέσεις για τη σύνδεση του δείκτη $L_{A10,18h}$ με τους δείκτες L_{den} και L_{night} , διευκολύνοντας έτσι την προσαρμογή της μεθόδου **CoRTN** στις απαιτήσεις των ευρωπαϊκών κανονισμών.

Για αυτοκινητόδρομους (motorways):

$$L_{den} = 0.90 \times L_{A10,18h} + 9.69 \text{ (dB)} \text{ (Εξίσωση 5.8)}$$

$$L_{night} = 0.87 \times L_{A10,18h} + 4.24 \text{ (dB)} \text{ (Εξίσωση 5.9)}$$

Για δρόμους εκτός αυτοκινητοδρόμων (non-motorways):

$$L_{den} = 0.92 \times L_{A10,18h} + 4.20 \text{ (dB)} \text{ (Εξίσωση 5.10)}$$

$$L_{night} = 0.90 \times L_{A10,18h} - 3.70 \text{ (dB)} \text{ (Εξίσωση 5.11)}$$

Συνοψίζοντας, η προσαρμογή της μεθόδου **CoRTN** μέσω των εμπειρικών σχέσεων των O'Malley et al. (2009) καθιστά εφικτή την αξιόπιστη μετατροπή του δείκτη L_{10} στους ευρωπαϊκούς δείκτες L_{den} και L_{night} , σύμφωνα με τις απαιτήσεις της Οδηγίας 2002/49/ΕΚ. Η διαφοροποίηση των εξισώσεων ανάλογα με τον τύπο του οδικού δικτύου (αυτοκινητόδρομοι και μη) επιτρέπει μεγαλύτερη ακρίβεια στην αποτίμηση του περιβαλλοντικού θορύβου, προσφέροντας έτσι μια προσαρμοσμένη μεθοδολογική προσέγγιση για την εκτίμηση των επιπτώσεων του κυκλοφοριακού θορύβου στο αστικό περιβάλλον.

5.2 Ανάλυση δεδομένων – Αποτελέσματα

5.2.1 Επίπεδα δεικτών κυκλοφοριακού θορύβου

Στους Πίνακες 5.3, 5.4 και 5.5 παρουσιάζονται οι μέσες μηνιαίες τιμές των δεικτών θορύβου TNI, NC και NPL, όπως υπολογίστηκαν από τις μετρήσεις περιβαλλοντικού θορύβου στις τρεις περιοχές μέτρησης στο πολεοδομικό συγκρότημα Θεσσαλονίκης. Οι δείκτες υπολογίστηκαν με βάση τις Εξισώσεις 5.3 - 5.5 της ενότητας 5.1.2.2.

Ο Πίνακας 5.3 παρουσιάζει την εξέλιξη των δεικτών TNI, NC και NPL στην Εγνατία Οδό κατά την τριετία 2004–2006, αποτυπώνοντας τα χαρακτηριστικά του περιβαλλοντικού θορύβου σε μηνιαία βάση. Ο δείκτης TNI κυμαίνεται μεταξύ 52–53 dB, με μικρές διακυμάνσεις στον χρόνο, γεγονός που υποδηλώνει ότι η μεταβλητότητα του περιβαλλοντικού θορύβου παραμένει σχετικά σταθερή. Ο δείκτης NC εμφανίζει τιμές της τάξης των 3–3,5 dB, γεγονός που δείχνει ότι η διαφορά μεταξύ L_{10} και L_{90} είναι μικρή, συνεπώς, ο περιβαλλοντικός θόρυβος στην Εγνατία οδό χαρακτηρίζεται από έντονα σταθερό και συνεχές υπόβαθρο. Ο δείκτης NPL καταγράφει σταθερά πολύ υψηλές τιμές, άνω των 74 dB, κάτι που αποκαλύπτει τη σημαντική ακουστική επιβάρυνση της περιοχής. Εξετάζοντας τις εποχικές διακυμάνσεις, παρατηρείται μια μικρή μείωση των τιμών κατά τους θερινούς μήνες (Ιούνιος–Αύγουστος), πιθανότατα λόγω της μειωμένης κυκλοφοριακής δραστηριότητας, ενώ τον Σεπτέμβριο οι τιμές αυξάνονται, αντανακλώντας την επιστροφή του πληθυσμού από τις θερινές διακοπές και την εντατικοποίηση της οδικής κυκλοφορίας και των εν γένει ανθρωπογενών δραστηριοτήτων. Η διαχρονική σύγκριση δείχνει ότι δεν παρατηρούνται σημαντικές διαφορές μεταξύ των ετών, γεγονός που καταδεικνύει πως η ηχητική επιβάρυνση της Εγνατίας οδού παραμένει σταθερά υψηλή.

Πίνακας 5.3 Μέσες μηνιαίες τιμές των δεικτών TNI, NC και NPL για τα έτη 2004–2006, όπως υπολογίστηκαν από τις μετρήσεις θορύβου στον άξονα της Εγνατίας Οδού, στο πολεοδομικό συγκρότημα Θεσσαλονίκης.

| Μήνας / Έτος | TNI (dB) | | | NC (dB) | | | NPL (dB) | | |
|-------------------------|-------------|-------------|-------------|------------|------------|------------|-------------|-------------|-------------|
| | 2004 | 2005 | 2006 | 2004 | 2005 | 2006 | 2004 | 2005 | 2006 |
| Ιανουάριος | 53,2 | 52,2 | 52,6 | 3,3 | 3,1 | 3,4 | 75,5 | 74,9 | 74,7 |
| Φεβρουάριος | 52,8 | 52,3 | 53,3 | 3,3 | 3,2 | 3,6 | 75,3 | 74,9 | 74,6 |
| Μάρτιος | 53,4 | 53,0 | 52,1 | 3,3 | 3,4 | 3,3 | 75,5 | 75,1 | 74,4 |
| Απρίλιος | 52,8 | 52,5 | 52,6 | 3,3 | 3,3 | 3,6 | 75,1 | 74,9 | 74,2 |
| Μάιος | 52,8 | 53,6 | 52,3 | 3,4 | 3,7 | 3,5 | 75,0 | 74,9 | 74,2 |
| Ιούνιος | 52,4 | 52,7 | 51,0 | 3,3 | 3,5 | 3,2 | 74,6 | 74,7 | 73,6 |
| Ιούλιος | 52,7 | 52,4 | 51,9 | 3,5 | 3,5 | 3,6 | 74,4 | 74,3 | 73,6 |
| Αύγουστος | 52,7 | 51,4 | 52,9 | 3,6 | 3,3 | 3,9 | 74,5 | 73,9 | 73,5 |
| Σεπτέμβριος | 52,5 | 52,2 | 83,7 | 3,4 | 3,3 | 12,9 | 74,7 | 74,3 | 77,0 |
| Οκτώβριος | 51,6 | 51,6 | - | 3,1 | 3,1 | - | 74,4 | 74,4 | - |
| Νοέμβριος | 53,4 | 53,2 | - | 3,5 | 3,5 | - | 75,0 | 75,0 | - |
| Δεκέμβριος | 52,8 | 51,8 | - | 3,2 | 3,0 | - | 75,0 | 74,7 | - |
| Μέση ετήσια τιμή | 52,8 | 52,4 | 53,2 | 3,4 | 3,3 | 3,8 | 74,9 | 74,7 | 74,2 |

Σημείωση: Οι ενδείξεις “-” υποδηλώνουν έλλειψη διαθέσιμων δεδομένων για τις αντίστοιχες χρονικές περιόδους.

Ο Πίνακας 5.4 αποτυπώνει την ηχητική επιβάρυνση στην οδό 25^{ης} Μαρτίου κατά την τριετία 2006–2008, βάσει των δεικτών TNI, NC και NPL. Ο δείκτης TNI καταγράφει τιμές μεταξύ 51 και 60 dB, με μέση ετήσια τιμή περίπου 53–54 dB. Η διακύμανση των τιμών είναι μικρή, με ορισμένες αυξήσεις τους θερινούς μήνες (π.χ. Ιούλιος 2007–2008) που μπορεί να σχετίζονται με αυξημένη κυκλοφορία λόγω τουριστικής περιόδου ή μεταβολών στη χρήση του οδικού άξονα. Ο δείκτης NC, ο οποίος εκφράζει τη διαφορά μεταξύ των επιπέδων L₁₀ και L₉₀, κυμαίνεται γύρω στα 5 dB, καταδεικνύοντας σχετικά σταθερή διακύμανση του θορύβου, με περιορισμένη μεταβλητότητα. Αντίστοιχα, ο δείκτης NPL παρουσιάζει τιμές που κυμαίνονται από 69,6 έως 72,1 dB, με μέση ετήσια τιμή στα 71 dB και για τα τρία έτη. Παρατηρείται ότι οι τρεις δείκτες δεν παρουσιάζουν αξιοσημείωτη μεταβολή κατά την εξεταζόμενη περίοδο, συνεπώς, η ηχητική επιβάρυνση της οδού 25^{ης} Μαρτίου παραμένει διαχρονικά σταθερή και υψηλή. Η συνδυασμένη παρουσία υψηλών τιμών NPL και σχετικά χαμηλών τιμών NC καταδεικνύει ότι το πρόβλημα δεν αφορά μόνο στην ένταση του θορύβου, αλλά και στην απουσία «ήσυχων διαστημάτων», γεγονός που εντείνει την όχληση για τους κατοίκους.

Πίνακας 5.4 Μέσες μηνιαίες τιμές των δεικτών TNI, NC και NPL για τα έτη 2006–2008, όπως υπολογίστηκαν από τις μετρήσεις θορύβου στην οδό 25^{ης} Μαρτίου, στο πολεοδομικό συγκρότημα Θεσσαλονίκης.

| Μήνας / Έτος | TNI (dB) | | | NC (dB) | | | NPL (dB) | | |
|-------------------------|-------------|-------------|-------------|------------|------------|------------|-------------|-------------|-------------|
| | 2006 | 2007 | 2008 | 2006 | 2007 | 2008 | 2006 | 2007 | 2008 |
| Ιανουάριος | - | 54,2 | - | - | 5,0 | - | - | 71,1 | - |
| Φεβρουάριος | - | 55,2 | - | - | 5,4 | - | - | 71,6 | - |
| Μάρτιος | - | 55,0 | 60,3 | - | 5,4 | 6,6 | - | 71,5 | 72,1 |
| Απρίλιος | - | 51,3 | 52,5 | - | 4,5 | 4,9 | - | 70,3 | 70,6 |
| Μάιος | - | 54,5 | 54,1 | - | 5,3 | 5,4 | - | 70,7 | 70,6 |
| Ιούνιος | - | 54,3 | 52,3 | - | 5,5 | 5,0 | - | 70,7 | 70,1 |
| Ιούλιος | - | 58,0 | 56,6 | - | 6,5 | 6,1 | - | 71,1 | 70,8 |
| Αύγουστος | - | 53,4 | 53,8 | - | 5,4 | 5,5 | - | 70,2 | 69,6 |
| Σεπτέμβριος | 53,6 | 51,5 | 53,7 | 5,0 | 4,6 | 5,3 | 71,1 | 70,2 | 70,5 |
| Οκτώβριος | 52,1 | 56,1 | 55,7 | 4,7 | 5,8 | 5,8 | 70,5 | 71,5 | 71,3 |
| Νοέμβριος | 52,9 | 54,8 | 53,4 | 4,9 | 5,4 | 5,0 | 71,0 | 71,5 | 71,1 |
| Δεκέμβριος | 54,4 | 52,8 | 54,2 | 5,1 | 4,8 | 5,3 | 71,5 | 71,2 | 71,2 |
| Μέση ετήσια τιμή | 53,1 | 54,4 | 54,2 | 4,9 | 5,4 | 5,4 | 71,0 | 71,0 | 70,7 |

Σημείωση: Οι ενδείξεις “-” υποδηλώνουν έλλειψη διαθέσιμων δεδομένων για τις αντίστοιχες χρονικές περιόδους.

Ο Πίνακας 5.5 παρουσιάζει τις μέσες μηνιαίες τιμές των δεικτών TNI, NC και NPL για το έτος 2013 σε οδό της περιοχής του Επταπυργίου. Ο δείκτης TNI εμφανίζει τιμές που κυμαίνονται από 51,8 dB (Μάιος, Ιούλιος) έως 63,8 dB (Νοέμβριος), με σαφή τάση αύξησης προς το τέλος του έτους. Οι τιμές αυτές δείχνουν ότι ο θόρυβος στην περιοχή δεν είναι σταθερός, αλλά παρουσιάζει σημαντική μεταβλητότητα, ιδιαίτερα τους φθινοπωρινούς μήνες. Ο δείκτης NC εμφανίζει σχετικά υψηλές τιμές, μεταξύ 7,2 dB και 11,9 dB, γεγονός που καταδεικνύει έντονη διαφοροποίηση μεταξύ των υψηλών και των χαμηλών επιπέδων περιβαλλοντικού θορύβου. Η μεταβλητότητα αυτή είναι εντονότερη σε σύγκριση με άλλες περιοχές του πολεοδομικού συγκροτήματος (όπως η Εγνατία ή η 25^{ης} Μαρτίου), γεγονός που πιθανόν συνδέεται με τη γεωμορφολογία της περιοχής του Επταπυργίου, τις μικρότερες κυκλοφοριακές ροές

οχημάτων αλλά και την παρουσία θορύβων διαφορετικής προέλευσης (π.χ. κυκλοφορία σε τοπικούς δρόμους, δραστηριότητες κατοικιών). Ο δείκτης NPL κυμαίνεται από 57,8 dB (Αύγουστος) έως 62,8 dB (Μάιος), με μέση τιμή Μαΐου–Ιουνίου περίπου 60,2 dB.

Συγκριτικά με την Εγνατία οδό και την οδό 25^{ης} Μαρτίου, οι τιμές του περιβαλλοντικού θορύβου στην οδό του Επταπυργίου είναι χαμηλότερες, γεγονός που αντανακλά την περιορισμένη κυκλοφοριακή επιβάρυνση της περιοχής. Ωστόσο, οι υψηλές τιμές του δείκτη NC αποκαλύπτουν ότι, σε αντίθεση με τους μεγάλους άξονες όπου επικρατεί συνεχής και έντονος θόρυβος, στο Επταπύργιο ο περιβαλλοντικός θόρυβος εμφανίζει συχνές διακυμάνσεις. Η μεταβλητότητα των επιπέδων του θορύβου, αν και συνολικά οδηγεί σε χαμηλότερες μέσες τιμές, παραμένει ενοχλητική για τους κατοίκους και ενδέχεται να ενισχύει την υποκειμενική αίσθηση της όχλησης. Όπως αναφέρεται στη σχετική βιβλιογραφία, οι σχέσεις έκθεσης-απόκρισης στον θόρυβο μπορούν να αλλάξουν δραματικά για διαφορετικά εύρη επιπέδων θορύβου. Έχουν παρατηρηθεί χρονικά εξαρτώμενες αποκρίσεις όχλησης στον θόρυβο για διαφορετικές εποχές του έτους, ημέρες της εβδομάδας και ώρες της ημέρας (Cai et al., 2023).

Η παρατηρούμενη απόκλιση μεταξύ των τιμών των δεικτών TNI και NPL, δηλαδή η εμφάνιση συγκρίσιμων τιμών TNI μεταξύ των σταθμών, παρά τις διαφοροποιήσεις στις τιμές του NPL, ερμηνεύεται από τη διαφορετική φυσική σημασία και μαθηματική τους διατύπωση. Ο δείκτης TNI αποτυπώνει τη χρονική μεταβλητότητα του θορύβου, καθώς ενσωματώνει τη διαφορά $L_{10} - L_{90}$, με αυξημένο συντελεστή στάθμισης. Η επιλογή αυτή καθιστά τον δείκτη ιδιαίτερα ευαίσθητο σε διακυμάνσεις της κυκλοφοριακής ροής, ανεξαρτήτως του επιπέδου του ακουστικού υποβάθρου. Αντιθέτως, ο δείκτης NPL αποτελεί σύνθετο δείκτη που συνδυάζει τη μέση στάθμη θορύβου και τη διακύμανσή της, μέσω της συμμετοχής της διάμεσης στάθμης L_{50} και του όρου $L_{10} - L_{90}$. Ιδιαίτερη σημασία έχει η παρουσία του τετραγωνικού όρου, ο οποίος εισάγει μη γραμμική απόσβεση της επίδρασης της μεταβλητότητας. Συνεπώς, σε περιοχές όπου καταγράφονται σχετικά χαμηλότερες μέσες στάθμες θορύβου αλλά αυξημένη χρονική μεταβλητότητα —όπως στην περίπτωση του Επταπυργίου— ο δείκτης TNI δύναται να διατηρείται σε επίπεδα συγκρίσιμα με εκείνα περιοχών υψηλής κυκλοφοριακής επιβάρυνσης, λόγω της ενίσχυσης του όρου διακύμανσης. Αντίθετα, ο δείκτης NPL επηρεάζεται καθοριστικά από τη χαμηλότερη τιμή του L_{50} , ενώ η μη γραμμική διόρθωση μέσω του τετραγωνικού όρου περιορίζει περαιτέρω τη συνεισφορά της διακύμανσης, οδηγώντας σε χαμηλότερες συνολικές τιμές. Κατά συνέπεια, η διαφοροποίηση των δύο δεικτών δεν συνιστά αντίφαση, αλλά αντανακλά τη συμπληρωματική τους φύση: ο TNI αποτυπώνει κυρίως την όχληση που σχετίζεται με τη μεταβλητότητα του θορύβου, ενώ ο NPL εκφράζει πληρέστερα τη συνολική ενεργειακή και στατιστική επιβάρυνση του ακουστικού περιβάλλον

Συνολικά, τα δεδομένα δείχνουν δύο διαφορετικά προφίλ ηχητικής επιβάρυνσης: οι κεντρικοί οδικοί άξονες (Εγνατία οδός και οδός 25^{ης} Μαρτίου) χαρακτηρίζονται από υψηλά και σταθερά επίπεδα περιβαλλοντικού θορύβου, με μικρή διακύμανση (χαμηλό NC), ενώ το Επταπύργιο εμφανίζει χαμηλότερα επίπεδα περιβαλλοντικού θορύβου, αλλά με μεγαλύτερη μεταβλητότητα (υψηλό NC). Και στις δύο περιπτώσεις, επιβεβαιώνεται η ύπαρξη σοβαρής ηχητικής όχλησης στο πολεοδομικό συγκρότημα Θεσσαλονίκης.

Πίνακας 5.5. Μέσες μηνιαίες τιμές των δεικτών TNI, NC και NPL για το έτος 2013, όπως υπολογίστηκαν από τις μετρήσεις θορύβου στο Επταπύργιο, στο πολεοδομικό συγκρότημα Θεσσαλονίκης.

| Μήνας | TNI (dB) | NC (dB) | NPL (dB) |
|--------------------------------|-------------|-------------|-------------|
| Μάιος | 51,8 | 7,2 | 62,8 |
| Ιούνιος | 58,2 | 10,3 | 60,4 |
| Ιούλιος | 51,8 | 8,8 | 58,3 |
| Αύγουστος | 53,6 | 9,5 | 57,8 |
| Σεπτέμβριος | 59,3 | 10,8 | 60,4 |
| Οκτώβριος | 61,0 | 11,1 | 61,9 |
| Νοέμβριος | 63,8 | 11,9 | 62,3 |
| Μέση τιμή Μαΐου-Ιουνίου | 57,2 | 10,1 | 60,2 |

5.2.2 Επίπεδα δεικτών περιβαλλοντικού θορύβου L_{den} και L_{night}

Οι Πίνακες 5.6–5.8 παρουσιάζουν τα εκτιμώμενα επίπεδα θορύβου οδικής κυκλοφορίας με βάση τους δείκτες $L_{day(12h)}$, $L_{evening(4h)}$, $L_{night(8h)}$, $L_{day(16h)}$ και L_{den} , για τρεις διαφορετικές οδούς/περιοχές της Θεσσαλονίκης κατά τη διάρκεια των ετών 2004–2006, 2006–2008 και για το έτος 2013.

Στην **Εγνατία Οδό (Πίνακας 5.6)**, οι μέσες τιμές L_{den} κατά τα έτη 2004–2006 ανέρχονται στα 77 dB, ξεπερνώντας σαφώς τα όρια της εθνικής και ευρωπαϊκής νομοθεσίας για τον θόρυβο των οδικών μεταφορών (70 dB για L_{den}). Ο σχετικά χαμηλός συντελεστής τυπικής απόκλισης ($SD = 1-1,2$ dB) υποδηλώνει ότι οι τιμές περιβαλλοντικού θορύβου παραμένουν σταθερά υψηλές καθ' όλη τη διάρκεια της ημέρας και της νύχτας, γεγονός που αντικατοπτρίζει τη συνεχή και υψηλή κυκλοφορία βαρέων και ελαφρών οχημάτων. Τα ευρήματα αυτά επιβεβαιώνονται και από τις τιμές των δεικτών της ενότητας 5.2.1. Στην **οδό 25^{ης} Μαρτίου (Πίνακας 5.7)**, οι μέσες τιμές L_{den} για τα έτη 2006–2008 είναι χαμηλότερες από την Εγνατία Οδό (72 dB), αλλά παραμένουν πάνω από τα επιτρεπτά όρια. Σημειώνεται η αυξημένη διακύμανση στον νυχτερινό θόρυβο (L_{night} , $SD = 1,9$ dB), που υποδεικνύει ότι η νυχτερινή έκθεση παρουσιάζει μεγαλύτερη μεταβλητότητα, πιθανώς λόγω διαφορετικών προτύπων κυκλοφορίας κατά τη διάρκεια της νύχτας. Στην **περιοχή του Επταπυργίου (Πίνακας 5.8)**, τα επίπεδα περιβαλλοντικού θορύβου είναι σημαντικά χαμηλότερα ($L_{den}=58,9$ dB, $L_{night}=51$ dB), υποδεικνύοντας ότι οι κάτοικοι εκτίθενται σε θόρυβο κάτω από τα όρια της εθνικής νομοθεσίας και των κατευθυντήριων οδηγιών του ΠΟΥ για την προστασία της δημόσιας υγείας. Η χαμηλή τυπική απόκλιση καταδεικνύει ομοιομορφία στην έκθεση στον περιβαλλοντικό θόρυβο καθ' όλη τη διάρκεια του 24ώρου.

Τα ευρήματα της παρούσας μελέτης είναι συνεπή με προηγούμενες έρευνες για τον κυκλοφοριακό θόρυβο στην ευρύτερη περιοχή της Θεσσαλονίκης. Για παράδειγμα, οι Georgiadou et al. (2004) πραγματοποίησαν μετρήσεις θορύβου οδικής κυκλοφορίας σε 5 κεντρικούς δρόμους της Θεσσαλονίκης και τα αποτελέσματα απέδειξαν σημαντική συσχέτιση μεταξύ του θορύβου οδικής κυκλοφορίας και του μέσου όγκου κυκλοφορίας των οχημάτων. Συμπερασματικά, τα αποτελέσματα επιβεβαιώνουν την ισχυρή συσχέτιση μεταξύ κυκλοφοριακού φόρτου και επιπέδων θορύβου, με τις πολυσύχναστες οδούς να παρουσιάζουν σημαντικά υψηλά επίπεδα θορύβου τόσο κατά την ημέρα όσο και τη νύχτα, ενώ οι ήσυχες περιοχές να διατηρούν χαμηλά επίπεδα έκθεσης. Τα ευρήματα αυτά υπογραμμίζουν την ανάγκη σχεδιασμού και εφαρμογής μέτρων μείωσης θορύβου στις κύριες αστικές οδούς, όπως προτείνεται από την Οδηγία 2002/49/EK και τις διεθνείς κατευθυντήριες οδηγίες για τον περιβαλλοντικό θόρυβο, με στόχο τη διασφάλιση της υγείας και της ευημερίας των κατοίκων.

Πίνακας 5.6. Εκτιμώμενα επίπεδα θορύβου οδικής κυκλοφορίας (Μέσος όρος ± Τυπική Απόκλιση, Ελάχιστο – Μέγιστο) με βάση τους δείκτες $L_{day(12h)}$, $L_{evening(4h)}$, $L_{night(8h)}$, $L_{day(16h)}$ και L_{den} για την Εγνατία οδό κατά τη διάρκεια της περιόδου των ετών 2004 - 2006.

| Έτος | $L_{day(12h)}$ (dB) | $L_{evening(4h)}$ (dB) | $L_{night(8h)}$ (dB) | $L_{day(16h)}$ (dB) | L_{den} (dB) |
|--------------------------------------|---|---|---|---|---|
| 2004 | 72,2 ± 0,7 (70,0 – 77,9) | 72,1 ± 1,0 (67,8 – 79,8) | 70,5 ± 1,3 (68,2 – 84,1) | 72,2 ± 0,7 (70,1 – 78,5) | 77,4 ± 1,2 (75,3 – 89,5) |
| 2005 | 71,9 ± 0,8 (66,0 – 77,9) | 71,8 ± 0,7 (66,1 – 73,7) | 70,2 ± 0,9 (67,1 – 78,2) | 71,9 ± 0,8 (64,7 – 77,0) | 77,1 ± 0,7 (74,3 – 83,7) |
| 2006 | 71,4 ± 1,2 (68,7 – 79,8) | 71,2 ± 1,1 (69,1 – 77,9) | 69,3 ± 1,2 (60,4 – 76,5) | 71,4 ± 1,1 (69,1 – 79,4) | 76,3 ± 1,1 (71,5 – 83,4) |
| Μέσος όρος ετών 2004-2006 | 71,9 ± 0,9 (66,0 – 79,8) | 71,8 ± 1,0 (66,1 – 79,8) | 70,1 ± 1,2 (60,4 – 84,1) | 71,9 ± 0,9 (64,7 – 79,4) | 77,0 ± 1,1 (71,5 – 89,5) |

Πίνακας 5.7. Εκτιμώμενα επίπεδα θορύβου οδικής κυκλοφορίας (Μέσος όρος ± Τυπική Απόκλιση, Ελάχιστο – Μέγιστο) με βάση τους δείκτες $L_{day(12h)}$, $L_{evening(4h)}$, $L_{night(8h)}$, $L_{day(16h)}$ και L_{den} για την οδό 25^{ης} Μαρτίου κατά τη διάρκεια της περιόδου των ετών 2006 - 2008.

| Έτος | $L_{day(12h)}$ (dB) | $L_{evening(4h)}$ (dB) | $L_{night(8h)}$ (dB) | $L_{day(16h)}$ (dB) | L_{den} (dB) |
|--------------------------------------|---|---|---|---|---|
| 2006 | 68,2 ± 1,8 (63,3 – 74,9) | 67,4 ± 2,1 (65,4 – 74,3) | 65,2 ± 1,6 (63,5 – 70,5) | 68,1 ± 1,6 (64,3 – 74,4) | 72,5 ± 1,4 (70,7 – 76,4) |
| 2007 | 67,9 ± 1,6 (63,5 – 74,2) | 66,9 ± 2,1 (62,4 – 76,3) | 64,8 ± 1,9 (56,1 – 71,0) | 67,7 ± 1,5 (63,7 – 73,2) | 72,2 ± 1,4 (68,4 – 76,9) |
| 2008 | 67,7 ± 1,8 (63,2 – 73,1) | 67,0 ± 2,3 (59,3 – 73,6) | 64,5 ± 1,9 (60,2 – 70,9) | 67,6 ± 1,6 (63,1 – 72,1) | 72,0 ± 1,6 (67,4 – 76,7) |
| Μέσος όρος ετών 2006-2008 | 67,8 ± 1,7 (63,2 – 74,9) | 67,0 ± 2,2 (59,3 – 76,3) | 64,7 ± 1,9 (56,1 – 71,0) | 67,8 ± 1,6 (63,1 – 74,4) | 72,1 ± 1,5 (67,4 – 76,9) |

Πίνακας 5.8. Εκτιμώμενα επίπεδα θορύβου οδικής κυκλοφορίας (Μέσος όρος ± Τυπική Απόκλιση, Ελάχιστο – Μέγιστο) με βάση τους δείκτες $L_{day(12h)}$, $L_{evening(4h)}$, $L_{night(8h)}$, $L_{day(16h)}$ και L_{den} για την περιοχή του Επταπυργίου για το έτος 2013.

| Έτος | $L_{day(12h)}$ (dB) | $L_{evening(4h)}$ (dB) | $L_{night(8h)}$ (dB) | $L_{day(16h)}$ (dB) | L_{den} (dB) |
|-------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| 2013 | 55,4 ± 2,9 (48,5 – 67,0) | 53,4 ± 2,6 (49,4 – 64,4) | 51,0 ± 3,2 (44,9 – 62,8) | 55,1 ± 2,6 (48,8 – 66,5) | 58,9 ± 2,5 (53,8 – 68,3) |

5.2.3 Εφαρμογή της μεθοδολογίας CoRTN

Ο Πίνακας 5.9 παρουσιάζει τα εκτιμώμενα επίπεδα θορύβου από την οδική κυκλοφορία σε τρεις χαρακτηριστικούς οδικούς άξονες στο πολεοδομικό συγκρότημα Θεσσαλονίκης. Συγκεκριμένα, τα εκτιμώμενα επίπεδα θορύβου από την οδική κυκλοφορία στην Εγνατία οδό και στην οδό 25^{ης} Μαρτίου υπερέβησαν τις οριακές τιμές που προβλέπονται από την εθνική νομοθεσία για τη διαχείριση του περιβαλλοντικού θορύβου. Για την οδό 25^{ης} Μαρτίου, οι τιμές ξεπέρασαν τα όρια του L_{den} κατά 7 dB και του L_{night} κατά 9 dB, ενώ για την οδό 25^{ης} Μαρτίου η υπέρβαση του L_{den} ήταν της τάξης των 2 dB και του L_{night} άνω των 4 dB. Όπως αναμενόταν, στην περιοχή του Επταπυργίου οι τιμές των δεικτών L_{den} και L_{night} ήταν χαμηλότερες από τα αντίστοιχα όρια. Επίσης, τα νυχτερινά επίπεδα θορύβου από την οδική κυκλοφορία υπερέβησαν τα αντίστοιχα όρια του ΠΟΥ για τον περιβαλλοντικό θόρυβο κατά τη διάρκεια της νύχτας ($L_{night}=40$ dB). Στην Εγνατία οδό ($L_{night} = 69,60$ dB), το όριο υπερβλήθηκε κατά περίπου 30 dB. Παρόμοια υπέρβαση παρατηρήθηκε και στην οδό 25^{ης} Μαρτίου ($L_{night} = 64,68$ dB) καθώς και στην οδό της περιοχής του Επταπυργίου ($L_{night} = 44,88$ dB).

Τα εκτιμώμενα επίπεδα θορύβου είναι συνεπή με τις μετρήσεις στην Εγνατία Οδό και την οδό 25^{ης} Μαρτίου, λόγω της σχετικά συνεχούς, υψηλής κυκλοφορίας που δημιουργεί σχεδόν στάσιμο ηχητικό πεδίο και περιορισμένη χρονική μεταβλητότητα. Στο Επταπύργιο, ωστόσο, η κυκλοφορία είναι χαμηλή και ασυνεχής, κυριαρχούν μεμονωμένα γεγονότα θορύβου και παρατηρείται μεγαλύτερη μεταβλητότητα (υψηλό NC). Η διακοπτόμενη ροή δημιουργεί μη στάσιμο ηχητικό πεδίο, με υψηλή μεταβλητότητα (intermittency), γεγονός που δεν αποτυπώνεται πλήρως στα μοντέλα που βασίζονται σε μέσες τιμές. Το ηχητικό πεδίο είναι μη στάσιμο, γεγονός που περιορίζει την ακρίβεια των εκτιμήσεων σε σχέση με τις μετρήσεις. Συνεπώς, τα υπολογιζόμενα επίπεδα θορύβου υποεκτιμούν ή διαφέρουν από τις μετρήσεις, ενώ στους κύριους άξονες η συμφωνία παραμένει καλή.

Πίνακας 5.9. Χαρακτηριστικά οδικής κυκλοφορίας και εκτιμώμενα επίπεδα θορύβου οδικής κυκλοφορίας σε τρεις επιλεγμένους οδικούς άξονες.

| Παράμετρος μέτρησης | Εγνατία οδός | Οδός Μαρτίου 25 ^{ης} | Περιοχή Επταπυργίου |
|---|--------------|-------------------------------|---------------------|
| Μέση ροή κυκλοφορίας (αριθμός οχημάτων/ημέρα) | 50000 | 20000 | 1200 |
| Ποσοστό βαρέων οχημάτων (%) | 8,0% | 3,0% | 2,50% |
| Μέση ταχύτητα οχήματος (Km/h) | 75 | 60 | 30 |
| $L_{10(18h)}$ (dB(A)) | 75,12 | 69,47 | 54,06 |
| L_{den} (dB(A)) | 77,30 | 72,21 | 53,93 |
| L_{night} (dB(A)) | 69,60 | 64,68 | 44,88 |

5.2.4 Σχέση μεταξύ μετεωρολογικών παραμέτρων και θορύβου οδικής κυκλοφορίας

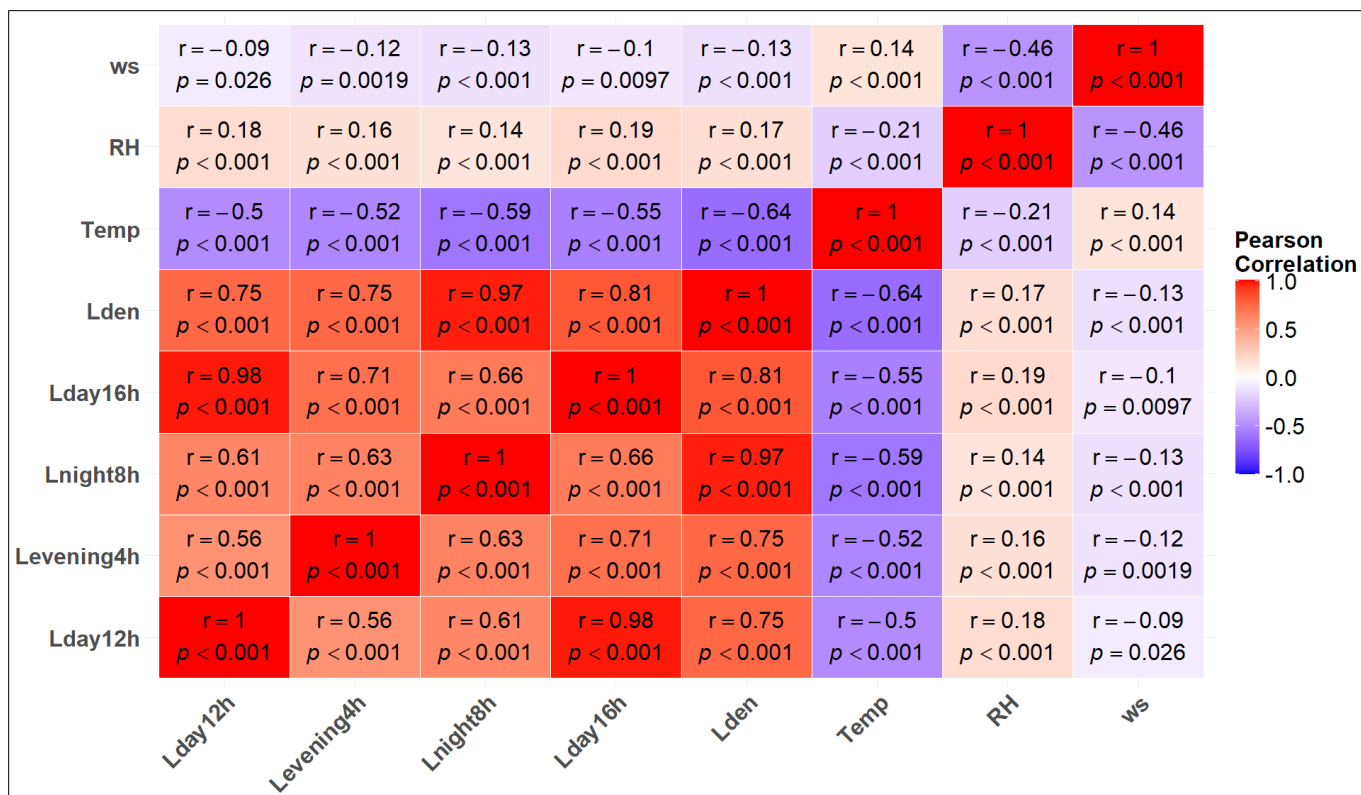
Κατά τη διάρκεια των μετρήσεων του θορύβου οδικής κυκλοφορίας στις τρεις περιοχές παρακολούθησης (Εγνατία Οδός, οδός 25ης Μαρτίου, οδός περιοχής Επταπυργίου), ελήφθησαν υπόψη οι μετεωρολογικές συνθήκες. Η ανάλυση των μετεωρολογικών συνθηκών είναι κρίσιμη, καθώς οι παράγοντες θερμοκρασίας, σχετικής υγρασίας και ταχύτητας του ανέμου μπορούν να επηρεάσουν τη διάδοση του ηχητικού κύματος και, κατά συνέπεια, τις μετρήσεις θορύβου οδικής κυκλοφορίας. Οι τιμές των μετεωρολογικών παραμέτρων για τις αντίστοιχες χρονικές περιόδους καταγράφονται στον **Πίνακα 5.10**. Οι μετεωρολογικές συνθήκες εμφανίζουν διαφοροποιήσεις μεταξύ των περιοχών και των ετών καταγραφής. Στην Εγνατία Οδό (2004–2006), η μέση θερμοκρασία ανήλθε στους $18,0 \pm 8,1$ °C, με χαμηλές θερμοκρασίες (<0 °C) κατά τη διάρκεια της ψυχρής περιόδου και άνω των 30 °C κατά τη διάρκεια της θερμής περιόδου. Η μέση τιμή της σχετικής υγρασίας ήταν 52,8% ($\pm 11,8\%$), με τιμές που κυμάνθηκαν από 23% έως 94% και με σχετικά χαμηλές τιμές ταχύτητας του ανέμου ($0,5 \pm 0,2$ m/s). Αντίθετα, στην οδό 25^{ης} Μαρτίου (2006–2008) παρατηρήθηκαν υψηλότερες μέσες θερμοκρασίες ($18,9 \pm 7,7$ °C) και μεγαλύτερη διακύμανση στη σχετική υγρασία ($58,6 \pm 14,2\%$), ενώ οι ταχύτητες του ανέμου ήταν σαφώς υψηλότερες ($1,1 \pm 0,5$ m/s) σε σχέση με την Εγνατία οδό, στοιχείο που συνδέεται με την αστική μορφολογία και την τοπογραφική διαμόρφωση που επιτρέπει την ενίσχυση της ροής του ανέμου. Η περιοχή του Επταπυργίου παρουσιάζει σαφώς διαφορετικό μικροκλιματικό προφίλ σε σχέση με τις υπόλοιπες περιοχές μελέτης. Η μέση θερμοκρασία στην περιοχή του Επταπυργίου ($16,9 \pm 7,4$ °C) ήταν ελαφρώς χαμηλότερη σε σχέση με την Εγνατία Οδό ($18,0 \pm 8,1$ °C) και την οδό 25ης Μαρτίου ($18,9 \pm 7,7$ °C). Οι τιμές της θερμοκρασίας κυμάνθηκαν από $-0,7$ °C έως $30,1$ °C, εύρος που αντανάκλα την επίδραση του υψομέτρου και της τοπογραφικής διαμόρφωσης της περιοχής. Η σχετική υγρασία εμφάνισε υψηλότερες μέσες τιμές ($60,1\% \pm 15,3\%$), με εύρος έως και 94%. Η ταχύτητα του ανέμου στην περιοχή του Επταπυργίου διαφοροποιήθηκε σημαντικά, με μέση τιμή $2,2$ m/s ($\pm 1,3$ m/s) και μέγιστη τιμή $8,7$ m/s, τιμές πολλαπλάσιες σε σχέση με την Εγνατία Οδό ($0,5 \pm 0,2$ m/s) και την οδό 25^{ης} Μαρτίου ($1,1 \pm 0,5$ m/s). Το εύρημα αυτό σχετίζεται με την τοπογραφική θέση και το μεγαλύτερο υψόμετρο της περιοχής, που ευνοούν την ενίσχυση της ροής του ανέμου.

Πίνακας 5.10. Μέσες τιμές (\pm τυπική απόκλιση) και εύρος [ελάχιστη, μέγιστη] των μετεωρολογικών παραμέτρων (θερμοκρασία, σχετική υγρασία, ταχύτητα ανέμου) για τις περιοχές μελέτης (Εγνατία Οδός, οδός 25ης Μαρτίου, οδός περιοχής Επταπυργίου) κατά τις επιμέρους χρονικές περιόδους παρακολούθησης.

| Χρονική περίοδος | Θερμοκρασία (°C) | Σχετική Υγρασία (%) | Ταχύτητα ανέμου (m/s) |
|-------------------------------------|---|--|--|
| Οδός Εγνατίας | | | |
| 2004 | 17,9 \pm 8,3 [-3,9, 33,0] | 59,4 \pm 11,4 [30, 82] | 0,4 \pm 0,2 [0,12, 1,29] |
| 2005 | 18,3 \pm 7,9 [0,6, 33,2] | 50,3 \pm 10,8 [23, 81] | 0,5 \pm 0,2 [0,15, 1,74] |
| 2006 | 18,0 \pm 8,1 [-2,1, 31,3] | 54,0 \pm 12,2 [26, 94] | 0,4 \pm 0,2 [0,15, 1,50] |
| 2004 - 2006 | 18,0 \pm 8,1 [-3,9, 33,2] | 52,8 \pm 11,8 [23, 94] | 0,5 \pm 0,2 [0,12, 1,74] |
| Οδός 25^{ης} Μαρτίου | | | |
| 2006 | - | - | - |
| 2007 | 20,3 \pm 7,6 [1,8, 35,6] | 56,4 \pm 14,3 [23, 91] | - |
| 2008 | 17,8 \pm 7,7 [0,5, 31,2] | 60,3 \pm 14,0 [25, 93] | 1,1 \pm 0,5 [0,4, 3,4] |
| 2006 - 2008 | 18,9 \pm 7,7 [0,5, 35,6] | 58,6 \pm 14,2 [23, 93] | 1,1 \pm 0,5 [0,4, 3,4] |
| Οδός Επταπυργίου | | | |
| 2013 | 16,9 \pm 7,4 [-0,7, 30,1] | 60,1 \pm 15,3 [31, 94] | 2,2 \pm 1,3 [0,6, 8,7] |

Για την αξιολόγηση της σχέσης μεταξύ των διαφορετικών δεικτών περιβαλλοντικού θορύβου, υπολογίστηκαν οι συσχετίσεις του συντελεστή Pearson, χρησιμοποιώντας ημερήσιες χρονοσειρές δεδομένων. Η γραφική απεικόνιση των συντελεστών συσχέτισης Pearson για την **Εγνατία οδό (Σχήμα 5.2)** καταδεικνύει ισχυρές θετικές συσχετίσεις μεταξύ όλων των δεικτών περιβαλλοντικού θορύβου. Ειδικότερα, οι δείκτες L_{den} , $L_{day(16h)}$ και $L_{night(8h)}$ παρουσιάζουν πολύ υψηλή συσχέτιση ($r > 0,95$, $p < 0,001$), γεγονός που καταδεικνύει ότι οι διαφορετικές χρονικές περίοδοι εκτίμησης του θορύβου αποτυπώνουν σε μεγάλο βαθμό την ίδια υποκείμενη ηχητική δυναμική της οδικής κυκλοφορίας στην Εγνατία Οδό. Αντίστοιχα, ο δείκτης $L_{evening(4h)}$ εμφανίζει ισχυρή θετική συσχέτιση με τους υπόλοιπους δείκτες, αν και με ελαφρώς χαμηλότερες τιμές σε σχέση με τον $L_{day(12h)}$ ($r = 0,56-0,75$, $p < 0,001$), γεγονός που υποδηλώνει διαφοροποίηση στο ακουστικό προφίλ των εσπερινών ωρών.

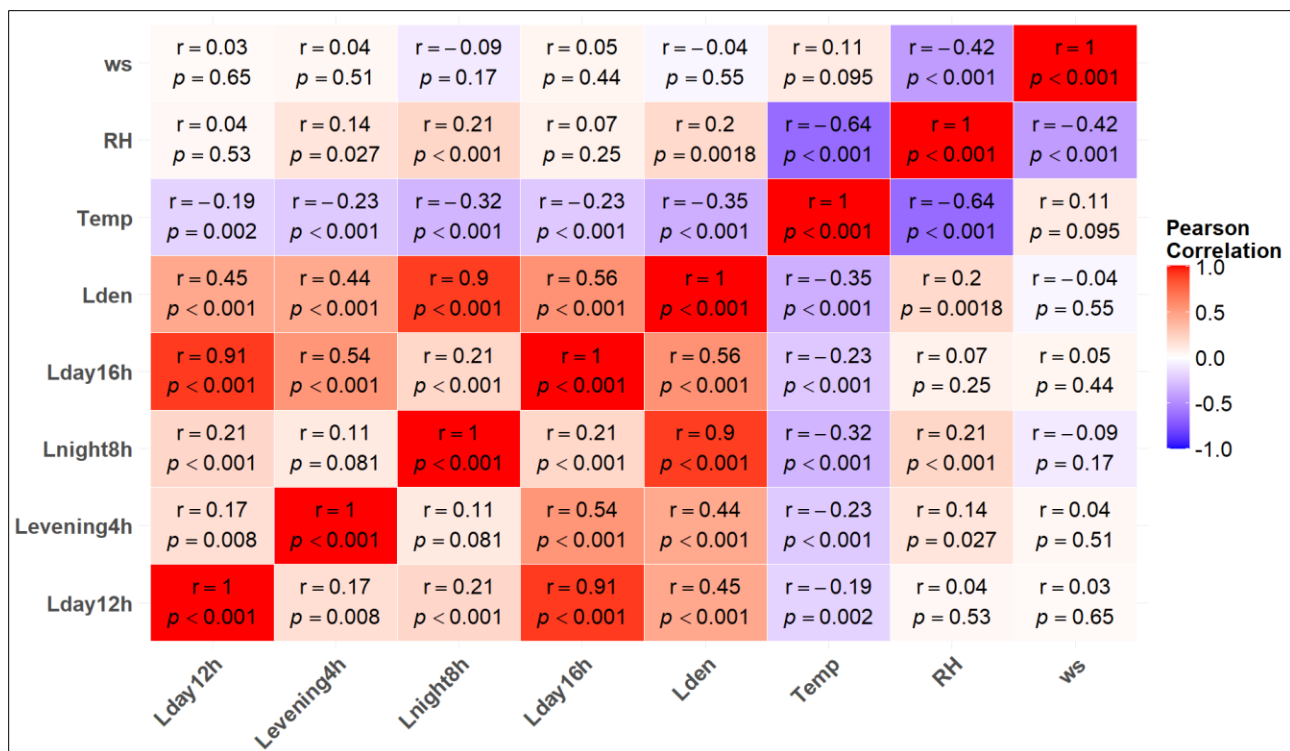
Σε ό,τι αφορά στις μετεωρολογικές μεταβλητές, η θερμοκρασία εμφανίζει μέτρια έως ισχυρή αρνητική συσχέτιση με τους δείκτες περιβαλλοντικού θορύβου ($r = -0,50$ έως $-0,64$, $p < 0,001$), στοιχείο που ενδεχομένως σχετίζεται με τις εποχικές διακυμάνσεις τόσο της θερμοκρασίας όσο και του φόρτου της οδικής κυκλοφορίας. Η σχετική υγρασία παρουσιάζει θετική αλλά ασθενή συσχέτιση με τους δείκτες θορύβου ($r = 0,14-0,19$, $p < 0,001$), υποδεικνύοντας πιθανή έμμεση επίδραση μέσω μετεωρολογικών συνθηκών που ευνοούν τη διάδοση του ηχητικού κύματος. Αντίθετα, η ταχύτητα του ανέμου εμφανίζει πολύ χαμηλή αρνητική συσχέτιση ($r = -0,09$ έως $-0,13$, $p < 0,05$), ένδειξη ότι η επίδρασή της στη συνολική ηχητική στάθμη είναι περιορισμένη ή απουσιάζει λόγω της γεωμετρίας του χώρου και της φύσης των πηγών.



Σχήμα 5.2. Γραφική απεικόνιση σε μορφή heatmap των συντελεστών συσχέτισης Pearson μεταξύ των μετεωρολογικών παραμέτρων και των δεικτών περιβαλλοντικού θορύβου $L_{\text{day}(12\text{h})}$, $L_{\text{evening}(4\text{h})}$, $L_{\text{night}(8\text{h})}$, $L_{\text{day}(16\text{h})}$, και L_{den} για την Εγνατία οδό.

Για την **οδό 25^{ης} Μαρτίου**, η ανάλυση των συντελεστών συσχέτισης (**Σχήμα 5.3**) αναδεικνύει ισχυρές θετικές συσχετίσεις μεταξύ των δεικτών περιβαλλοντικού θορύβου, με πολύ ισχυρές συσχετίσεις μεταξύ των δεικτών $L_{\text{day}(12\text{h})}$ και $L_{\text{day}(16\text{h})}$ ($r = 0,91$, $p < 0,001$), καθώς και μεταξύ των δεικτών $L_{\text{night}(8\text{h})}$ και L_{den} ($r = 0,90$, $p < 0,001$). Τα αποτελέσματα αυτά επιβεβαιώνουν ότι οι δείκτες καταγράφουν παρόμοιες χρονικές διακυμάνσεις της οδικής κυκλοφορίας στην οδό 25^{ης} Μαρτίου, με διαφοροποίηση για τον δείκτη $L_{\text{evening}(4\text{h})}$ που παρουσιάζει μέτρια έως ασθενή συσχέτιση με τους υπόλοιπους δείκτες ($r=0,11$ έως $r=0,54$, $p<0,001$).

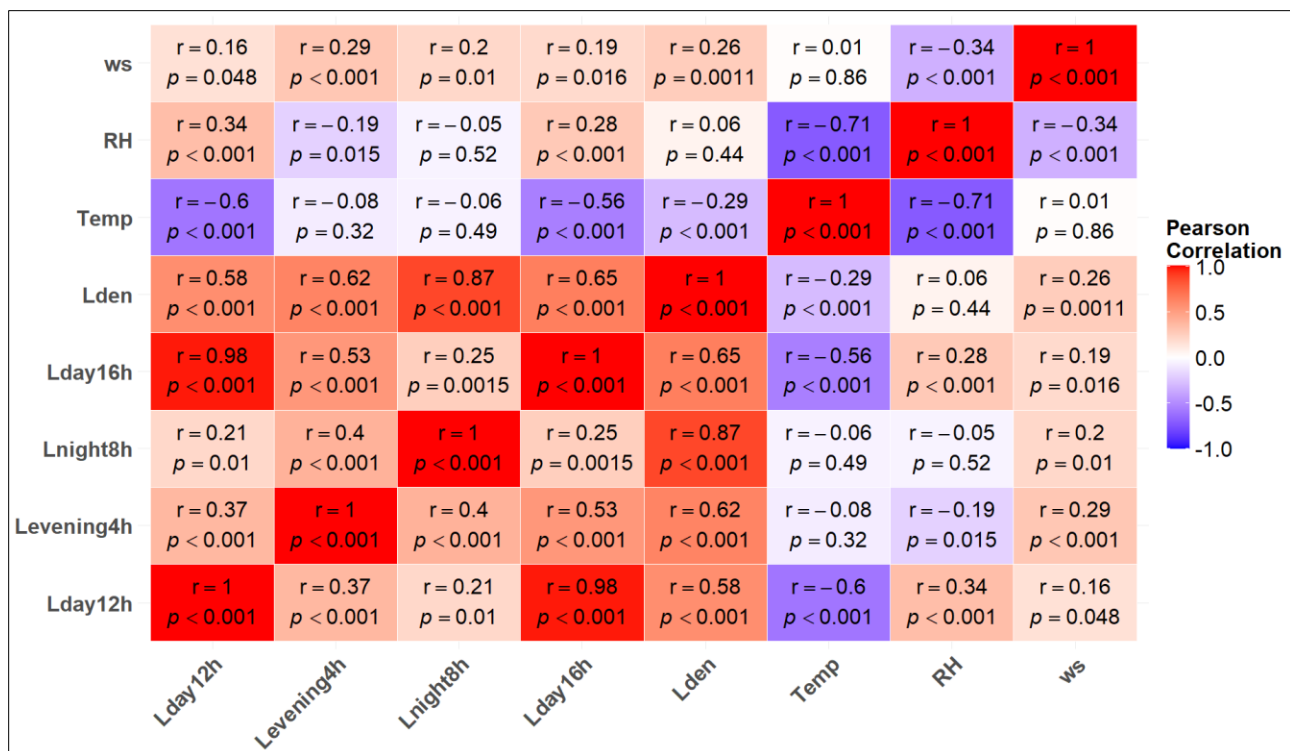
Σε ό,τι αφορά στις μετεωρολογικές παραμέτρους, η θερμοκρασία εμφανίζει συστηματικά αρνητικές συσχετίσεις με τους δείκτες θορύβου ($r = -0,19$ έως $r = -0,35$, $p < 0,01$), γεγονός που ενδέχεται να σχετίζεται με εποχικές διακυμάνσεις τόσο στις μετεωρολογικές συνθήκες όσο και στον κυκλοφοριακό φόρτο. Η σχετική υγρασία παρουσιάζει αρνητική συσχέτιση με τη θερμοκρασία ($r = -0,64$, $p < 0,001$), αλλά ασθενείς θετικές συσχετίσεις με τους δείκτες $L_{\text{evening}(4\text{h})}$ ($r = 0,14$, $p < 0,05$) και $L_{\text{night}(8\text{h})}$ ($r = 0,21$, $p < 0,001$). Η ταχύτητα του ανέμου δεν εμφανίζει στατιστικά σημαντική συσχέτιση με τους δείκτες περιβαλλοντικού θορύβου, γεγονός που υποδηλώνει περιορισμένη επίδραση στις ηχητικές στάθμες κατά μήκος της συγκεκριμένης οδού.



Σχήμα 5.3. Γραφική απεικόνιση σε μορφή heatmap των συντελεστών συσχέτισης Pearson μεταξύ των μετεωρολογικών παραμέτρων και των δεικτών περιβαλλοντικού θορύβου $L_{day(12h)}$, $L_{evening(4h)}$, $L_{night(8h)}$, $L_{day(16h)}$, και L_{den} για την οδό 25^{ης} Μαρτίου.

Η ανάλυση των συντελεστών συσχέτισης για την **οδό στην περιοχή του Επταπυργίου (Σχήμα 5.4)** δείχνει ότι οι δείκτες περιβαλλοντικού θορύβου παρουσιάζουν πολύ ισχυρές θετικές συσχετίσεις μεταξύ των δεικτών $L_{day(12h)}$ και $L_{day(16h)}$ ($r = 0,98$, $p < 0,001$) και μεταξύ των $L_{night(8h)}$ και L_{den} ($r = 0,87$, $p < 0,001$). Ο δείκτης $L_{evening(4h)}$ εμφανίζει επίσης υψηλή συσχέτιση με τον L_{den} ($r = 0,62$, $p < 0,001$), αλλά χαμηλότερη σε σχέση με τους δείκτες $L_{day(12h)}$ και $L_{day(16h)}$, γεγονός που υποδηλώνει διαφοροποίηση στο προφίλ του θορύβου οδικής κυκλοφορίας στην περιοχή κατά τις εσπερινές ώρες.

Σε ό,τι αφορά στις μετεωρολογικές μεταβλητές, η θερμοκρασία εμφανίζει ισχυρή αρνητική συσχέτιση με τους δείκτες $L_{day(12h)}$ και $L_{day(16h)}$, (r έως $-0,60$, $p < 0,001$), υποδεικνύοντας εποχικό πρότυπο, με πιθανή μείωση του κυκλοφοριακού φόρτου ή διαφοροποίηση στη διάδοση του ηχητικού κύματος κατά τις θερμότερες περιόδους. Η σχετική υγρασία παρουσιάζει ισχυρή αρνητική συσχέτιση με τη θερμοκρασία ($r = -0,71$, $p < 0,001$) και μέτριες θετικές συσχετίσεις με ορισμένους δείκτες θορύβου (π.χ. L_{den} : $r = 0,28$, $p < 0,001$), που ενδέχεται να αποδίδεται στην επίδραση της υγρασίας στη διάδοση του ήχου. Η ταχύτητα ανέμου εμφανίζει χαμηλές θετικές συσχετίσεις ($r = 0,16-0,29$, $p < 0,05$), γεγονός που υποδηλώνει περιορισμένη αλλά όχι αμελητέα επίδραση στη διάδοση του ηχητικού κύματος.



Σχήμα 5.4. Γραφική απεικόνιση σε μορφή heatmap των συντελεστών συσχέτισης Pearson μεταξύ των μετεωρολογικών παραμέτρων και των δεικτών περιβαλλοντικού θορύβου $L_{day(12h)}$, $L_{evening(4h)}$, $L_{night(8h)}$, $L_{day(16h)}$, και L_{den} για την οδό στην περιοχή του Επταπυργίου.

Η συγκριτική ανάλυση των συντελεστών συσχέτισης Pearson για τις τρεις υπό μελέτη περιοχές (Σχήματα 5.2–5.4) αναδεικνύει σαφείς διαφοροποιήσεις που αντανακλούν τόσο τη φύση του οδικού δικτύου όσο και τις τοπικές μετεωρολογικές συνθήκες. Στην Εγνατία Οδό παρατηρούνται εξαιρετικά ισχυρές θετικές συσχετίσεις μεταξύ όλων των δεικτών περιβαλλοντικού θορύβου ($r > 0,95$, $p < 0,001$), ενώ η θερμοκρασία, παρουσιάζει συστηματικά αρνητική συσχέτιση με τον θόρυβο, υποδεικνύοντας την επίδραση εποχικών και φυσικο-ακουστικών παραγόντων. Στην οδό 25^{ης} Μαρτίου οι συσχετίσεις μεταξύ των δεικτών θορύβου παραμένουν ισχυρές, αλλά εμφανίζονται σαφώς χαμηλότερους συντελεστές συσχέτισης ($r \approx 0,5–0,9$), ενώ η επίδραση των μετεωρολογικών παραμέτρων είναι ασθενέστερη ή και στατιστικά μη σημαντική (όπως για την περίπτωση της ταχύτητας του ανέμου).

Τα αποτελέσματα υποδηλώνουν ότι σε συνθήκες υψηλού κυκλοφοριακού φόρτου, όπως στην Εγνατία Οδό, οι δείκτες περιβαλλοντικού θορύβου παρουσιάζουν πολύ ισχυρές μεταξύ τους συσχετίσεις, γεγονός που αντανακλά την κυρίαρχη επίδραση της οδικής κυκλοφορίας στη διαμόρφωση των επιπέδων θορύβου. Ωστόσο, οι παρατηρούμενες συσχετίσεις με τις μετεωρολογικές παραμέτρους, και ιδιαίτερα με τη θερμοκρασία, δεν υποδηλώνουν απαραίτητα άμεση αιτιώδη σχέση, αλλά ενδέχεται να αντανακλούν κοινές εποχικές μεταβολές της θερμοκρασίας και της κυκλοφοριακής έντασης. Αντίθετα, στην περιοχή του Επταπυργίου, όπου ο κυκλοφοριακός φόρτος είναι χαμηλότερος, οι μετεωρολογικές παράμετροι, όπως η θερμοκρασία και η σχετική υγρασία, εμφανίζουν συγκριτικά ισχυρότερες συσχετίσεις με τους δείκτες θορύβου, γεγονός που πιθανώς σχετίζεται με τοπογραφικούς και μικροκλιματικούς παράγοντες.

Η επίδραση των μετεωρολογικών συνθηκών στη διάδοση του θορύβου έχει μελετηθεί για περισσότερες από 6 δεκαετίες (Ingård, 1953; Larsson & Israelsson, 1991; Wilson et al., 2015). Οι πρώτες μελέτες εστίασαν στις θεμελιώδεις φυσικές παραμέτρους που καθορίζουν τη διάδοση των ηχητικών

κυμάτων στην ατμόσφαιρα, όπως οι θερμοκρασιακές αναστροφές, η ταχύτητα και η διεύθυνση του ανέμου, καθώς και η υγρασία. Στη μελέτη των Sánchez-Fernández et al. (2021) χρησιμοποιήθηκε γραμμική παλινδρόμηση, για να ποσοτικοποιηθεί η σχέση μεταξύ περιβαλλοντικού θορύβου και θερμοκρασίας του αέρα και του οδοστρώματος. Τα αποτελέσματα έδειξαν στατιστικά σημαντικές συσχετίσεις, με τη στάθμη του κυκλοφοριακού θορύβου να συσχετίζεται αρνητικά τόσο με τη θερμοκρασία του οδοστρώματος ($R^2 = 0,58$, $p < 0,001$) όσο και με τη θερμοκρασία του αέρα ($R^2 = 0,60$, $p < 0,001$). Ο συντελεστής συσχέτισης θορύβου–θερμοκρασίας αέρα ήταν υψηλότερος σε απόλυτη τιμή από τον αντίστοιχο συντελεστή συσχέτισης θορύβου–θερμοκρασίας οδοστρώματος, πιθανώς λόγω του μικρότερου εύρους διακύμανσης της θερμοκρασίας του αέρα (Sánchez-Fernández et al., 2021). Η θερμοκρασία επηρεάζει επίσης τον θόρυβο από την αλληλεπίδραση ελαστικών-οδοστρώματος, ο οποίος μειώνεται καθώς αυξάνεται η θερμοκρασία του αέρα, καθιστώντας τη θερμοκρασία του ελαστικού κρίσιμη παράμετρο για την εκτίμηση της επίδρασης της θερμοκρασίας στην πηγή θορύβου οδικής κυκλοφορίας (Begou & Kassomenos, 2021b). Οι Ky et al. (2021) διερεύνησαν περαιτέρω την επίδραση της θερμοκρασίας και της ταχύτητας του ανέμου στα επίπεδα κυκλοφοριακού θορύβου. Η ανάλυση πολλαπλής γραμμικής παλινδρόμησης έδειξε ότι ο δείκτης TNI επηρεάζεται σημαντικά από την κυκλοφοριακή ροή ($\beta = 0,341$, $p < 0,05$) και την ταχύτητα του ανέμου ($\beta = 0,190$, $p < 0,05$), ενώ η θερμοκρασία δεν παρουσίασε στατιστικά σημαντική επίδραση ($\beta = -0,197$, $p > 0,1$). Το μοντέλο ήταν στατιστικά σημαντικό ($F = 5,307$, $p < 0,001$) με $R^2 = 0,349$ και $R = 0,591$ (Ky et al., 2021). Οι Fallah-Shorshani et al. (2022) συνέκριναν τα μοντέλα θορύβου οδικής κυκλοφορίας και κατέληξαν ότι τα στατιστικά μοντέλα και τα μοντέλα μηχανικής μάθησης αξιοποιούν μεγάλο αριθμό μεταβλητών, συμπεριλαμβανομένων μετεωρολογικών παραμέτρων όπως η ατμοσφαιρική πίεση, η σχετική υγρασία και η νεφοκάλυψη, ενώ τα ακουστικά μοντέλα βασίζονται κυρίως σε δεδομένα κυκλοφορίας και δομικού περιβάλλοντος. Σύμφωνα με τους Fallah-Shorshani et al. (2022), ένας βασικός περιορισμός των ακουστικών μοντέλων είναι ότι δεν λαμβάνουν υπόψη τις μετεωρολογικές συνθήκες, οι οποίες μπορούν να επηρεάσουν σημαντικά τη διάδοση του θορύβου.

Συμπερασματικά, παρατηρείται ότι οι δείκτες περιβαλλοντικού θορύβου παρουσιάζουν αρνητική συσχέτιση με τη θερμοκρασία, γεγονός που καταδεικνύει τάση μείωσης των επιπέδων οδικού θορύβου με την αύξηση της θερμοκρασίας. Η διαπίστωση αυτή αποδίδεται πιθανότατα τόσο σε εποχικές διαφοροποιήσεις της οδικής κυκλοφορίας όσο και σε φυσικο-ακουστικές παραμέτρους που επηρεάζουν τη διάδοση του ήχου.

5.3 Συμπεράσματα

Στο **Κεφάλαιο 5**, η ανάλυση του ακουστικού περιβάλλοντος έδειξε ότι ο θόρυβος παραμένει μια σταθερή και σημαντική μορφή περιβαλλοντικής όχλησης. Η ανάλυση των δεικτών οδικού κυκλοφοριακού θορύβου (TNI, NC, NPL) και των δεικτών σύμφωνα με την Οδηγία 2002/49/EK και τον ΠΟΥ (L_{den} και L_{night}) στις επιλεγμένες περιοχές του πολεοδομικού συγκροτήματος Θεσσαλονίκης αποκάλυψε σαφή διαφοροποίηση των προφίλ ηχητικής επιβάρυνσης μεταξύ κεντρικών αστικών αξόνων και περιφερειακών περιοχών. Επίσης, η εφαρμογή της μεθόδου CoRTN επιβεβαίωσε την υψηλή συμβολή της οδικής κυκλοφορίας, ιδιαίτερα στις περιοχές πυκνής δόμησης.

Στους κύριους οδικούς άξονες, όπως η Εγνατία Οδός και η οδός 25^{ης} Μαρτίου, παρατηρούνται υψηλές τιμές TNI (52–54 dB και 53–54 dB, αντίστοιχα) και NPL (>74 dB στην Εγνατία, ~71 dB στην 25^{ης} Μαρτίου), σε συνδυασμό με χαμηλό NC (~3–5 dB). Η χαμηλή διακύμανση του δείκτη NC υποδηλώνει σταθερό και συνεχές ηχητικό υπόβαθρο, γεγονός που επιβεβαιώνεται από τις υψηλές και σταθερές τιμές

των δεικτών L_{den} και L_{night} , οι οποίες υπερβαίνουν τα εθνικά και ευρωπαϊκά όρια έκθεσης στον οδικό θόρυβο. Η περιορισμένη εποχική μεταβλητότητα και η σταθερότητα των τιμών περιβαλλοντικού θορύβου καταδεικνύουν ότι η έκθεση των κατοίκων σε αυτές τις περιοχές είναι συνεχής, αυξάνοντας την πιθανότητα χρόνιας ηχητικής όχλησης και των σχετικών επιπτώσεων στην υγεία, όπως άγχος, διαταραχές ύπνου και καρδιοαγγειακά νοσήματα.

Αντίθετα, σε περιοχές με χαμηλότερο κυκλοφοριακό φόρτο, όπως η περιοχή του Επταπυργίου, οι μέσες τιμές TNI (51,8–63,8 dB) και NPL (57,8–62,8 dB) είναι σημαντικά χαμηλότερες, ωστόσο παρατηρείται υψηλό NC (7,2–11,9 dB), υποδεικνύοντας έντονες διακυμάνσεις περιβαλλοντικού θορύβου κατά τη διάρκεια του έτους. Τα επίπεδα των δεικτών L_{den} (58,9 dB) και L_{night} (51 dB) βρίσκονται κάτω από τα επιτρεπτά όρια, ενώ η χαμηλή τυπική απόκλιση καταδεικνύει ομοιομορφία κατά τη διάρκεια του 24ώρου. Η χαμηλή μέση έκθεση αλλά η υψηλή μεταβλητότητα των επιπέδων περιβαλλοντικού θορύβου μπορεί να ενισχύει την υποκειμενική αίσθηση όχλησης, επιβεβαιώνοντας τη σημασία των χρονικών προτύπων θορύβου για την εκτίμηση της ηχητικής όχλησης.

Τα δεδομένα της μελέτης επιβεβαιώνουν την ισχυρή συσχέτιση μεταξύ κυκλοφοριακού φόρτου και επιπέδων θορύβου, με τις πολυσύχναστες οδούς να παρουσιάζουν υψηλά και σταθερά επίπεδα έκθεσης και τις περιοχές χαμηλού φόρτου οδικής κυκλοφορίας να εμφανίζουν χαμηλότερα επίπεδα περιβαλλοντικού θορύβου αλλά μεγαλύτερη χρονική μεταβλητότητα. Η ανάλυση υπογραμμίζει την ανάγκη για στοχευμένα μέτρα μείωσης της έκθεσης των πολιτών στον περιβαλλοντικό θόρυβο, σύμφωνα με τις κατευθυντήριες οδηγίες του ΠΟΥ (WHO, 2009; WHO, 2018) και της Οδηγίας 2002/49/ΕΚ. Οι επιπτώσεις του θορύβου στην υγεία και την ευημερία, όταν συνυπολογιστούν με τις επιπτώσεις της ατμοσφαιρικής ρύπανσης, υπογραμμίζουν την ανάγκη για μια ολιστική προσέγγιση στη διαχείριση της ατμοσφαιρικής ποιότητας στα αστικά κέντρα.

Η ανάλυση των συντελεστών συσχέτισης καταδεικνύει ότι οι δείκτες περιβαλλοντικού θορύβου παραμένουν ισχυρά συσχετισμένοι μεταξύ τους, ανεξάρτητα από το χωρικό πλαίσιο, γεγονός που επιβεβαιώνει την αξιοπιστία τους ως εργαλεία αποτύπωσης της ηχητικής δυναμικής του αστικού χώρου. Η επίδραση των μετεωρολογικών παραμέτρων διαφοροποιείται σημαντικά ανάλογα με το περιβάλλον: στην Εγνατία Οδό και στην οδό της περιοχής του Επταπυργίου παρατηρούνται αρνητικές συσχετίσεις με τη θερμοκρασία και θετικές με τη σχετική υγρασία, υποδεικνύοντας ισχυρότερη συσχέτιση του περιβαλλοντικού θορύβου με τις εποχικές και μικροκλιματικές συνθήκες. Αντίθετα, στην οδό 25^{ης} Μαρτίου η κυκλοφοριακή ροή «υπερκαλύπτει» την επίδραση των μετεωρολογικών μεταβλητών, με αποτέλεσμα να εμφανίζονται ασθενέστερες ή μη στατιστικά σημαντικές συσχετίσεις. Οι μετρήσεις θορύβου από διαφορετικά αστικά περιβάλλοντα αποτελεί ισχυρό πλεονέκτημα, καθώς προσφέρει αξιόπιστη και ρεαλιστική κατανόηση των αλληλεπιδράσεων μετεωρολογικών συνθηκών και ηχητικής επιβάρυνσης. Επιπλέον, οι διαφοροποιήσεις μεταξύ περιοχών επιτρέπουν τη διατύπωση συγκριτικών συμπερασμάτων σχετικά με τον ρόλο του υψομέτρου, της αστικής μορφολογίας και της τοπογραφίας στη διάδοση του ήχου. Ιδιαίτερα κρίσιμες κρίνονται οι συνθήκες ατμοσφαιρικής στασιμότητας και οι αναστροφές θερμοκρασίας, οι οποίες μπορούν να εγκλωβίζουν την ηχητική ενέργεια σε χαμηλά ύψη και να αυξάνουν το επίπεδο έκθεσης κοντά στο έδαφος. Συνολικά, τα ευρήματα αναδεικνύουν την ανάγκη ενσωμάτωσης των μετεωρολογικών συνθηκών στην αξιολόγηση του αστικού θορύβου, με έμφαση στις ιδιαιτερότητες κάθε μικροκλίματος.

Κεφάλαιο 6. Συμπεράσματα

Η παρούσα διδακτορική διατριβή διερεύνησε συστηματικά τον ρόλο των μετεωρολογικών και φυσικών διεργασιών στη διαμόρφωση της ποιότητας της ατμόσφαιρας και του ακουστικού περιβάλλοντος σε αστικά συγκροτήματα, με έμφαση στις περιοχές της Αττικής και της Θεσσαλονίκης. Μέσω της συνδυαστικής ανάλυσης μακροχρόνιων μετεωρολογικών χρονοσειρών, συγκεντρώσεων ατμοσφαιρικών ρύπων, δεικτών ατμοσφαιρικής στασιμότητας και δεικτών περιβαλλοντικού θορύβου, αναδείχθηκε ο καθοριστικός ρόλος της ατμοσφαιρικής κυκλοφορίας, της θερμοδυναμικής δομής της κατώτερης τροπόσφαιρας και των μικρομετεωρολογικών συνθηκών στη διαμόρφωση σύνθετων περιβαλλοντικών πιέσεων.

Κεντρικός άξονας της διδακτορικής διατριβής αποτελεί η θεώρηση των αστικών περιβαλλοντικών φαινομένων στο πλαίσιο ενός ενιαίου μετεωρολογικού–ατμοσφαιρικού συστήματος, στο οποίο οι καύσωνες, η φωτοχημική ρύπανση, η ατμοσφαιρική στασιμότητα και η διάδοση του περιβαλλοντικού θορύβου συνδέονται μέσω κοινών δυναμικών και θερμοδυναμικών μηχανισμών της κατώτερης τροπόσφαιρας. Η προσέγγιση αυτή ανέδειξε τις αλληλεπιδράσεις μετεωρολογικών και ατμοσφαιρικών διεργασιών που οδηγούν σε επεισόδια αυξημένης περιβαλλοντικής επιβάρυνσης.

Καύσωνες και θερμική επιβάρυνση

Η ανάλυση των θερμοκρασιακών δεδομένων για την περίοδο 1991–2021 κατέδειξε σαφή και στατιστικά ισχυρή αύξηση της μέσης, ελάχιστης και μέγιστης θερμοκρασίας στην Αττική, καθώς και των δεικτών ακραίας θερμικής καταπόνησης, με επίπεδα σημαντικότητας $p < 0,001$. Παράλληλα, παρατηρήθηκε ουσιαστική μεταβολή στα χαρακτηριστικά των καυσώνων, οι οποίοι εμφανίζονται συχνότερα, διαρκούν περισσότερο και παρουσιάζουν μεγαλύτερη ένταση. Τα αποτελέσματα αυτά υποδεικνύουν ότι η περιοχή δεν παρουσιάζει απλώς αύξηση της θερμοκρασίας, αλλά μετάβαση σε διαφοροποιημένο θερμοκρασιακό καθεστώς, με ενισχυμένη συχνότητα και ένταση κυμάτων καύσωνα. Η μεταβολή αυτή συνεπάγεται αυξημένη θερμική καταπόνηση του πληθυσμού, λειτουργική επιβάρυνση των αστικών υποδομών και τροποποίηση των μετεωρολογικών συνθηκών που ρυθμίζουν τη διασπορά και τη συγκέντρωση των ατμοσφαιρικών ρύπων.

Καύσωνες και φωτοχημική ρύπανση από τροποσφαιρικό όζον

Η διατριβή τεκμηρίωσε ισχυρή και συστηματική σχέση μεταξύ καυσώνων και αυξημένων συγκεντρώσεων τροποσφαιρικού O_3 . Κατά τη διάρκεια έντονων και παρατεταμένων κυμάτων καύσωνα καταγράφηκε σημαντική αύξηση των υπερβάσεων της συγκέντρωσης $MDA8hO_3$, γεγονός που υποδηλώνει ενίσχυση της φωτοχημικής δραστηριότητας υπό συνθήκες υψηλής θερμοκρασίας και έντονης ηλιακής ακτινοβολίας. Η χωρική ανάλυση ανέδειξε τον μη γραμμικό χαρακτήρα της φωτοχημικής ρύπανσης: στους σταθμούς αστικής κυκλοφορίας παρατηρήθηκαν πτωτικές ή ασθενείς τάσεις των συγκεντρώσεων O_3 , ενώ σε περιαστικούς και βιομηχανικούς σταθμούς καταγράφηκαν αυξητικές τάσεις. Το εύρημα αυτό αποδίδεται στον συνδυασμό τοπικής φωτοχημείας, μεταφοράς ατμοσφαιρικών ρύπων και διαφοροποιημένης διαθεσιμότητας πρόδρομων ουσιών. Η εφαρμογή του Δείκτη Επίδρασης έδειξε ότι η πιθανότητα εμφάνισης επεισοδίων υψηλής φωτοχημικής ρύπανσης κατά τη διάρκεια καύσωνα αυξάνεται διαχρονικά, καταδεικνύοντας ότι οι καύσωνες λειτουργούν πλέον ως καταλύτες σοβαρών επεισοδίων υψηλών συγκεντρώσεων O_3 στο αστικό περιβάλλον.

Ατμοσφαιρική στασιμότητα και συσσώρευση ατμοσφαιρικών ρύπων

Η μελέτη της ατμοσφαιρικής στασιμότητας ανέδειξε τον κρίσιμο ρόλο της ως ενισχυτικού μηχανισμού υποβάθμισης της ποιότητας του αέρα. Δεν εντοπίστηκαν ισχυρές μακροχρόνιες τάσεις στον Δείκτη ASI, ωστόσο η χωρική και εποχική ανάλυση αποκάλυψε σαφή διαφοροποίηση, με αυξημένη συχνότητα εμφάνισης στάσιμων ατμοσφαιρικών συνθηκών σε περιοχές με δυσμενή τοπογραφία και περιορισμένο αερισμό. Κατά τις ημέρες ατμοσφαιρικής στασιμότητας, οι συγκεντρώσεις $PM_{2.5}$, PM_{10} , NO_2 και βενζολίου ήταν σημαντικά υψηλότερες σε σύγκριση με τις μη-στάσιμες ημέρες. Ιδιαίτερα για το βενζόλιο, διαπιστώθηκε ότι οι συγκεντρώσεις του μπορούν να αυξηθούν έως και κατά 100%, αναδεικνύοντας την υψηλή ευαισθησία των καρκινογόνων ατμοσφαιρικών ρύπων σε συνθήκες περιορισμένης διασποράς. Τα αιωρούμενα σωματίδια παρουσίασαν πιο σύνθετη συμπεριφορά, γεγονός που υποδηλώνει την επίδραση της προέλευσης και της χημικής τους σύστασης.

Συνδυασμένα επεισόδια καύσωνα και ατμοσφαιρικής στασιμότητας

Η ταυτόχρονη εμφάνιση καύσωνα και ατμοσφαιρικής στασιμότητας αναδεικνύεται ως χαρακτηριστικό παράδειγμα σύνθετων μετεωρολογικών επεισοδίων (compound meteorological events), στα οποία η ενίσχυση της θερμικής καταπόνησης και ο περιορισμός της κατακόρυφης και οριζόντιας μεταφοράς οδηγούν σε μέγιστη συσσώρευση ατμοσφαιρικών ρύπων και αυξημένη περιβαλλοντική επιβάρυνση.

Ποσοτικοποίηση επιπτώσεων στην υγεία

Η εφαρμογή του AirQ+ και των δεικτών επικινδυνότητας επέτρεψε τη μετάβαση από την περιγραφική ανάλυση στην ποσοτική εκτίμηση της υγειονομικής επιβάρυνσης. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι οι μέσες συγκεντρώσεις πολλών ατμοσφαιρικών ρύπων βρίσκονται εντός των θεσμοθετημένων ορίων και η μακροχρόνια έκθεση συνδέεται με σημαντικό αριθμό νοσηλείων και απώλεια ημερών εργασίας. Για το βενζόλιο, ο μη καρκινικός κίνδυνος (HQ) υπολογίστηκε κάτω από τη μονάδα, ενώ ο αθροιστικός καρκινικός κίνδυνος (ILTCR) βρέθηκε εντός των αποδεκτών ορίων, παρουσιάζοντας ωστόσο έντονη χωρική διαφοροποίηση, με υψηλότερες τιμές σε πυκνοδομημένες περιοχές αυξημένης κυκλοφορίας. Για τα αιωρούμενα σωματίδια, οι τιμές HQ διατηρήθηκαν κατά μέσο όρο κάτω από το όριο της μονάδας, ωστόσο σε συγκεκριμένους σταθμούς και έτη τα $PM_{2.5}$ προσέγγισαν ή υπερέβησαν τις οριακές τιμές, υποδηλώνοντας περιόδους αυξημένης υγειονομικής επιβάρυνσης.

Αστικό ακουστικό περιβάλλον και κυκλοφοριακός θόρυβος

Η αξιολόγηση του αστικού ακουστικού περιβάλλοντος της Θεσσαλονίκης ανέδειξε ότι ο κυκλοφοριακός θόρυβος αποτελεί σταθερή και σημαντική μορφή περιβαλλοντικής όχλησης, η οποία διαμορφώνεται όχι μόνο από την ένταση της οδικής κυκλοφορίας αλλά και από τις επικρατούσες μικρομετεωρολογικές συνθήκες. Οι δείκτες L_{den} και L_{night} υπερέβησαν συστηματικά τα ανώτατα επιτρεπτά όρια, ενώ η εφαρμογή της μεθοδολογίας CoRTN επιβεβαίωσε τον κυρίαρχο ρόλο της κυκλοφοριακής ροής και των χαρακτηριστικών της οδικής υποδομής. Παράλληλα, η ανάλυση των συσχετίσεων έδειξε ότι η θερμοκρασία, η σχετική υγρασία και η ταχύτητα του ανέμου επηρεάζουν τη διάδοση του θορύβου και διαφοροποιούν τα επίπεδα έκθεσης στον θόρυβο, με την επίδρασή τους να εξαρτάται από τα μικροκλιματικά χαρακτηριστικά κάθε περιοχής. Στις περιοχές χαμηλότερου κυκλοφοριακού φόρτου, οι μικρομετεωρολογικές παράμετροι εμφανίζουν εντονότερη συσχέτιση με τους δείκτες θορύβου, γεγονός που αναδεικνύει τον ρόλο της Μετεωρολογίας στη διαμόρφωση του αστικού ακουστικού περιβάλλοντος.

Συνολική αποτίμηση και επιστημονική συνεισφορά

Συνολικά, η διδακτορική διατριβή καταδεικνύει ότι η ποιότητα της ατμόσφαιρας και το ακουστικό περιβάλλον στα μεγάλα αστικά κέντρα διαμορφώνονται από σύνθετες και αλληλοενισχυόμενες διεργασίες, στις οποίες οι μετεωρολογικές παράμετροι έχουν καθοριστικό ρόλο. Η συνδυαστική αξιολόγηση μετεωρολογίας, ατμοσφαιρικής φυσικής και ρύπανσης, θορύβου και υγείας συνιστά βασική επιστημονική συνεισφορά της διατριβής και παρέχει ένα πλαίσιο που μπορεί να υποστηρίξει τόσο τη χάραξη περιβαλλοντικής πολιτικής όσο και τη μελλοντική έρευνα σε κλιματικά ευάλωτες αστικές πόλεις.

Η καινοτομία της παρούσας διδακτορικής διατριβής έγκειται πρωτίστως στη συνδυαστική και ολιστική προσέγγιση της ποιότητας της ατμόσφαιρας και του ακουστικού περιβάλλοντος στο αστικό σύστημα, ενσωματώνοντας μετεωρολογικές, κλιματικές, ατμοσφαιρικές και υγειονομικές παραμέτρους σε ένα ενιαίο αναλυτικό πλαίσιο. Η διδακτορική διατριβή αντιμετωπίζει τα εξεταζόμενα μετεωρολογικά φαινόμενα ως αλληλένδετες εκφάνσεις της λειτουργίας του αστικού περιβάλλοντος υπό συνθήκες κλιματικής μεταβολής.

Μία βασική επιστημονική συνεισφορά της διδακτορικής διατριβής είναι η συστηματική ανάλυση της σχέσης μεταξύ καυσώνων και φωτοχημικής ρύπανσης στην Αττική κατά την τριακονταετή περίοδο 1991–2021. Η τεκμηρίωση της στατιστικά σημαντικής αύξησης της θερμοκρασίας, σε συνδυασμό με την ενίσχυση της συχνότητας, της διάρκειας και της έντασης των καυσώνων, προσφέρει σαφή ένδειξη δομικής μεταβολής του θερμοκρασιακού καθεστώτος της περιοχής. Η ενσωμάτωση του Δείκτη Επίδρασης στη διερεύνηση των επεισοδίων O₃ συνιστά καινοτόμο στοιχείο, καθώς επιτρέπει την ποσοτική εκτίμηση της πιθανότητας εμφάνισης φωτοχημικής ρύπανσης κατά τη διάρκεια καύσωνα και αναδεικνύει τον ενισχυτικό ρόλο των ακραίων θερμοκρασιακών συνθηκών.

Ιδιαίτερο ενδιαφέρον παρουσιάζει η λεπτομερής διερεύνηση της ατμοσφαιρικής στασιμότητας κατά την τριακονταετή περίοδο 1991–2021 μέσω του Δείκτη Στασιμότητας (ASI) και η σύνδεσή της με συγκεκριμένους ατμοσφαιρικούς ρύπους. Η διδακτορική διατριβή δεν περιορίζεται στην περιγραφική αποτύπωση της συχνότητας των στάσιμων ατμοσφαιρικών συνθηκών, αλλά εξετάζει τη χωρική και εποχική απόκριση του αστικού περιβάλλοντος στην ατμοσφαιρική ρύπανση. Η τεκμηρίωση της ιδιαίτερα έντονης αύξησης των συγκεντρώσεων βενζολίου κατά τη διάρκεια στάσιμων ατμοσφαιρικών συνθηκών αποτελεί σημαντική συνεισφορά, καθώς αναδεικνύει την ευαισθησία των καρκινογόνων ατμοσφαιρικών ρύπων σε συνθήκες περιορισμένης διασποράς, στοιχείο με άμεσες προεκτάσεις για τη δημόσια υγεία.

Ένα από τα πλέον καινοτόμα στοιχεία της διδακτορικής διατριβής είναι η ανάδειξη της συνδυασμένης δράσης καυσώνων και ατμοσφαιρικής ρύπανσης ως σύνθετου περιβαλλοντικού κινδύνου (compound event). Η ταυτόχρονη εξέταση των δύο φαινομένων αποκαλύπτει μηχανισμούς αλληλοενίσχυσης που δεν μπορούν να αποτυπωθούν, όταν τα φαινόμενα μελετώνται ανεξάρτητα. Η προσέγγιση αυτή ευθυγραμμίζεται με τη σύγχρονη διεθνή βιβλιογραφία περί σύνθετων κλιματικών κινδύνων, προσφέροντας ωστόσο πρωτότυπα αποτελέσματα για τον ελληνικό αστικό χώρο.

Σημαντική επιστημονική συνεισφορά αποτελεί επίσης η ποσοτικοποίηση των επιπτώσεων στην υγεία μέσω της εφαρμογής του AirQ+ και των δεικτών επικινδυνότητας (HQ και ILTCR). Η ανάδειξη της χωρικής διαφοροποίησης του καρκινικού κινδύνου, ιδιαίτερα σε περιοχές αυξημένης κυκλοφορίας, προσδίδει πρακτική αξία στα αποτελέσματα και ενισχύει τη δυνατότητα αξιοποίησής τους στον αστικό σχεδιασμό.

Η ένταξη του αστικού ακουστικού περιβάλλοντος στη συνολική ανάλυση συνιστά επιπλέον στοιχείο καινοτομίας. Παράλληλα, τεκμηριώνεται ότι οι μικρομετεωρολογικές παράμετροι (θερμοκρασία, σχετική υγρασία, ταχύτητα του ανέμου) επηρεάζουν τη διάδοση του ήχου και διαφοροποιούν τα επίπεδα έκθεσης στον κυκλοφοριακό θόρυβο. Η ενσωμάτωση της μικρομετεωρολογικής διάστασης στην αξιολόγηση του αστικού ακουστικού περιβάλλοντος αποτελεί μία από τις καινοτόμες πτυχές της διατριβής, καθώς συνδέει τη Μετεωρολογία με την Περιβαλλοντική Ακουστική στο πλαίσιο της φυσικής της ατμόσφαιρας. Η εξέταση

του περιβαλλοντικού θορύβου αναδεικνύει τον πολυπαραγοντικό χαρακτήρα της περιβαλλοντικής όχλησης στις πόλεις και ενισχύει την ανάγκη για ολιστικές πολιτικές διαχείρισης.

Συνολικά, η διδακτορική διατριβή τεκμηριώνει ότι η ποιότητα της ατμόσφαιρας και το ακουστικό περιβάλλον στα αστικά κέντρα αποτελούν αποτέλεσμα σύνθετων αλληλεπιδράσεων που ελέγχονται σε μεγάλο βαθμό από μετεωρολογικές διεργασίες. Η βασική επιστημονική συνεισφορά έγκειται:

- στην ανάδειξη των καυσώνων ως δυναμικών μηχανισμών ενίσχυσης της φωτοχημικής ρύπανσης,
- στη συστηματική διερεύνηση της ατμοσφαιρικής στασιμότητας ως καθοριστικού μετεωρολογικού παράγοντα συσσώρευσης ατμοσφαιρικών ρύπων,
- στη μετάβαση από την περιγραφική ανάλυση στην ποσοτική εκτίμηση του υγειονομικού κινδύνου,
- στην ενσωμάτωση της μικρομετεωρολογίας στη μελέτη του αστικού ακουστικού περιβάλλοντος,
- την ενοποίηση του ακουστικού περιβάλλοντος στο πλαίσιο αξιολόγησης της ποιότητας ζωής στις πόλεις.

Η καινοτομία της διατριβής συνίσταται στην ενοποίηση της **Μετεωρολογίας**, της **Ατμοσφαιρικής Φυσικής** και της περιβαλλοντικής αξιολόγησης σε ένα συνεκτικό πλαίσιο ανάλυσης, όπου τα αστικά περιβαλλοντικά φαινόμενα προσεγγίζονται ως αλληλένδετες διεργασίες ενός δυναμικού συστήματος υπό συνθήκες κλιματικής αλλαγής.

Η προσέγγιση αυτή παρέχει ένα ισχυρό επιστημονικό υπόβαθρο για την ανάπτυξη στρατηγικών διαχείρισης της ποιότητας του ατμοσφαιρικού αέρα και του αστικού περιβάλλοντος, και αναδεικνύει τον κεντρικό ρόλο της **Μετεωρολογίας** στην κατανόηση και πρόγνωση σύνθετων περιβαλλοντικών κινδύνων.

Βιβλιογραφία

- Abbott, P.G. & Nelson, P.M. (2002). Converting the UK traffic noise index LA1018h to EU noise indices for the purposes of noise mapping (TRL limited). <https://programmeofficers.co.uk/Aylesbury/CD/CD%209.11.pdf>
- Abidin, A. U., Munawaroh, A. L., Rosinta, A., Sulistiyani, A. T., Ardianta, I., & Iresha, F. M. (2025). Environmental health risks and impacts of PM2.5 exposure on human health in residential areas, Bantul, Yogyakarta, Indonesia. *Toxicology reports*, 14, 101949. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2025.101949>
- Alivisatos, G. P., Bazas, B. N., Alexopoulos, J., & Verykokakis, E. (1967). Air pollution in the city of Athens and surrounding territory. *L'igiene moderna*, 60(1), 3–25. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/5596808/>
- Amnuaylojaroen, T., & Parasin, N. (2023). Future Health Risk Assessment of Exposure to PM2.5 in Different Age Groups of Children in Northern Thailand. *Toxics*, 11(3), 291. <https://doi.org/10.3390/toxics11030291>
- Anfosso-Lédée, F., & Pichaud, Y. (2007). Temperature effect on tyre–road noise. *Applied Acoustics*, 68(1), 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2006.06.001>
- Arana, M., San Martin, R. & Salinas, J. (2014). People exposed to traffic noise in European agglomerations from noise maps. A critical review. *Noise Mapping*, 1(1), 000010247820140005. <https://doi.org/10.2478/noise-2014-0005>
- Arslan, H. (2023). Impacts of Meteorological Parameters on Tropospheric Ozone Concentrations in Çanakkale. *International Journal of Advances in Engineering and Pure Sciences*, 35(1), 10-17. <https://doi.org/10.7240/jeps.1078886>
- Asimakopoulos, D., Deligiorgi, D., Drakopoulos, C., Helmis, C., Kokkori, K., Lalas, D., Sikiotis, D. & Varotsos, C. (1992). An experimental study of nighttime air-pollutant transport over complex terrain in Athens. *Atmospheric Environment. Part B. Urban Atmosphere*, 26(1), 59-71. [https://doi.org/10.1016/0957-1272\(92\)90037-S](https://doi.org/10.1016/0957-1272(92)90037-S)
- ATSDR (2020). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Guidance for Inhalation Exposures. Atlanta, Ga: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, December 1. <https://www.atsdr.cdc.gov/pha-guidance/resources/#print>
- ATSDR (2024). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Benzene (Draft for Public Comment). Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. <https://wwwn.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=40&tid=14>

Austin, E., Zanobetti, A., Coull, B., Schwartz, J., Gold, D. R., & Koutrakis, P. (2015). Ozone trends and their relationship to characteristic weather patterns. *Journal of exposure science & environmental epidemiology*, 25(5), 532–542. <https://doi.org/10.1038/jes.2014.45>

Babisch W. (2005). Noise and health. *Environmental health perspectives*, 113(1), A14–A15. <https://doi.org/10.1289/ehp.113-a14>

Babisch W. (2011). Cardiovascular effects of noise. *Noise & health*, 13(52), 201–204. <https://doi.org/10.4103/1463-1741.80148>

Bakas, N.A., Fotiadi, A., Kariofillidi, S. (2020). Climatology of the Boundary Layer Height and of the Wind Field over Greece. *Atmosphere* 2020, 11, 910. <https://doi.org/10.3390/atmos11090910>

Baldacci, S., Maio, S., Cerrai, S., Sarno, G., Baiz, N., Simoni, M., Annesi-Maesano, I., Viegi, G., & HEALS Study (2015). Allergy and asthma: Effects of the exposure to particulate matter and biological allergens. *Respiratory medicine*, 109(9), 1089–1104. <https://doi.org/10.1016/j.rmed.2015.05.017>

Bartzokas, A., Lolis, C. J., Kassomenos, P. A., and McGregor, G. R. (2013). Climatic characteristics of summer human thermal discomfort in Athens and its connection to atmospheric circulation, *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 13, 3271–3279, <https://doi.org/10.5194/nhess-13-3271-2013>

Basner, M., Babisch, W., Davis, A., Brink, M., Clark, C., Janssen, S., & Stansfeld, S. (2014). Auditory and non-auditory effects of noise on health. *Lancet* (London, England), 383(9925), 1325–1332. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(13\)61613-X](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(13)61613-X)

Begou, P. (2023). Application of AirQ+ Software in the Attica Region, Greece: The Hospitalizations and Work Days Lost Attributed to Air Pollutants. *Environmental Sciences Proceedings*, 26(1), 36. <https://doi.org/10.3390/environsciproc2023026036>

Begou, P., & Kassomenos, P. (2020). One-year measurements of toxic benzene concentrations in the ambient air of Greece: an estimation of public health risk. *Atmospheric Pollution Research*, 11(10), 1829–1838. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.07.011>

Begou, P., & Kassomenos, P. (2021 a). The influence of air temperature on the propagation of road traffic noise. In *Proceedings of the 15th International Conference on Meteorology, Climatology and Atmospheric Physics (COMECAP 2021)*.

Begou, P., & Kassomenos, P. (2021 b). Exposure to the road traffic noise in an urban complex in Greece: the quantification of healthy life years lost due to noise-induced annoyance and noise-induced sleep disturbances. *Environmental science and pollution research international*, 28(10), 12932–12943. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11190-4>

Begou, P., & Kassomenos, P. (2022). Burden of Natural-Cause and Cause-Specific Mortality Associated with Long-Term Exposure to PM_{2.5}: A Case Study in Attica Region, Greece. *Atmosphere*, 13(12), 2026. <https://doi.org/10.3390/atmos13122026>

Begou, P., Evagelopoulos, V., & Charisiou, N. D. (2024). Air pollution levels at an area under energy transition (Western Macedonia, Greece). *E3S Web of Conferences*, 585, 09009. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202458509009>

Begou, P., Evagelopoulos, V., Charisiou, N.D. (2023). Variability of Air Pollutant Concentrations and Their Relationships with Meteorological Parameters during COVID-19 Lockdown in Western Macedonia. *Atmosphere* 2023, 14, 1398. <https://doi.org/10.3390/atmos14091398>

Begou, P., Kassomenos, P., & Kelessis, A. (2020 a). Dataset on the road traffic noise measurements in the municipality of Thessaloniki, Greece. *Data in brief*, 29, 105214. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.105214>

Begou, P., Kassomenos, P., & Kelessis, A. (2020 b). Effects of road traffic noise on the prevalence of cardiovascular diseases: The case of Thessaloniki, Greece. *The Science of the total environment*, 703, 134477. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134477>

Begou, P., Saraga, D., & Maggos, T. (2026). The relationship between heat waves and summertime pollution in the Attica Region, Greece. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 138(1), 4. <https://doi.org/10.1007/s00703-025-01102-x>

Blazejczyk, K., Epstein, Y., Jendritzky, G., Staiger, H., & Tinz, B. (2012). Comparison of UTCI to selected thermal indices. *International journal of biometeorology*, 56, 515-535. <https://doi.org/10.1007/s00484-011-0453-2>

Boleti, E., Hueglin, C., & Takahama, S. (2018). Ozone time scale decomposition and trend assessment from surface observations in Switzerland. *Atmospheric Environment*, 191, 440-451. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.07.039>

Boleti, E., Hueglin, C., & Takahama, S. (2019). Trends of surface maximum ozone concentrations in Switzerland based on meteorological adjustment for the period 1990–2014. *Atmospheric Environment*, 213, 326-336. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.05.018>

Bossioli E., Tombrou M., Dandou A., Soulakellis N. (2007). Simulation of the effects of critical factors on ozone formation and accumulation in the greater Athens area. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*. Vol. 112, D02309. <https://doi.org/10.1029/2006JD007185>

Boucher, K. (1991). The monitoring of air pollutants in Athens with particular reference to nitrogen dioxide. *Energy and Buildings*, 16(1-2), 637-645. [https://doi.org/10.1016/0378-7788\(91\)90032-X](https://doi.org/10.1016/0378-7788(91)90032-X)

Bozkurt, Z., Üzmez, Ö.Ö., Döğeroğlu, T., Artun, G., & Gaga, E.O. (2018). Atmospheric concentrations of SO₂, NO₂, ozone and VOCs in Düzce, Turkey using passive air samplers: Sources, spatial and seasonal variations and health risk estimation. *Atmospheric Pollution Research*. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.05.001>

Bretón, J. G. C., Bretón, R. M. C., Ucan, F. V., Baeza, C. B., Fuentes, M. d. I. L. E., Lara, E. R., Marrón, M. R., Pacheco, J. A. M., Guzmán, A. R., & Chi, M. P. U. (2017). Characterization and Sources of Aromatic Hydrocarbons (BTEX) in the Atmosphere of Two Urban Sites Located in Yucatan Peninsula in Mexico. *Atmosphere*, 8(6), 107. <https://doi.org/10.3390/atmos8060107>

Breton, R. M. C., Breton, J. G. C., de la Luz Espinosa Fuentes, M., Guzman, A. A. E., Martinez, R. G., Ucan, C. A. A., Romero, C. M., del Carmen Lara Severino, R., Lozada, S. E. C., Chi, M. P. U., & Martinez Morales, S. (2025). Health Risk Assessment by Exposure to BTEX Ambient Levels in the Metropolitan Area of Monterrey During Two Climatic Seasons. *Atmosphere*, 16(2), 183. <https://doi.org/10.3390/atmos16020183>

Brink, M., Schäffer, B., Pieren, R., & Wunderli, J. M. (2018). Conversion between noise exposure indicators Leq24h, LDay, LEvening, LNight, Ldn and Lden: Principles and practical guidance. *International journal of hygiene and environmental health*, 221(1), 54–63. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.10.003>

Brito, J., Bernardo, A., & Gonçalves, L. L. (2022). Atmospheric pollution and mortality in Portugal: Quantitative assessment of the environmental burden of disease using the AirQ+ model. *The Science of the total environment*, 815, 152964. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152964>

Brown, J. S., Gordon, T., Price, O., & Asgharian, B. (2013). Thoracic and respirable particle definitions for human health risk assessment. *Particle and fibre toxicology*, 10, 12. <https://doi.org/10.1186/1743-8977-10-12>

Bueno, M., Luong, J., Viñuela, U., Terán, F., & Paje, S. E. (2011). Pavement temperature influence on close proximity tire/road noise. *Applied Acoustics*, 72(11), 829–835. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2011.05.005>

Burnett, R. T., Pope, C. A., 3rd, Ezzati, M., Olives, C., Lim, S. S., Mehta, S., Shin, H. H., Singh, G., Hubbell, B., Brauer, M., Anderson, H. R., Smith, K. R., Balmes, J. R., Bruce, N. G., Kan, H., Laden, F., Prüss-Ustün, A., Turner, M. C., Gapstur, S. M., Diver, W. R., Cohen, A. (2014). An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. *Environmental health perspectives*, 122(4), 397–403. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307049>

Cai, J., Kwan, M. P., Kan, Z., & Huang, J. (2023). Perceiving noise in daily life: How real-time sound characteristics affect personal momentary noise annoyance in various activity microenvironments and times of day. *Health & place*, 83, 103053. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2023.103053>

Can, A. (2015). Noise Pollution Indicators. In: Armon, R., Hänninen, O. (eds) Environmental Indicators. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9499-2_30

Carslaw, D. C., & Ropkins, K. (2012). Openair—an R package for air quality data analysis. *Environmental Modelling & Software*, 27, 52-61. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.008>

Cartalis, C. and Varotsos, C. (1994) Surface Ozone in Athens, Greece, at the Beginning and at the End of the 20th Century. *Atmospheric Environment*, 28, 3-8. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)90018-3](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)90018-3)

Cerón Bretón, J. G., Cerón Bretón, R. M., Martínez Morales, S., Kahl, J. D. W., Guarnaccia, C., Lara Severino, R. d. C., Rangel Marrón, M., Ramírez Lara, E., Espinosa Fuentes, M. d. I. L., Uc Chi, M. P., & Sánchez, G. L. (2020). Health Risk Assessment of the Levels of BTEX in Ambient Air of One Urban Site Located in Leon, Guanajuato, Mexico during Two Climatic Seasons. *Atmosphere*, 11(2), 165. <https://doi.org/10.3390/atmos11020165>

Chaloulakou, A., Kassomenos, P., Spyrellis, N., Demokritou, P., & Koutrakis, P. (2003). Measurements of PM10 and PM2.5 particle concentrations in Athens, Greece. *Atmospheric Environment*, 37(5), 649–660. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00898-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00898-1)

Chalvatzaki, E., Chatoutsidou, S. E., Almeida, S. M., Morawska, L., & Lazaridis, M. (2023). The Representativeness of Outdoor Particulate Matter Concentrations for Estimating Personal Dose and Health Risk Assessment of School Children in Lisbon. *International journal of environmental research and public health*, 20(8), 5564. <https://doi.org/10.3390/ijerph20085564>

Chalvatzaki, E., Chatoutsidou, S.E., Lehtomäki, H., Almeida, S.M., Eleftheriadis, K., Hänninen, O., Lazaridis, M. (2019). Characterization of Human Health Risks from Particulate Air Pollution in Selected European Cities. *Atmosphere* 2019, 10, 96. <https://doi.org/10.3390/atmos10020096>

Cheristanidis, S., Batsos, I., & Chaloulakou, A. (2014). Measuring of particulate matter levels in the greater area of Athens at two different monitoring sites. *Global NEST Journal*, 16(5), 883-892. https://journal.gnest.org/sites/default/files/Submissions/gnest_01524/gnest_01524_published.pdf

Chong, W., Lyu, W., Zhang, J., Liang, J., Yang, X., & Zhang, G. (2022). Effects of Air Pollution on Sunshine Duration Trends in Typical Chinese Cities. *Atmosphere*, 13(6), 950. <https://doi.org/10.3390/atmos13060950>

Cipoli, Y.A., Furst, L., Feliciano, M., Alves C. (2023). Respiratory deposition dose of PM2.5 and PM10 during night and day periods at an urban environment. *Air Quality, Atmosphere & Health* 16, 2269–2283 (2023). <https://doi.org/10.1007/s11869-023-01405-1>

Clappier, A., Martilli, A., Grossi, P., Thunis, P., Pasi, F., Krueger, B. C., Calpini, B., Graziani, G., & van den Bergh, H. (2000). Effect of Sea Breeze on Air Pollution in the Greater Athens Area. Part I: Numerical

Simulations and Field Observations, *Journal of Applied Meteorology*, 39(4), 546-562. doi: [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2000\)039<0546:EOSBOA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2000)039<0546:EOSBOA>2.0.CO;2)

Coates, J., Mar, K. A., Ojha, N., and Butler, T. M. (2016). The influence of temperature on ozone production under varying NO_x conditions – a modelling study, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16, 11601–11615, <https://doi.org/10.5194/acp-16-11601-2016>

COMEAP (2015). Statement on the Evidence for the Effects of Nitrogen Dioxide on Health. Guidance from the Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (COMEAP) on the Evidence for the Effects of NO₂ on Health. <https://www.gov.uk/government/publications/nitrogen-dioxide-health-effects-of-exposure>

Dandou, A., Tombrou, M. & Soulakellis, N. (2009). The Influence of the City of Athens on the Evolution of the Sea-Breeze Front. *Boundary-Layer Meteorology* 131, 35–51 (2009). <https://doi.org/10.1007/s10546-008-9306-x>

Danesh Yazdi, M., Wang, Y., Di, Q., Wei, Y., Requia, W. J., Shi, L., Sabath, M. B., Dominici, F., Coull, B. A., Evans, J. S., Koutrakis, P., & Schwartz, J. D. (2021). Long-Term Association of Air Pollution and Hospital Admissions Among Medicare Participants Using a Doubly Robust Additive Model. *Circulation*, 143(16), 1584–1596. <https://doi.org/10.1161/CIRCULATIONAHA.120.050252>

Daniel, J. S., Portmann, R. W., Solomon, S., & Murphy, D. M. (2012). Identifying weekly cycles in meteorological variables: The importance of an appropriate statistical analysis. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 117(D13), D13203. <https://doi.org/10.1029/2012JD017574>

Dawson, J. P., Bloomer, B. J., Winner, D. A., & Weaver, C. P. (2014). Understanding the Meteorological Drivers of U.S. Particulate Matter Concentrations in a Changing Climate. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 95(4), 521-532. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-12-00181.1>

De Donno, A., De Giorgi, M., Bagordo, F., Grassi, T., Idolo, A., Serio, F., Ceretti, E., Feretti, D., Villarini, M., Moretti, M., Carducci, A., Verani, M., Bonetta, S., Pignata, C., Bonizzoni, S., Bonetti, A., Gelatti, U., & MAPEC_LIFE Study Group (2018). Health Risk Associated with Exposure to PM₁₀ and Benzene in Three Italian Towns. *International journal of environmental research and public health*, 15(8), 1672. <https://doi.org/10.3390/ijerph15081672>

De Marco, A., Amoatey, P., Khaniabadi, Y. O., Sicard, P., & Hopke, P. K. (2018). Mortality and morbidity for cardiopulmonary diseases attributed to PM_{2.5} exposure in the metropolis of Rome, Italy. *European journal of internal medicine*, 57, 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.ejim.2018.07.027>

Debnath, A., Singh, P. K., & Banerjee, S. (2022). Vehicular traffic noise modelling of urban area—A contouring and artificial neural network based approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 39948–39972. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17577-1>

Dehghani, M., Fazlzadeh, M., Sorooshian, A., Tabatabaee, H. R., Miri, M., Baghani, A. N., Delikhoon, M., Mahvi, A. H., & Rashidi, M. (2018). Characteristics and health effects of BTEX in a hot spot for urban pollution. *Ecotoxicology and environmental safety*, 155, 133–143. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.02.065>

Delany, M. E., Harland, D. G., Hood, R. A., & Scholes, W. E. (1976). The prediction of noise levels L10 due to road traffic. *Journal of Sound and Vibration*, 48(3), 305–325. [https://doi.org/10.1016/0022-460X\(76\)90057-2](https://doi.org/10.1016/0022-460X(76)90057-2)

Demirtaş, M. (2018). The high-impact 2007 hot summer over Turkey: Atmospheric-blocking and heat-wave episodes. *Meteorological Applications*, 25(3), 406–413. <https://doi.org/10.1002/met.1708>

Demirtaş, M. (2023). The anomalously hot summer of 2021 over the Euro-Mediterranean region: Underlying atmospheric drivers and heatwaves. *Theoretical and Applied Climatology*, 152(3–4), 861–870. <https://doi.org/10.1007/s00704-023-04437-w>

Deng, X., Chen, J., Dai, R., Zhai, Z., He, D., Zhao, L., Jin, X., & Zhang, J. (2023). The effects of planetary boundary layer features on air pollution based on ERA5 data in East China. *Atmosphere*, 14(8), 1273. <https://doi.org/10.3390/atmos14081273>

Dimitriou, K., & Kassomenos, P. (2018). The influence of specific atmospheric circulation types on PM10-bound benzo(a)pyrene inhalation related lung cancer risk in Barcelona, Spain. *Environment international*, 112, 107–114. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.12.022>

Dimitriou, K., & Kassomenos, P. (2019a). Estimation of North African dust contribution on PM10 episodes at four continental Greek cities. *Ecological Indicators*, 106, 105530. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105530>

Dimitriou, K., & Kassomenos, P. (2019b). Allocation of excessive cancer risk induced by benzene inhalation in 11 cities of Europe in atmospheric circulation regimes. *Atmospheric Environment*, 201, 158–165. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.12.047>

Dimitriou, K., & Mihalopoulos, N. (2024). Air Quality Assessment in Six Major Greek Cities with an Emphasis on the Athens Metropolitan Region. *Atmosphere*, 15(9), 1074. <https://doi.org/10.3390/atmos15091074>

Dimitriou, K., Liakakou, E., Lianou, M., Psiloglou, B., Kassomenos, P., Mihalopoulos, N., & Gerasopoulos, E. (2020). Implementation of an aggregate index to elucidate the influence of atmospheric synoptic conditions on air quality in Athens, Greece. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 13, 447–458. <https://doi.org/10.1007/s11869-020-00810-0>

Dimitriou, K., Stavroulas, I., Grivas, G., Chatzidiakos, C., Kosmopoulos, G., Kazantzidis, A., Kourtidis, K., Karagioras, A., Hatzianastassiou, N., Pandis, S.N. and Mihalopoulos, N. (2023). Intra-and inter-city variability of PM_{2.5} concentrations in Greece as determined with a low-cost sensor network. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119713>

Dimitroulopoulou, C., Plemmenos, V., Kyrios, T., & Ziomas, I. C. (2011). Air pollution exposure indicator for Greece. *Atmospheric environment*, 45(12), 2138-2144. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.01.042>

Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe

Dockery, D. W., Pope, C. A., 3rd, Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., Ferris, B. G., Jr, & Speizer, F. E. (1993). An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *The New England journal of medicine*, 329(24), 1753–1759. <https://doi.org/10.1056/NEJM199312093292401>

Du, H., Yan, M., Liu, X., Zhong, Y., Ban, J., Lu, K., & Li, T. (2024). Exposure to Concurrent Heatwaves and Ozone Pollution and Associations with Mortality Risk: A Nationwide Study in China. *Environmental health perspectives*, 132(4), 47012. <https://doi.org/10.1289/EHP13790>

Duan, S., Zhao, C., Chen, Y., & Liu, Q. (2021, July 17–19). The effects of meteorological factors on ozone during summer in Shanghai, China. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 865(1), 012022. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/865/1/012022>

Economopoulos A. P. (1987). Development of the five-year air pollution abatement plan for the greater Athens area. *JAPCA*, 37(8), 889–897. <https://doi.org/10.1080/08940630.1987.10466281>

EEA (2025). Environmental noise in Europe 2025. EEA report 05/2025 <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/environmental-noise-in-europe-2025>

Emekwuru, N., & Ejohwomu, O. (2023). Temperature, Humidity and Air Pollution Relationships during a Period of Rainy and Dry Seasons in Lagos, West Africa. *Climate*, 11(5), 113. <https://doi.org/10.3390/cli11050113>

Evangelopoulos, V., Begou, P., Kassomenos, P., & Zoras, S. (2022a). Investigation of the particulate air pollution and the ratio of PM_{2.5} to PM₁₀ concentrations in the atmosphere over the lignite mining and lignite-fired power plants region of Western Macedonia, Greece. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1123, 012077. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1123/1/012077>

Evangelopoulos, V., Begou, P., Zoras, S. (2022b). In-Depth Study of PM_{2.5} and PM₁₀ Concentrations over a 12-Year Period and their Elemental Composition in the Lignite Center of Western Macedonia, Greece. *Atmosphere* 2022, 13, 1900. <https://doi.org/10.3390/atmos13111900>

Fallah-Shorshani, M., Yin, X., McConnell, R., Fruin, S., & Franklin, M. (2022). Estimating traffic noise over a large urban area: An evaluation of methods. *Environment international*, 170, 107583. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107583>

Fiore, A. M., Naik, V., & Leibensperger, E. M. (2015). Air quality and climate connections. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 65(6), 645–685. <https://doi.org/10.1080/10962247.2015.1040526>

Founda, D. and Santamouris, M. (2012). Synergies between Urban Heat Island and Heat Waves in Athens (Greece), during an extremely hot summer (2012). *Sci Rep* 7, 10973 (2017). <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11407-6>

Founda, D., & Giannakopoulos, C. (2009). The exceptionally hot summer of 2007 in Athens, Greece—a typical summer in the future climate?. *Global and planetary change*, 67(3-4), 227-236. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2009.03.013>

Founda, D., Giannakopoulos, C., Pierros, F., Kalimeris, A. and Petrakis, M. (2013), Observed and projected precipitation variability in Athens over a 2.5 century period. *Atmospheric Science Letters*, 14: 72-78. <https://doi.org/10.1002/asl2.419>

Founda, D., Katavoutas, G., Pierros, F., & Mihalopoulos, N. (2022a). Centennial changes in heat waves characteristics in Athens (Greece) from multiple definitions based on climatic and bioclimatic indices. *Global and Planetary Change*, 212, 103807. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2022.103807>

Founda, D., Santamouris, M. (2017). Synergies between Urban Heat Island and Heat Waves in Athens (Greece), during an extremely hot summer (2012). *Sci Rep* 7, 10973 (2017). <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11407-6>

Founda, D.; Katavoutas, G., Pierros, F., Mihalopoulos, N. (2022b). The Extreme Heat Wave of Summer 2021 in Athens (Greece): Cumulative Heat and Exposure to Heat Stress. *Sustainability* 2022, 14, 7766. <https://doi.org/10.3390/su14137766>

Galanaki, E., Giannaros, C., Kotroni, V., Lagouvardos, K., Papavasileiou, G. (2023). Spatio-Temporal Analysis of Heatwaves Characteristics in Greece from 1950 to 2020. *Climate* 2023, 11, 5. <https://doi.org/10.3390/cli11010005>

Gao, X., Wang, X., & Shi, H. (2019). Multifractal cascade analysis on the nature of air pollutants concentration time series over China. *Aerosol and Air Quality Research*, 19(10), 2100–2114. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2018.10.0364>

Gao, Y., Zhang, J., Yan, F., Leung, L. R., Luo, K., Zhang, Y., & Bell, M. L. (2020). Nonlinear effect of compound extreme weather events on ozone formation over the United States. *Weather and Climate Extremes*, 28, 100285. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2020.100285>

García, M.Á., Pérez, I.A. & Hernández-Ceballos, M.Á. (2024). Heatwave events and concurrent ozone concentrations between 2006 and 2022 at two sites in southern and northern Spain. *Environ Sci Pollut Res* 31, 60819–60835 (2024). <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35233-2>

García, M.Á., Villanueva, J., Pardo, N., Pérez, I.A. (2021). Sánchez, M.L. Analysis of Ozone Concentrations between 2002–2020 in Urban Air in Northern Spain. *Atmosphere* 2021, 12, 1495. <https://doi.org/10.3390/atmos12111495>

Garrido-Perez, J. M., Ordóñez, C., Barriopedro, D., García-Herrera, R., Schnell, J. L., & Horton, D. E. (2022). A storyline view of the projected role of remote drivers on summer air stagnation in Europe and the United States. *Environmental Research Letters*, 17 (2022) 014026 <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac4290>

Garrido-Perez, J. M., Ordóñez, C., García-Herrera, R., & Barriopedro, D. (2018). Air stagnation in Europe: Spatiotemporal variability and impact on air quality. *The Science of the total environment*, 645, 1238–1252. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.238>

Georgiadou, E., Kourtidis, K., & Ziomas, I. (2004). Exploratory traffic noise measurements at five main streets of Thessaloniki, Greece. *Global NEST Journal*, 6(1), 53–61. <https://doi.org/10.30955/gnj.000243>

Giakoumi, A., Maggos, T., Michopoulos, J., Helmis, C., & Vasilakos, C.h (2009). PM_{2.5} and volatile organic compounds (VOCs) in ambient air: a focus on the effect of meteorology. *Environmental monitoring and assessment*, 152(1-4), 83–95. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0298-2>

Giannakopoulos, C., Kostopoulou, E., Varotsos, K.V., Tziotziou, K., Plitharas, A. (2011). An integrated assessment of climate change impacts for Greece in the near future. *Regional Environmental Change*. 2011, 11, 829–843, <https://doi.org/10.1007/s10113-011-0219-8>

Giannaros, C., Agathangelidis, I., Papavasileiou, G., Galanaki, E., Kotroni, V., Lagouvardos, K., Giannaros, T. M., Cartalis, C., & Matzarakis, A. (2023). The extreme heat wave of July-August 2021 in the Athens urban area (Greece): Atmospheric and human-biometeorological analysis exploiting ultra-high resolution numerical modeling and the local climate zone framework. *The Science of the Total Environment*, 857(Pt 1), 159300. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159300>

Giannaros, C., Dafis, S., Kotroni, V., & Lagouvardos, K. (2024). The extreme heat wave of late July/early August 2021 in Greece under the context of the direct effect of anthropogenic greenhouse gases. *Atmospheric Science Letters*, 25(1), e1191. <https://doi.org/10.1002/asl.1191>

Giannaros, T. M., & Melas, D. (2012). Study of the urban heat island in a coastal Mediterranean city: The case study of Thessaloniki, Greece. *Atmospheric Research*, 118, 103–120. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2012.06.006>

Giannaros, T. M., Papavasileiou, G., Lagouvardos, K., Kotroni, V., Dafis, S., Karagiannidis, A., & Dragozi, E. (2022). Meteorological Analysis of the 2021 Extreme Wildfires in Greece: Lessons Learned and Implications for Early Warning of the Potential for Pyroconvection. *Atmosphere*, 13(3), 475. <https://doi.org/10.3390/atmos13030475>

Goodsite, M.E., Hertel, O. (2012). Urban Air Quality: Sources and Concentrations. In: Meyers, R.A. (eds) *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-0851-3_321

Gowthaman, T., Kumar, S., & Bhattacharyya, B. (2023). Detecting air pollutants trends using Mann-Kendall tests and Sen's slope estimates. *Environment Conservation Journal*, 24(3), 157-166. <https://doi.org/10.36953/ECJ.15062470>

Grange, S. K., Lewis, A., & Carslaw, D. C. (2016). Source apportionment advances using polar plots of bivariate correlation and regression statistics. *Atmospheric Environment*, 145, 128-134. Advance online publication. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.09.016>

Gratsea M., Liakakou E., Mihalopoulos N., Adamopoulos A., Tsilibari E., Gerasopoulos E. (2017). The combined effect of reduced fossil fuel consumption and increasing biomass combustion on Athens' air quality, as inferred from long term CO measurements. *The Science of the total environment*, 592, 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.045>

Griffiths, I. D., & Langdon, F. J. (1968). Subjective response to road traffic noise. *Journal of Sound and Vibration*, 8(1), 16-32. [https://doi.org/10.1016/0022-460X\(68\)90191-0](https://doi.org/10.1016/0022-460X(68)90191-0)

Grivas G., Chaloulakou A., Samara C., Spyrellis N. (2004). Spatial and Temporal Variation of PM10 Mass Concentrations within the Greater Area of Athens, Greece. *Water, Air, & Soil Pollution* 158, 357–371 (2004). <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000044859.84066.09>

Grossi, P., Thunis, P., Martilli, A., & Clappier, A. (2000). Effect of Sea Breeze on Air Pollution in the Greater Athens Area. Part II: Analysis of Different Emission Scenarios, *Journal of Applied Meteorology*, 39(4), 563-575. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2000\)039<0563:EOSBOA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2000)039<0563:EOSBOA>2.0.CO;2)

Güsten, H., Heinrich, G., Cvitaš, T., Klasinc, L., Ruščič, B., Lalas, D. P., Petrakis, M. (1988). Photochemical formation and transport of ozone in Athens, Greece. *Atmospheric Environment* (1967), 22(9), 1855-1861. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(88\)90074-1](https://doi.org/10.1016/0004-6981(88)90074-1)

Hänninen, O., & Knol, A. (2011). European perspectives on environmental burden of disease estimates for nine stressors in six European countries. <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-245-413-3>

Hänninen, O., Knol, A. B., Jantunen, M., Lim, T. A., Conrad, A., Rappolder, M., Carrer, P., Fanetti, A. C., Kim, R., Buekers, J., Torfs, R., Iavarone, I., Classen, T., Hornberg, C., Mekel, O. C., & EBoDE Working Group (2014). Environmental burden of disease in Europe: assessing nine risk factors in six countries. *Environmental health perspectives*, 122(5), 439–446. <https://doi.org/10.1289/ehp.1206154>

Harkey, M., Holloway, T., Oberman, J., & Scotty, E. (2015). An evaluation of CMAQ NO₂ using observed chemistry–meteorology correlations. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 120(22), 11,775–11,797. <https://doi.org/10.1002/2015JD023316>

Hatzianastassiou, N., Katsoulis, B.D. & Antakis, B. Extreme Nitrogen Oxide and Ozone Concentrations in Athens Atmosphere in Relation to Meteorological Conditions. *Environ Monit Assess* 128, 447–464 (2007). <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9338-y>

Hertig, E., Russo, A., Trigo, R.M. (2020). Heat and Ozone Pollution Waves in Central and South Europe - Characteristics, Weather Types, and Association with Mortality. *Atmosphere* 2020, 11, 1271. <https://doi.org/10.3390/atmos11121271>

Hornberg, C., Claßen, T., Steckling, N., Samson, R., McCall, T., Tobollik, M., Mekel, O. C. L., Terschüren, C., Schillmöller, Z., Popp, J., Paetzelt, G., & Schümann, M. (2013). Quantifying the effects of different environmental stressors on the health of the population in Germany, taking into account the population-based exposure approach (Distribution-based analysis of health effects from environmental stressors, VegAS): Summary. On behalf of the Federal Environment Agency (Germany). <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/quantifizierung-der-auswirkungen-verschiedener>

Horton, D. E., Harshvardhan, & Diffenbaugh, N. S. (2012). Response of air stagnation frequency to anthropogenically enhanced radiative forcing. *Environmental research letters: ERL [Web site]*, 7(4), 044034. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044034>

Horton, D. E., Skinner, C. B., Singh, D., & Diffenbaugh, N. S. (2014). Occurrence and persistence of future atmospheric stagnation events. *Nature climate change*, 4, 698–703. <https://doi.org/10.1038/nclimate2272>

Hou, P., & Wu, S. (2016). Long-term Changes in Extreme Air Pollution Meteorology and the Implications for Air Quality. *Scientific reports*, 6, 23792. <https://doi.org/10.1038/srep23792>

Hou, Pei (2018). Long-term Changes in Extreme Air Pollution Meteorology and Implications for Air Quality. Open Access Dissertation, Michigan Technological University, 2018. <https://doi.org/10.37099/mtu.dc.etr/586>

Houssos, E. E., Lolis, C. J., and Bartzokas, A. (2008). Atmospheric circulation patterns associated with extreme precipitation amounts in Greece, *Advances in Geosciences*, 17, 5–11. <https://doi.org/10.5194/adgeo-17-5-2008>

HU, B., LI, Y., YANG, H., WANG H. (2017). Wind speed model based on kernel density estimation and its application in reliability assessment of generating systems. *Journal of Modern Power Systems and Clean Energy*, 5, 220–227 (2017). <https://doi.org/10.1007/s40565-015-0172-5>

Huang, Q., Cai, X., Song, Y., and Zhu, T. (2017). Air stagnation in China (1985–2014): climatological mean features and trends, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17, 7793–7805. <https://doi.org/10.5194/acp-17-7793-2017>

Huang, Q., Cai, X., Wang, J., Song, Y., and Zhu, T. (2018). Climatological study of the Boundary-layer air Stagnation Index for China and its relationship with air pollution, *Atmos. Chem. Phys.*, 18, 7573–7593, <https://doi.org/10.5194/acp-18-7573-2018>

Hunashal, R. B., & Patil, Y. B. (2012). Assessment of noise pollution indices in the city of Kolhapur, India. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 37, 448–457. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.03.310>

Ibili, F., Adanu, E. K., Adams, C. A., Andam-Akorful, S. A., Turay, S. S., & Ajayi, S. A. (2021). Traffic noise models and noise guidelines: A review. *Noise & Vibration Worldwide*, 53(1–2), 65–79. <https://doi.org/10.1177/09574565211052693>

Im, U. and Kanakidou, M. (2012). Impacts of East Mediterranean megacity emissions on air quality, *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 6335–6355, <https://doi.org/10.5194/acp-12-6335-2012>

Ingård, U. (1953). A review of the influence of meteorological conditions on sound propagation. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 25(3), 405–411. <https://doi.org/10.1121/1.1907055>

Islam, R., Sultana, A., Reja, M. S., Seddique, A. A., & Hossain, M. R. (2024). Multidimensional analysis of road traffic noise and probable public health hazards in Barisal city corporation, Bangladesh. *Heliyon*, 10(15), e35161. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e35161>

Jaén, C., Udina, M., & Bech, J. (2021). Analysis of two heat wave driven ozone episodes in Barcelona and surrounding region: Meteorological and photochemical modeling. *Atmospheric Environment*, 246, 118037. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.118037>

Jafari, H. R., & Ebrahimi, S. (2007). A study on risk assessment of benzene as one of the VOCs air pollution. *International Journal of Environmental Research* 1(3): 214-217, Summer 2007 ISSN: 1735-6865. https://ijer.ut.ac.ir/article_128.html

Jenkin, M. E., & Clemitshaw, K. C. (2000). Ozone and other secondary photochemical pollutants: chemical processes governing their formation in the planetary boundary layer. *Atmospheric Environment*, 34(16), 2499–2527. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00478-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00478-1)

Jeong, S., Kang, Y.-H., Kim, E., & Kim, S. (2024). Role of air stagnation in determining daily average PM_{2.5} concentrations in areas with significant impact of long-range transport. *Atmospheric Pollution Research*, 15(7), 102147. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2024.102147>

Kalisa, E., Fadlallah, S., Amani, M., Nahayo, L., & Habiyaremye, G. (2018). Temperature and air pollution relationship during heatwaves in Birmingham, UK. *Sustainable cities and society*, 43, 111-120. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.08.033>

Kambezidis, H., Kassomenos, P., & Kiriaki, E. (1986). Smoke concentration levels in a monitoring network in Athens, Greece. *Atmospheric Environment* (1967), 20(3), 601–604. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(86\)90104-6](https://doi.org/10.1016/0004-6981(86)90104-6)

Kanakidou M., Mihalopoulos N., Kindap T., Im U., Vrekoussis M., Gerasopoulos E., Dermitzaki E., Unal A., Koçak M., Markakis K. Melas D., Kouvarakis G., Youssef A. F., Richter A., Hatzianastassiou N., Hilboll A., Ebojie F., Wittrock F., von Savigny C., Burrows J. P., Ladstaetter-Weissenmayer A., Moubasher H. (2011). Megacities as hot spots of air pollution in the East Mediterranean. *Atmospheric Environment*. Volume 45, Issue 6, February 2011, Pages 1223-1235. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.048>

Karagiannidis, A., Poupkou, A., Giannaros, T., Giannaros, C., Melas, D., & Argiriou, A. (2015). The air quality of a Mediterranean urban environment area and its relation to major meteorological parameters. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226, Article 2239. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2239-8>

Karagiannidis, A., Poupkou, A., Giannaros, T., Melas, D., Amiridis, V., Zerefos, C., & Kassomenos, P. (2015). The air quality of a Mediterranean urban environment area and its relation to major meteorological parameters. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226, 2239. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2239-8>

Karakatsani, A., Samoli, E., Rodopoulou, S., Dimakopoulou, K., Papakosta, D., Spyrtos, D., Grivas, G., Tasi, S., Angelis, N., Thirios, A., Tsiotsios, A., & Katsouyanni, K. (2017). Weekly Personal Ozone Exposure and Respiratory Health in a Panel of Greek Schoolchildren. *Environmental health perspectives*, 125(7), 077016. <https://doi.org/10.1289/EHP635>

Karanasiou, A., Mihalopoulos, N. (2013). Air Quality in Urban Environments in the Eastern Mediterranean. In: Viana, M. (eds) *Urban Air Quality in Europe. The Handbook of Environmental Chemistry*, vol 26. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/698_2012_210

Karanasiou, A., Querol, X., Alastuey, A., Perez, N., Pey, J., Perrino, C., Berti, G., Gandini, M., Poluzzi, V., Ferrari, S., de la Rosa, J., Pascal, M., Samoli, E., Kelessis, A., Sunyer, J., Alessandrini, E., Stafoggia, M., Forastiere, F., & MED-PARTICLES Study Group (2014). Particulate matter and gaseous pollutants in the

Mediterranean Basin: results from the MED-PARTICLES project. *The Science of the total environment*, 488-489, 297–315. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.096>

Kassomenos, P. A., Kelessis, A., Paschalidou, A. K., & Petrakakis, M. (2011). Identification of sources and processes affecting particulate pollution in Thessaloniki, Greece. *Atmospheric Environment*, 45(39), 7293–7300. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.08.034>

Kassomenos, P., Kelessis, A., Petrakakis, M., Zoumakis, N., Christides, T., & Paschalidou, A. (2012). Air quality assessment in a heavily-polluted urban Mediterranean environment through air quality indices. *Ecological Indicators*, 18, 259–268. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.021>

Katavoutas, G. and Founda, D. (2019). Response of Urban Heat Stress to Heat Waves in Athens (1960–2017). *Atmosphere* 2019, 10, 483. <https://doi.org/10.3390/atmos10090483>

Katragkou, E., Kazadzis, S., Amiridis, V., Papaioannou, V., Karathanasis, S., & Melas, D. (2009). PM10 regional transport pathways in Thessaloniki, Greece. *Atmospheric Environment*, 43(5), 1079-1085. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.11.021>

Katsoulis B. D. (1999). The potential for long-range transport of air-pollutants into Greece: a climatological analysis. *The Science of the total environment*, 231(2-3), 101–113. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(99\)00100-x](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(99)00100-x)

Katsoulis, B.D. (1988a). Some meteorological aspects of air pollution in Athens, Greece. *Meteorology and Atmospheric Physics*. 39, 203–212 (1988). <https://doi.org/10.1007/BF01030298>

Katsoulis, B.D. (1988b). Aspects of the occurrence of persistent surface inversions over Athens basin, Greece. *Theor Appl Climatol* 39, 98–107 (1988). <https://doi.org/10.1007/BF00866395>

Kelessis, A. G., Petrakakis, M. I., Vogiatzis, C., Tzoumakas, P., Tsougas, M., & Koutsari, E. (2005). Urban traffic noise monitoring program in the city center of Thessaloniki, Greece. In *Proceedings of the 12th International Congress on Sound and Vibration (ICSV12)*, 11-14 July, Lisbon, Portugal.

Khan, D., & Burdzik, R. (2025). Noise and vibration as environmental impacts of transportation: A comprehensive review. *Transportation Research Interdisciplinary Perspectives*, 34, 101578. <https://doi.org/10.1016/j.trip.2025.101578>

Khomsy, K., Chelhaoui, Y., Alilou, S., Souri, R., Najmi, H., & Souhaili, Z. (2022). Concurrent Heat Waves and Extreme Ozone (O₃) Episodes: Combined Atmospheric Patterns and Impact on Human Health. *International journal of environmental research and public health*, 19(5), 2770. <https://doi.org/10.3390/ijerph19052770>

Khoshakhlagh, A. H., Yazdanirad, S., Moda, H. M., & Gruszecka-Kosowska, A. (2024). The impact of climatic conditions on the carcinogenic and non-carcinogenic risk of BTEX compounds: A systematic review and meta-analysis. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 16, 100470. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100470>

Kilic, A. and Tzannatos, E. (2014). Ship Emissions and Their Externalities at the Container Terminal of Piraeus–Greece. *International Journal of Environmental Research*, 8(4), 1329-1340. https://ijer.ut.ac.ir/article_826.html

Klidonas, Y. (1993) The Quality of the Atmosphere in Athens. *Science of the Total Environment*, 129, 83-94. [http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(93\)90163-Z](http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(93)90163-Z)

Kotroni, V., Bezes, A., Dafis, S., Founda, D., Galanaki, E., Giannaros, C., Giannaros, T., Karagiannidis, A., Koletsis, I., Kyros, G., Lagouvardos, K., Papagiannaki, K., & Papavasileiou, G. (2025). Long-Term Statistical Analysis of Severe Weather and Climate Events in Greece. *Atmosphere*, 16(1), 105. <https://doi.org/10.3390/atmos16010105>

Kotroni, V., Kallos, G., Lagouvardos, K., Varinou, M., & Walko, R. (1999). Numerical Simulations of the Meteorological and Dispersion Conditions during an Air Pollution Episode over Athens, Greece, *Journal of Applied Meteorology*, 38(4), 432-447. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1999\)038<0432:NSOTMA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1999)038<0432:NSOTMA>2.0.CO;2)

Kourtidis, K., Georgoulas, A. K., Rapsomanikis, S., Amiridis, V., Keramitsoglou, I., Hooyberghs, H., Maiheu, B., Melas, D. (2015). A study of the hourly variability of the urban heat island effect in the Greater Athens Area during summer. *Science of the Total Environment*, 517, 162-177. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.062>

Kwon Jamie (2022). Association between Air Stagnation and Melanoma Incidence in Washington and a Perspective on Racial Disparity in Melanoma Care. <https://doh.wa.gov/data-statistical-reports/washington-tracking-network-wtn/youth-science-contest/2022-winners>

Ky, N. M., Hung, N. T. Q., Linh, P. G., Thanh, L. M., & Lap, B. Q. (2021). Investigation and Assessment of Road Traffic Noise: a Case Study in Ho Chi Minh City, Vietnam. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232(7). <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05210-3>

Lagouvardos, K., Dafis, S., Kotroni, V., Kyros, G., Giannaros, C. (2024). Exploring Recent (1991–2020) Trends of Essential Climate Variables in Greece. *Atmosphere* 2024, 15, 1104. <https://doi.org/10.3390/atmos15091104>

Lai L. W. (2016). Public health risks of prolonged fine particle events associated with stagnation and air quality index based on fine particle matter with a diameter <2.5 µm in the Kaoping region of Taiwan. *International journal of biometeorology*, 60(12), 1907–1917. <https://doi.org/10.1007/s00484-016-1177-0>

Lalas, D. P., Asimakopoulos, D. N., Deligiorgi, D. G., & Helmis, C. G. (1983). Sea-breeze circulation and photochemical pollution in Athens, Greece. *Atmospheric Environment* (1967), 17(9), 1621-1632. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(83\)90171-3](https://doi.org/10.1016/0004-6981(83)90171-3)

Lalas, D. P., Veirs, V. R., Karras, G., & Kallos, G. (1982). An analysis of the SO₂ concentration levels in Athens, Greece. *Atmospheric Environment* (1967), 16(3), 531-544. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(82\)90162-7](https://doi.org/10.1016/0004-6981(82)90162-7)

Larissi, I.K., Antoniou, A., Nastos, P.T. & Paliatsos, A.G. (2010). The role of wind in the configuration of the ambient air quality in Athens, Greece. *Fresenius Environmental Bulletin* 19, 1989-1996 (2010).

Larsson, C., & Israelsson, S. (1991). Effects of meteorological conditions and source height on sound propagation near the ground. *Applied Acoustics*, 33(2), 109–121. [https://doi.org/10.1016/0003-682X\(91\)90068-P](https://doi.org/10.1016/0003-682X(91)90068-P)

Lhotka, O., Kyselý, J. (2024). Three-dimensional analysis reveals diverse heat wave types in Europe. *Communications earth & environment* 5, 323 (2024). <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01497-2>

Li, L., Li, H., Zhang, X., Wang, L., Xu, L., Wang, X., Yu, Y., Zhang, Y., & Cao, G. (2014). Pollution characteristics and health risk assessment of benzene homologues in ambient air in the northeastern urban area of Beijing, China. *Journal of environmental sciences (China)*, 26(1), 214–223. [https://doi.org/10.1016/s1001-0742\(13\)60400-3](https://doi.org/10.1016/s1001-0742(13)60400-3)

Li, M., Yu, S., Chen, X., Li, Z., Zhang, Y., Li, L., Liu, W., Li, P., Lichtfouse, E., Rosenfeld, D., & Seinfeld, J. H. (2021). Large scale control of surface ozone by relative humidity observed during warm seasons in China. *Environmental Chemistry Letters*, 19, 3981–3989. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01265-0>

Li, Y., Zhou, L., Liu, H., Liu, S., Feng, M., Song, D., Tan, Q., Jiang, H., Zuoqiu, S., & Yang, F. (2025). Disparities in precipitation effects on PM_{2.5} mass concentrations and chemical compositions: Insights from online monitoring data in Chengdu. *Journal of environmental sciences (China)*, 156, 421–434. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2024.08.015>

Li, Z., Guo, J., Ding, A., Liao, H., Liu, J., Sun, Y., Wang, T., Xue, H., Zhang, H., & Zhu, B. (2017). Aerosol and boundary-layer interactions and impact on air quality. *National Science Review*, 4(6), 810–833. <https://doi.org/10.1093/nsr/nwx117>

Liakakou, E., Panopoulou, A., Grivas, G., Kritikou, T., Panagopoulos, P., Maggos, T., Gerasopoulos, E., Sauvage, S., Mihalopoulos, N. (2022). Variability and sources of NMHCs at a coastal urban location in the Piraeus Port, Greece. *Atmospheric Pollution Research*, 13(5), 101386. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2022.101386>

Liao, D., Wang, L., Wang, Y., Huang, H., Zhuang, Z., Choi, S. D., & Hong, Y. (2024). Effects of heat waves on ozone pollution in a coastal industrial city: Meteorological impacts and photochemical mechanisms. *Atmospheric Pollution Research*, 15(11), 102280. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2024.102280>

Lin, C., Yang, K., Qin, J., & Fu, R. (2013). Observed Coherent Trends of Surface and Upper-Air Wind Speed over China since 1960. *Journal of Climate*, 26(9), 2891-2903. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-12-00093.1>

Ling, S., Yu, F., Sun, D., Sun, G., & Xu, L. (2021). A comprehensive review of tire–pavement noise: Generation mechanism, measurement methods, and quiet asphalt pavement. *Journal of Cleaner Production*, 278, 125056. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125056>

Liu, Z., Shen, L., Yan, C., Du, J., Li, Y., & Zhao, H. (2020). Analysis of the influence of precipitation and wind on PM_{2.5} and PM₁₀ in the atmosphere. *Advances in Meteorology*, 2020, 5039613. <https://doi.org/10.1155/2020/5039613>

Lolis C.J. (2012) High-resolution precipitation over the southern Balkans. *Climate Research* 55:167-179. <https://doi.org/10.3354/cr01132>

Lukić, M. (2019). An analysis of the influence of air temperature and humidity on outdoor thermal comfort in Belgrade (Serbia) using a simple heat index. *Archives for Technical Sciences*, 2(21), 75–84. <https://doi.org/10.7251/afts.2019.1121.075L>

Maddison, J. W., Abalos, M., Barriopedro, D., García-Herrera, R., Garrido-Perez, J. M., and Ordóñez, C. (2021). Linking air stagnation in Europe with the synoptic- to large-scale atmospheric circulation, *Weather and Climate Dynamics*, 2, 675–694, <https://doi.org/10.5194/wcd-2-675-2021>

Maddison, J. W., Abalos, M., Barriopedro, D., García-Herrera, R., Garrido-Perez, J. M., Ordóñez, C., & Simpson, I. R. (2023). Assessing the Projected Changes in European Air Stagnation due to Climate Change. *Journal of Climate*, 36(3), 917-930. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-22-0180.1>

Maggos, T., Bartzis J., Kotzias, D., Vasilakos, C., Agriodimas, C., Michopoulos, J., Helmis, C. (2006). Traffic-Related Air Pollution Measurements in Two Streets with Different Geometry in Athens, Greece. In: *The 13th International Symposium on Environmental Pollution and Its Impact on Life in the Mediterranean Region (MESAEP)*; 8-12 October 2005; Thessaloniki (Greece). *FRESENIUS ENVIRONMENTAL BULLETIN* 15 (8b); 2007.p. 910-915. JRC36608

Maggos, T., Michopoulos, J., Vassilakos, C., & Bartzis, J. G. (2004). Assessment of traffic air pollution using combined traffic, air pollution and meteorological data in the city of Athens. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 74. <https://www.witpress.com/elibrary/wit-transactions-on-ecology-and-the-environment/74/12467>

Marley, H.G., Dirks, K.N. Neverman, A.J., McKendry, I., Salmond, J.A. (2021). The relationship between Brown haze, atmospheric boundary layer structure, and air pollution in an urban area of complex coastal terrain. *Atmospheric Pollution Research*, 2021, 12, 101057. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.101057>

Masih, A., Lall, A. S., Taneja, A., & Singhvi, R. (2018). Exposure levels and health risk assessment of ambient BTX at urban and rural environments of a terai region of northern India. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 242(Pt B), 1678–1683. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.107>

Massagué, J., Torre-Pascual, E., Carnerero, C., Escudero, M., Alastuey, A., Pandolfi, M., Querol, X., and Gangoiti, G. (2024). Extreme ozone episodes in a major Mediterranean urban area, *Atmos. Chem. Phys.*, 24, 4827–4850, <https://doi.org/10.5194/acp-24-4827-2024>

Matthaios, V. N., Triantafyllou, A. G., & Koutrakis, P. (2017). PM10 episodes in Greece: Local sources versus long-range transport-observations and model simulations. *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 67(1), 105–126. <https://doi.org/10.1080/10962247.2016.1231146>

Mavrakis A., Lykoudis S., Christides A., Dasaklis S., Tasopoulos A., Theoharatos G., Kyvelou S., and Verouti E. (2008). Air quality levels in a closed industrialized basin (Thriassion Plain, Greece), *Fresenius Environmental Bulletin Vol 17(4)* p.443-454, 2008.

Mavrakis, A. and Christides, A. (2009). Frequency of occurrence of concentrations of air pollutants and their relationship to the established activities in Thriassion Plain – Greece. Conference: Second International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics (CEMEPE 09) & SECOTOX Conference Volume: 2

Mavrakis, A., Flocas, H. A., Mavromatidis, E., Kallos, G., Theoharatos, G., & Christides, A. (2010). A case of nighttime high ozone concentration over the greater Athens area. *Meteorologische Zeitschrift*, 19(1), 35-45. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2010/0428>

Mavrakis, A., Kapsali, A., Tsiros, I.X., Pantavou K. (2021). Air quality and meteorological patterns of an early spring heatwave event in an industrialized area of Attica, Greece. *Euro-Mediterr J Environ Integr* 6, 25 (2021). <https://doi.org/10.1007/s41207-020-00237-0>

Mavrakou, T., Philippopoulos, K., & Deligiorgi, D. (2012). The impact of sea breeze under different synoptic patterns on air pollution within Athens basin. *The Science of the total environment*, 433, 31–43. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.011>

Mavroidis, I. and Iliá, M. (2012). Trends of NO_x, NO₂ and O₃ concentrations at three different types of air quality monitoring stations in Athens, Greece. *Atmospheric environment* 63 (2012): 135-147. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.09.030>

McGregor, G. R., Markou, M. T., Bartzokas, A., & Katsoulis, B. D. (2002). An evaluation of the nature and timing of summer human thermal discomfort in Athens, Greece. *Climate Research*, 20(1), 83–94. <http://www.jstor.org/stable/24866795>

Melas, D., Kioustiukis, I., Lazaridis, M. (2005). The Impact of Sea Breeze on Air Quality in Athens Area. In: Faragó, I., Georgiev, K., Havasi, Á. (eds) *Advances in Air Pollution Modeling for Environmental Security*. NATO Science Series, vol 54. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/1-4020-3351-6_26

Melas, D., Ziomas, I. C., Klemm, O., Zerefos, C. S. (1998). Anatomy of the sea breeze circulation in Athens area under weak large-scale ambient winds. *Atmos. Environ* 32, pp. 2223–2237 [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00420-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00420-2)

Melas, D., Ziomas, I. C., Zerefos, C. S. (1995). Boundary layer dynamics in an urban coastal environment under sea breeze conditions. *Atmospheric Environment*, 29(24), 3605-3617. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(95\)00140-T](https://doi.org/10.1016/1352-2310(95)00140-T)

Miao, Y., Zhang, G., Li, X., & Xue, C. (2023). Editorial: Physical and chemical processes within the planetary boundary layer and their impacts on air pollution. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1221546. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1221546>

Montenegro, A. L., Rey-Gozaló, G., Arenas, J. P., & Suárez, E. (2024). Streets classification models by urban features for road traffic noise estimation. *The Science of the Total Environment*, 932, 173005. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173005>

Mostafa, A.N.; Alfaro, S.C.; Robaa, S.M.; Zakey, A.S.; Abdel Wahab, M.M. (2024). Heatwaves and Their Impact on Air Quality in Greater Cairo, Egypt. *Atmosphere* 2024, 15, 637. <https://doi.org/10.3390/atmos15060637>

Moussiopoulos N. (1993a). Photochemical Air Pollution In Athens. *Transactions on Ecology and the Environment Vol 1*, 1993. WIT Press, www.witpress.com, ISSN 1743-3541.

Moussiopoulos N. (1993b). Athenian photochemical smog: intercomparison of simulations (APSYS), background and objectives. *Environmental Software*. Volume 8, Issue 1, 1993, Pages 3-8. [https://doi.org/10.1016/0266-9838\(93\)90003-Z](https://doi.org/10.1016/0266-9838(93)90003-Z)

Moussiopoulos, N. A (1986). Simulation of the sea- and land-breezes in Athens *Mathematics and Computers in Simulation* Volume 28, Issue 6, December 1986, Pages 473-478 [https://doi.org/10.1016/0378-4754\(86\)90042-X](https://doi.org/10.1016/0378-4754(86)90042-X)

Moussiopoulos, N. A. (1985). A numerical simulation of the sea-breeze in Athens. *PAGEOPH* 123, 314–327 (1985). <https://doi.org/10.1007/BF00877026>

Moussiopoulos, N., Tsebas, G., Chourdakis, E. (2020). The Impact of Port Operations on Air Quality in Piraeus and the Surrounding Urban Areas. In: Mensink, C., Gong, W., Hakami, A. (eds) Air Pollution Modeling and its Application XXVI. ITM 2018. Springer Proceedings in Complexity. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-22055-6_2

Moustris K. P., Nastos P. T., Larissi I. K., Paliatsos A. G. (2012). Application of Multiple Linear Regression Models and Artificial Neural Networks on the Surface Ozone Forecast in the Greater Athens Area, Greece, *Advances in Meteorology*, vol. 2012, Article ID 894714, 8 pages, 2012. <https://doi.org/10.1155/2012/894714>

Moustris, K. P., Nastos, P. T., Bartzokas, A., Larissi, I. K., Zacharia, P. T., & Paliatsos, A. G. (2015). Energy consumption based on heating/cooling degree days within the urban environment of Athens, Greece. *Theoretical and Applied Climatology*, 122(3–4), 517–529. <https://doi.org/10.1007/s00704-014-1308-7>

Moustris, K. P., Ntourou, K., & Nastos, P. T. (2017). Estimation of Particulate Matter Impact on Human Health within the Urban Environment of Athens City, Greece. *Urban Science*, 1(1), 6. <https://doi.org/10.3390/urbansci1010006>

Moustris, K. P., Proias, G. T., Larissi, I. K., Nastos, P. T., Koukouletsos, K. V., Paliatsos, A. G. (2014). Prognosis of maximum daily surface ozone concentration within the greater Athens urban area, Greece. <https://doi.org/10.30955/gnj.001529>

Moustris, K.P., Petraki, E., Ntourou, K., Priniotakis, G., Nikolopoulos, D. (2020). Spatiotemporal Evaluation of PM10 Concentrations within the Greater Athens Area, Greece. Trends, Variability and Analysis of a 19 Years Data Series. *Environments* 2020, 7, 85. <https://doi.org/10.3390/environments7100085>

Muzet A. (2007). Environmental noise, sleep and health. *Sleep medicine reviews*, 11(2), 135–142. <https://doi.org/10.1016/j.smr.2006.09.001>

Nandan, A., Nayak, S. S., Yadav, B. P., Rana, D., & Mohan, V. (2025). Comparative analysis of different air pollutants on the health of Asian population by application of AIRQ+ tool. *Indoor Air*, 2025, 6737821. <https://doi.org/10.1155/ina/6737821>

Nassiri, P., Karimi, E., Monazzam, M. R., Abbaspour, M., & Taghavi, L. (2016). Analytical comparison of traffic noise indices—A case study in District 14 of Tehran City. *Journal of Low Frequency Noise, Vibration and Active Control*, 35(3), 221–229. <https://doi.org/10.1177/0263092316660917>

Nelson P. M. (1987). *Transportation noise reference book*, (ed.) Butterworth & Co., London.

Norris, G., Larson, T., Koenig, J., Claiborn, C., Sheppard, L., & Finn, D. (2000). Asthma aggravation, combustion, and stagnant air. *Thorax*, 55(6), 466–470. <https://doi.org/10.1136/thorax.55.6.466>

Ntourou, K., Fameli, K.-M., Moustiris, K., Augoustinos, A., & Tsitsis, C. (2023b). The Influence of Ozone Concentrations on Public Health over the Greater Athens Area, Greece. *Environmental Sciences Proceedings*, 26(1), 107. <https://doi.org/10.3390/environsciproc2023026107>

Ntourou, K., Fameli, K.-M., Moustiris, K., Manousakis, N., Tsitsis, C. (2024). Trends of the Global Burden of Disease Linked to Ground-Level Ozone Pollution: A 30-Year Analysis for the Greater Athens Area, Greece. *Atmosphere* 2024, 15, 380. <https://doi.org/10.3390/atmos15030380>

Ntourou, K., Moustiris, K., Spyropoulos, G., Fameli, K.-M., & Manousakis, N. (2023a). Adverse Health Effects (Bronchitis Cases) Due to Particulate Matter Exposure: A Twenty-Year Scenario Analysis for the Greater Athens Area (Greece) Using the AirQ+ Model. *Atmosphere*, 14(2), 389. <https://doi.org/10.3390/atmos14020389>

O'Malley, V., King, E., Kenny, L., & Dilworth, C. (2009). Assessing methodologies for calculating road traffic noise levels in Ireland - Converting CRTN indicators to the EU indicators (Lden, Lnight). *Applied Acoustics*, 70(2), 284-296. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2008.04.003>

Orru, H., Olstrup, H., Kukkonen, J., López-Aparicio, S., Segersson, D., Geels, C., Tamm, T., Riikonen, K., Maragkidou, A., Sigsgaard, T., Brandt, J., Grythe, H., & Forsberg, B. (2022). Health impacts of PM_{2.5} originating from residential wood combustion in four nordic cities. *BMC public health*, 22(1), 1286. <https://doi.org/10.1186/s12889-022-13622-x>

Osswald, T., Gama, C., Fernandes, A. P., Lopes, D., Varela, V., & Miranda, A. I. (2023). Effects of the wildfires in August 2021 on the air quality of Athens through a numerical simulation. *International Journal of Wildland Fire*, 32(11), 1633–1645. <https://doi.org/10.1071/WF22148>

Oyedepo, S. O., Adeyemi, G. A., Fayomi, O. S. I., Fagbemi, O. K., Solomon, R., Adekeye, T., Babalola, O. P., Akinyemi, M. L., Olawole, O. C., Joel, E. S., & Nwanya, S. C. (2019 a). Dataset on noise level measurement in Ota metropolis, Nigeria. *Data in brief*, 22, 762–770. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.12.049>

Oyedepo, S. O., Adeyemi, G. A., Olawole, O. C., Ohijeagbon, O. I., Fagbemi, O. K., Solomon, R., Ongbali, S. O., Babalola, O. P., Dirisu, J. O., Efemwenkikie, U. K., Adekeye, T., & Nwaokocha, C. N. (2019 b). A GIS - based method for assessment and mapping of noise pollution in Ota metropolis, Nigeria. *MethodsX*, 6, 447–457. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2019.02.027>

Pala, K., Aykac, N., & Yasin, Y. (2021). Premature deaths attributable to long-term exposure to PM_{2.5} in Turkey. *Environmental science and pollution research international*, 28(37), 51940–51947. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13923-5>

Paliatsos A. and Amanatidis G. (1994). Smoke concentrations in Athens, Greece: trends and strong episodes, 1984–1991. *Science of The Total Environment*. Volume 144, Issues 1–3, 29 April 1994, Pages 137-144. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90434-0](https://doi.org/10.1016/0048-9697(94)90434-0)

Paliatsos, A.G. and Nastos, P.T. (1999). Relation between air pollution episodes and discomfort index in the greater Athens area, Greece (1999) *Global Nest*, Volume 1, Issue 2, pp. 91-97 <https://doi.org/10.30955/gnj.000119>

Papanastasiou, D. K., Melas, D., & Kambezidis, H. D. (2015). Air quality and thermal comfort levels under extreme hot weather. *Atmospheric Research*, 152, 4-13. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.06.002>

Park, K., Jin, H. G., & Baik, J. J. (2023). Do heat waves worsen air quality? A 21-year observational study in Seoul, South Korea. *Science of The Total Environment*, 884, 163798. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163798>

Paschalidou, A. K., & Kassomenos, P. A. (2004). Comparison of Air Pollutant Concentrations between Weekdays and Weekends in Athens, Greece for Various Meteorological Conditions. *Environmental Technology*, 25(11), 1241–1255. <https://doi.org/10.1080/09593332508618372>

Paschalidou, A. K., Kassomenos, P., & Chonianiaki, F. (2019a). Strategic Noise Maps and Action Plans for the reduction of population exposure in a Mediterranean port city. *The Science of the total environment*, 654, 144–153. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.048>

Paschalidou, A. K., Kassomenos, P., & Karanikola, P. (2015). Disaggregating the contribution of local dispersion and long-range transport to the high PM₁₀ values measured in a Mediterranean urban environment. *Science of The Total Environment*, 527–528, 119–125. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.094>

Paschalidou, A. K., Kassomenos, P., Chonianiaki, F., & Valkouma, T. (2019b). 3-year noise monitoring and strategic noise mapping in an extended motorway. *Environmental science and pollution research international*, 26(15), 15608–15616. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04966-w>

Passchier-Vermeer, W., & Passchier, W. F. (2000). Noise exposure and public health. *Environmental health perspectives*, 108 Suppl 1(Suppl 1), 123–131. <https://doi.org/10.1289/ehp.00108s1123>

Pateraki, S., Asimakopoulos, D. N., Maggos, T., & Vasilakos, C.h (2010). Particulate matter levels in a suburban Mediterranean area: analysis of a 53-month long experimental campaign. *Journal of hazardous materials*, 182(1-3), 801–811. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.108>

Pelekasi, K., & Skourtos, M. S. (1991). Air pollution in Greece: An overview. *Ekistics*, 58(348/349), 135–155. <http://www.jstor.org/stable/43623189>

Pérez, I. A., García, M. Á., Sánchez, M. L., Pardo, N., & Fernández-Duque, B. (2020). Key Points in Air Pollution Meteorology. *International journal of environmental research and public health*, 17(22), 8349. <https://doi.org/10.3390/ijerph17228349>

Perna, M., Padois, T., Trudeau, C., Bild, E., Laplace, J., Dupont, T., & Guastavino, C. (2022). Comparison of Road Noise Policies across Australia, Europe, and North America. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(1), 173. <https://doi.org/10.3390/ijerph19010173>

Petaloti, C., Maggos, T., & Bartzis, J. G. (2006). Airborne particulate matter in Greece-physical and chemical characteristics. *Fresenius Environmental Bulletin*, 15(8), 859-865.

Petrakakis, M. J., Kelessis, A. G., Flocas, H. A., Zoumaki, N. M., Helmis, C. G., & Tsougas, M. A. (2006). Meteorological conditions during air pollution episodes in Thessaloniki, Greece. *Fresenius Environmental Bulletin*, 15, 916–922.

Pissimanis, D. K., Karras, G. S., & Notaridou, V. A. (1991). On the meteorological conditions during some strong smoke episodes in Athens. *Atmospheric Environment. Part B. Urban Atmosphere*, 25(2), 193-202. [https://doi.org/10.1016/0957-1272\(91\)90054-I](https://doi.org/10.1016/0957-1272(91)90054-I)

Poupkou, A., Nastos, P., Melas, D., & Zerefos, C. (2011). Climatology of discomfort index and air quality index in a large urban mediterranean agglomeration. *Water, Air, & Soil Pollution*, 222, 163-183. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0814-9>

Progiou, A. G., and Ziomas, I. C. (2011). Road traffic emissions impact on air quality of the Greater Athens Area based on a 20 year emissions inventory. *The Science of the total environment*, 410-411, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.050>

Progiou, A. G., Bakeas, E., Evangelidou, E., Kontogiorgi, C., Lagkadinou, E., & Sebos, I. (2021). Air pollutant emissions from Piraeus port: External costs and air quality levels. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 91, 102586. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2020.102586>

Progiou, A., Liora, N., Sebos, I., Chatzimichail, C., Melas, D. (2023). Measures and Policies for Reducing PM Exceedances through the Use of Air Quality Modeling: The Case of Thessaloniki, Greece. *Sustainability* 2023, 15, 930. <https://doi.org/10.3390/su15020930>

Ratner, B. (2009). The correlation coefficient: Its values range between +1/–1, or do they? *Journal of Targeting, Measurement and Analysis for Marketing* 17,139–142 (2009). <https://doi.org/10.1057/jt.2009.5>

Ravindra, K., Singh, T., & Mor, S. (2022). Preventable mortality attributable to exposure to air pollution at the rural district of Punjab, India. *Environmental science and pollution research international*, 29(21), 32271–32278. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19668-z>

Riga-Karandinos, A.N., & Saitanis, C.J. (2005). Comparative assessment of ambient air quality in two typical Mediterranean coastal cities in Greece. *Chemosphere*, 59 (8), 1125-36. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.11.059>

Riga-Karandinos, A.N., Saitanis, C.J., & Arapis, G.D. (2006). Study of the weekday-weekend variation of air pollutants in a typical Mediterranean coastal town. *International Journal of Environment and Pollution*, 27, 300-312. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2006.010574>

Robinson, P. J. (2001). On the Definition of a Heat Wave. *Journal of Applied Meteorology*, 40(4), 762-775. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2001\)040<0762:OTDOAH>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2001)040<0762:OTDOAH>2.0.CO;2)

Saffari A., Daher N., Samara C., Voutsas D., Kouras A., Manoli E., Karagkiozidou O., Vlachokostas C., Moussiopoulos N., Shafer M. M., Schauer J. J., Sioutas C. (2013). Increased biomass burning due to the economic crisis in Greece and its adverse impact on wintertime air quality in Thessaloniki. *Environmental science & technology*, 47(23), 13313–13320. <https://doi.org/10.1021/es403847h>

Saitanis, C., Karandinos, M.G., Riga-Karandinos, A.N., Lorenzini, G. and Vlassi, A. (2003) 'Photochemical air pollutant levels and ozone phytotoxicity in the region of Mesogia–Attica, Greece', *Int. J. Environment and Pollution*, Vol. 19, No. 2, pp. 197–208. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2003.003748>

Samek L. (2016). Overall human mortality and morbidity due to exposure to air pollution. *International journal of occupational medicine and environmental health*, 29(3), 417–426. <https://doi.org/10.13075/ijomeh.1896.00560>

Sanchez-Fernandez, M., Morillas, J. M. B., Gonzalez, D. M., & Gozalo, G. R. (2021). Relationship between temperature and road traffic noise under actual conditions of continuous vehicle flow. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 100, 103056. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2021.103056>

Sanda, M., Dunea, D., Iordache, S., Pohoata, A., Glod-Lendvai, A.-M., & Onutu, I. (2023). A Three-Year Analysis of Toxic Benzene Levels and Associated Impact in Ploiești City, Romania. *Toxics*, 11(9), 748. <https://doi.org/10.3390/toxics11090748>

Sandberg, U. and Ejsmont, J.A. (2007). Tire/Road Noise—Generation, Measurement, and Abatement. In *Handbook of Noise and Vibration Control*, M.J. Crocker (Ed.). <https://doi.org/10.1002/9780470209707.ch86>

Sankaran, A., Rajesh, S.M., Bahuleyan, M., Plocoste, T., Santhoshkhan, S., Lekha, A. (2024). Scaling Correlation Analysis of Particulate Matter Concentrations of Three South Indian Cities. *Pollutants 2024*, 4, 498-514. <https://doi.org/10.3390/pollutants4040034>

Santamouris M., Paravantis J. A., Founda D., Kolokotsa D., Michalakakou P., Papadopoulos A. M., Kontoulis N., Tzavali A., Stigka E. K., Ioannidis Z., Mehilli A., Matthiessen A., Servou E. (2013). Financial crisis and energy consumption: A household survey in Greece. *Energy and Buildings*, 65, 477-487. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2013.06.024>

Shukla, J. B., Misra, A. K., Sundar, S., & Naresh, R. (2008). Effect of rain on removal of a gaseous pollutant and two different particulate matters from the atmosphere of a city. *Mathematical and Computer Modelling*, 48(5-6), 832-844. <https://doi.org/10.1016/j.mcm.2007.10.016>

Sicard, P., De Marco, A., Agathokleous, E., Feng, Z., Xu, X., Paoletti, E., Rodriguez, J.J.D. & Calatayud, V. (2020). Amplified ozone pollution in cities during the COVID-19 lockdown. *Science of the Total Environment*, 735, 139542. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139542>

Singh, K. & Tripathi, D. (2021). Particulate Matter and Human Health. *Environmental Health*. IntechOpen; 2021. <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.100550>

Soleimani, M., Akbari, N., Saffari, B., & Haghshenas, H. (2022). Health effect assessment of PM2.5 pollution due to vehicular traffic (Case study: Isfahan). *Journal of Transport & Health*, 24, 101329. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2022.101329>

Soukissian, T., Sotiriou M.-A. (2022). Long-Term Variability of Wind Speed and Direction in the Mediterranean Basin. *Wind* 2022, 2, 513-534. <https://doi.org/10.3390/wind2030028>

Steckling, N., Classen, T., Mekel, O., Schillmöller, Z., Schümann, M., Conrad, A., Terschüren, C., Popp, J., Paetzelt, G., Samson, R., Tobollik, M., McCall, T., Wintermeyer, D., & Hornberg, C. (2013). Quantification of the health impact of environmental stressors in Germany for use in policy making: Results of the VegAS project. *The Lancet*, 381(Supplement 2), S136. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(13\)61390-2](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(13)61390-2)

Stefanon, M., D'Andrea, F., & Drobinski, P. (2012). Heatwave classification over Europe and the Mediterranean region. *Environmental Research Letters*, 7(1), 014023. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/1/014023>

Steiner, A. L., Davis, A. J., Sillman, S., Owen, R. C., Michalak, A. M., & Fiore, A. M. (2010). Observed suppression of ozone formation at extremely high temperatures due to chemical and biophysical feedbacks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(46), 19685-19690. <https://doi.org/10.1073/pnas.1008336107>

Stjern, C. W., Hodnebrog, Ø., Myhre, G., et al. (2023). The turbulent future brings a breath of fresh air. *Nature Communications*, 14, 3735. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-39298-4>

Sultana, A., Paul, A. K., & Nessa, M. U. (2020). The status of noise pollution in the major traffic intersections of Khulna Metropolitan City in Bangladesh and its possible effect on noise-exposed people. *European Journal of Environment and Earth Sciences*, 1(5). <https://doi.org/10.24018/ejgeo.2020.1.5.58>

Swart, R., Fons, J., Geertsema, W., van Hove, B., Gregor, M., Havranek, M., Jacobs, C., Kazmierczak, A., Krellenberg, K., Kuhlicke, C., Peltonen, L. (2012). Urban Vulnerability Indicators. A Joint Report of ETC-CCA and ETC-SIA; Technical Report 01/2012; ETC/CCA: Bologna, Italy, 2012. https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-cca/products/etc-cca-reports/tp_3-2012

Theodosi, C., Grivas, G., Zampas, P., Chaloulakou, A., and Mihalopoulos, N. (2011). Mass and chemical composition of size-segregated aerosols (PM₁, PM_{2.5}, PM₁₀) over Athens, Greece: local versus regional sources, *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 11895–11911, <https://doi.org/10.5194/acp-11-11895-2011>

Theodosi, C., Tsagkaraki, M., Zampas, P., Grivas, G., Liakakou, E., Paraskevopoulou, D., Lianou, M., Gerasopoulos, E., and Mihalopoulos, N. (2018). Multi-year chemical composition of the fine-aerosol fraction in Athens, Greece, with emphasis on the contribution of residential heating in wintertime, *Atmos. Chem. Phys.*, 18, 14371–14391, <https://doi.org/10.5194/acp-18-14371-2018>

Tolika, K. (2019). Assessing Heat Waves over Greece Using the Excess Heat Factor (EHF). *Climate* 2019, 7, 9. <https://doi.org/10.3390/cli7010009>

Toro A, R., Kvakić, M., Klaić, Z. B., Koračin, D., Morales S, R. G. E., & Leiva G, M. A. (2019). Exploring atmospheric stagnation during a severe particulate matter air pollution episode over complex terrain in Santiago, Chile. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)*, 244, 705–714. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.067>

Toumpos, M., Flocas, H.A., Christides, A., Mavrakis, A. (2017). Generating a “Typical Air Pollutant Day” in Thriasio Plain, Greece. In: Karacostas, T., Bais, A., Nastos, P. (eds) *Perspectives on Atmospheric Sciences*. Springer Atmospheric Sciences. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-35095-0_154

Triantafyllou E. and Biskos G. (2012). Overview of the temporal variation of PM₁₀ mass concentrations in the two major cities in Greece: Athens and Thessaloniki. *Global NEST Journal*, Vol 14, No 4, pp 431-441, 2012 <https://doi.org/10.30955/gnj.000845>

Tzannatos, E. (2010). Ship emissions and their externalities for the port of Piraeus–Greece. *Atmospheric Environment*, 44(3), 400-407. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.10.024>

Ulpiani, G., Hart, M. A., Di Virgilio, G., & Maharaj, A. M. (2022). Urban meteorology and air quality in a rapidly growing city: Inter-parameter associations and intra-urban heterogeneity. *Sustainable Cities and Society*, 77, 103553. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103553>

USEPA (2005). Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. EPA/630/P-03/001F, March 2005. <https://www.epa.gov/risk/guidelines-carcinogen-risk-assessment>

USEPA (2009). Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS) Volume 1, Human Health Evaluation Manual (Part F), Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment. EPA/540/R-070/002. Washington, D.C. <https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part-f>

Valaoras G., Huntzicker J. J., White W. H. (1988). On the contribution of motor vehicles to the athenian "Nephos": An application of factor signatures. *Atmospheric Environment* (1967), 22(5), 965-971. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(88\)90274-0](https://doi.org/10.1016/0004-6981(88)90274-0)

Valavanidis A., Vlachogianni Th., Loridas S., Fiotakis C. (2015). Atmospheric Pollution in Urban Areas of Greece and Economic Crisis. Trends in Air Quality and Atmospheric Pollution Data, Research and Adverse Health Effects. Department of Chemistry, University of Athens. 1. 1-27.

van Bree, L., Marra, M., van Scheindelen, H. J., Fischer, P. H., de Loos, S., Buringh, E., & Rombout, P. J. (1995). Dose-effect models for ozone exposure: tool for quantitative risk estimation. *Toxicology letters*, 82-83, 317–321. [https://doi.org/10.1016/0378-4274\(95\)03484-6](https://doi.org/10.1016/0378-4274(95)03484-6)

van der Schriek, T., Varotsos, K.V., Giannakopoulos, C., Founda, D. (2020). Projected Future Temporal Trends of Two Different Urban Heat Islands in Athens (Greece) under Three Climate Change Scenarios: A Statistical Approach. *Atmosphere* 2020, 11, 637. <https://doi.org/10.3390/atmos11060637>

Varlas, G., Stefanidis, K., Papaioannou, G., Panagopoulos, Y., Pytharoulis, I., Katsafados, P., Papadopoulos, A., Dimitriou, E. (2022). Unravelling Precipitation Trends in Greece since 1950s Using ERA5 Climate Reanalysis Data. *Climate* 2022, 10, 12. <https://doi.org/10.3390/cli10020012>

Varotsos, C. A., Efstathiou, M. N., Kondratyev, K. Y. (2003). Long-term variation in surface ozone and its precursors in Athens, Greece: a forecasting tool. *Environmental science and pollution research international*, 10(1), 19–23. <https://doi.org/10.1065/espr2002.11.139>

Varotsos, C., Kondratyev, K. Y., Efstathiou, M. (2001). On the seasonal variation of the surface ozone in Athens, Greece. *Atmospheric Environment*, 35(2), 315-320. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00152-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00152-7)

Varotsos, K.V., Giannakopoulos, C. Tombrou, M. (2019). Ozone-temperature relationship during the 2003 and 2014 heatwaves in Europe. *Reg Environ Change* 19, 1653–1665 (2019). <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01498-4>

Vassilakos, C.h, Saraga, D., Maggos, T., Michopoulos, J., Pateraki, S., & Helmis, C. G. (2005). Temporal variations of PM_{2.5} in the ambient air of a suburban site in Athens, Greece. *The Science of the total environment*, 349(1-3), 223–231. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.012>

Vautard, R., Colette, A., van Meijgaard, E., Meleux, F., Jan van Oldenborgh, G., Otto, F., Tobin, I., & Yiou, P. (2018). Attribution of Wintertime Anticyclonic Stagnation Contributing to Air Pollution in Western Europe. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 99(1), S70-S75. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-17-0113.1>

Verouti, E., Gavathas, D., & Mavraki, A. (2022). PM10 and the Air Quality Stress Index in an industrial city of Eastern Mediterranean. *Geofizika*, 39(1), 1-16. <https://doi.org/10.15233/gfz.2022.39.4>

Viras, L.G. (2002). Comparison of Ozone Levels Between Working Days and Weekends in Athens, Greece. *Environmental Monitoring and Assessment* 80, 301–314 (2002). <https://doi.org/10.1023/A:1021176421483>

Vogiatzis, K., & Rémy, N. (2018). Changing the Urban Sound Environment in Greece: A Guide Based on Selected Case Studies of Strategic Noise Maps (SNM) and Noise Action Plans (NAP) in Medium and Large Urban Areas. *Environments*, 5(6), 64. <https://doi.org/10.3390/environments5060064>

Vogiatzis, K., & Remy, N. (2020). Environmental Noise Mapping as a Smart Urban Tool Development. *IntechOpen*. <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.88449>

Vouitsis, I., Amanatidis, S., Ntziachristos, L., Kelessis, A., Petrakakis, M., Stamos, I., Mitsakis, E., & Samaras, Z. (2015). Daily and seasonal variation of traffic related aerosol pollution in Thessaloniki, Greece, during the financial crisis. *Atmospheric Environment*, 122, 577–587. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.10.008>

Vrekoussis, M., Richter, A., Hilboll, A., Burrows, J. P., Gerasopoulos, E., Lelieveld, J., Barrie, L., Zerefos, C., and Mihalopoulos, N. (2013), Economic crisis detected from space: Air quality observations over Athens/Greece, *Geophys. Res. Lett.*, 40, 458– 463. <https://doi.org/10.1002/grl.50118>

Wang, Julian X. L. and Angell, James K. (1999). Air Stagnation Climatology for the United States (1948-1998). <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/50572>

Wang, R., Bei, N., Hu, B., Wu, J., Liu, S., Li, X., Jiang, Q., Tie, X., & Li, G. (2022). The relationship between the intensified heat waves and deteriorated summertime ozone pollution in the Beijing-Tianjin-Hebei region, China, during 2013-2017. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)*, 314, 120256. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120256>

Wang, Y., Yang, Y., Zhao, N., Liu, C., & Wang, Q. (2012). The magnitude of the effect of air pollution on sunshine hours in China. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 117, D00V14. <https://doi.org/10.1029/2011JD016753>

WHO (2000). World Health Organization (2000). Air quality guidelines for Europe, 2nd ed.. World Health Organization. Regional Office for Europe. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/107335>

WHO (2009). World Health Organization. Regional Office for Europe. Night noise guidelines for Europe. <https://iris.who.int/handle/10665/326486>

WHO (2018). Environmental noise guidelines for the European Region. World Health Organization. Regional Office for Europe. <https://iris.who.int/handle/10665/279952>

WHO (2021). WHO Global Air Quality Guidelines: Particulate Matter PM2.5 and PM10), Ozone, Nitrogen Dioxide, Sulfur Dioxide and Carbon Monoxide. Geneva: World Health Organization, 2021 <https://www.who.int/europe/publications/i/item/9789240034228>

Wilson, D. K., Pettit, C. L., & Ostashev, V. E. (2015). Sound propagation in the atmospheric boundary layer. Acoustical Society of America. <https://acousticstoday.org/sound-propagation-in-the-atmospheric-boundary-layer-d-keith-wilson-chris-l-pettit-and-vladimir-e-ostashev/>

WMO (2015). Heatwaves and Health Guidance on Warning - System Development. WMO - No. 1142 <https://library.wmo.int/records/item/54600-heatwaves-and-health>

Wu, H., Luo, H., Zhu, Y., Cheng, S., Yu, H., & Wang, X. (2025). A reversal of upper-air wind speed in the Northern Hemisphere. *Atmospheric and Oceanic Science Letters*, 100616. <https://doi.org/10.1016/j.aosl.2025.100616>

Xiao, X., Xu, Y., Zhang, X., Wang, F., Lu, X., Cai, Z., Brasseur, G., & Gao, M. (2022). Amplified Upward Trend of the Joint Occurrences of Heat and Ozone Extremes in China over 2013–20. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 103(5), E1330-E1342. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-21-0222.1>

Xie, M., Zhan, C., Zhan, Y., Shi, J., Luo, Y., Zhang, M., Liu, Q., & Shen, F. (2021). Spatiotemporal variability of air stagnation and its relation to summertime ozone in the Yangtze River Delta of China. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 783524. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.783524>

Yang, J., Shi, B., Shi, Y., Marvin, S., Zheng, Y., & Xia, G. (2020). Air pollution dispersal in high density urban areas: Research on the triadic relation of wind, air pollution, and urban form. *Sustainable Cities and Society*, 54, 101941. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101941>

Yang, J., & Shao, M. (2021). Impacts of extreme air pollution meteorology on air quality in China. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 126, e2020JD033210. <https://doi.org/10.1029/2020JD033210>

Yocom, J. E. (1979). Air Pollution Damage To Buildings On The Acropolis. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 29:4, 333-338. <https://doi.org/10.1080/00022470.1979.10470796>

Yoshikado, H. (2023). Correlation between air temperature and surface ozone in their extreme ranges in the greater Tokyo region. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 17, 9 (2023). <https://doi.org/10.1007/s44273-023-00010-z>

Yue, S., Wang, C. (2002). Power of the Mann–Whitney test for detecting a shift in median or mean of hydro-meteorological data. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 16, 307–323 (2002). <https://doi.org/10.1007/s00477-002-0101-9>

Zhang, J. J., Wei, Y., & Fang, Z. (2019). Ozone Pollution: A Major Health Hazard Worldwide. *Frontiers in Immunology*, 10, 2518. <https://doi.org/10.3389/fimmu.2019.02518>

Zhang, J., Gao, Y., Luo, K., Leung, L. R., Zhang, Y., Wang, K., and Fan, J. (2018). Impacts of compound extreme weather events on ozone in the present and future. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18, 9861–9877, <https://doi.org/10.5194/acp-18-9861-2018>

Ziomas, I. C., Suppan, P., Rappengluck, B., Balis, D., Tzoumaka, P., Melas, D., Papayannis, A., Fabian, P., Zerefos, C. S. (1995). A contribution to the study of photochemical smog in the greater Athens area. *Beitrag zur Physik der Atmosphere-Contributions to Atmospheric Physics*, 68(3), 191-204. http://easd.geosc.uh.edu/rappenglueck/pdf/1995_Ziomas_et_al_BeitrPhysAtmos.pdf

Παρασχόπουλος, Π. Α. (2013). Οι εποχικές κυμάνσεις στο βάρος και το φύλο του παιδιού κατά την γέννηση [Μεταπτυχιακή διπλωματική εργασία, Πανεπιστήμιο Πειραιώς]. Ψηφιακή Βιβλιοθήκη Πανεπιστημίου Πειραιώς. <https://dione.lib.unipi.gr/xmlui/handle/unipi/5336>

ΥΠΕΝ (2015). Αξιολόγηση περιβαλλοντικού θορύβου στο πλαίσιο εφαρμογής της Οδηγίας 2002/49/EK για τα Πολεοδομικά Συγκροτήματα Αθήνας - Θεσσαλονίκης & Σερρών – Μελέτη Μ.7: Δήμοι Θεσσαλονίκης & Νεάπολης Θεσσαλονίκης. <https://ypen.gov.gr/perivallon/thoryvos-aktinovolies/chartografisi-thoryvou-poleodomikon-sygkrotimatou/>

Παράρτημα 1

Βιβλιομετρική ανάλυση

Η παρούσα διδακτορική διατριβή εντάσσεται στο επιστημονικό πεδίο της **Μετεωρολογίας**, με έμφαση στην αστική και συνοπτική κλίμακα, και εστιάζει στη διερεύνηση των φυσικών μηχανισμών που διέπουν τη διαμόρφωση σύνθετων περιβαλλοντικών κινδύνων. Στο πλαίσιο της σύγχρονης κλιματικής κρίσης, τα μετεωρολογικά φαινόμενα δεν λειτουργούν απομονωμένα, αλλά αλληλεπιδρούν δυναμικά με την ατμοσφαιρική ρύπανση και το αστικό περιβάλλον, διαμορφώνοντας πολυπαραγοντικά επεισόδια ατμοσφαιρικής επιβάρυνσης.

Για την αποτύπωση της υφιστάμενης γνώσης και τον εντοπισμό των ερευνητικών κενών, εφαρμόστηκε βιβλιομετρική ανάλυση βασισμένη σε δίκτυα συν-εμφάνισης λέξεων-κλειδιών. Η προσέγγιση αυτή επέτρεψε τη χαρτογράφηση της θεματικής δομής της διεθνούς βιβλιογραφίας και την ανάδειξη των κυρίαρχων επιστημονικών τάσεων, καθώς και των μεταξύ τους διασυνδέσεων.

Η ανάλυση οργανώθηκε γύρω από τρεις βασικούς ερευνητικούς άξονες:

- (α) κύματα καύσωνα και τροποσφαιρικό όζον (O_3),
- (β) ατμοσφαιρική στασιμότητα και ποιότητα του ατμοσφαιρικού αέρα,
- (γ) ακουστικό περιβάλλον και μετεωρολογικές συνθήκες σε αστικές περιοχές.

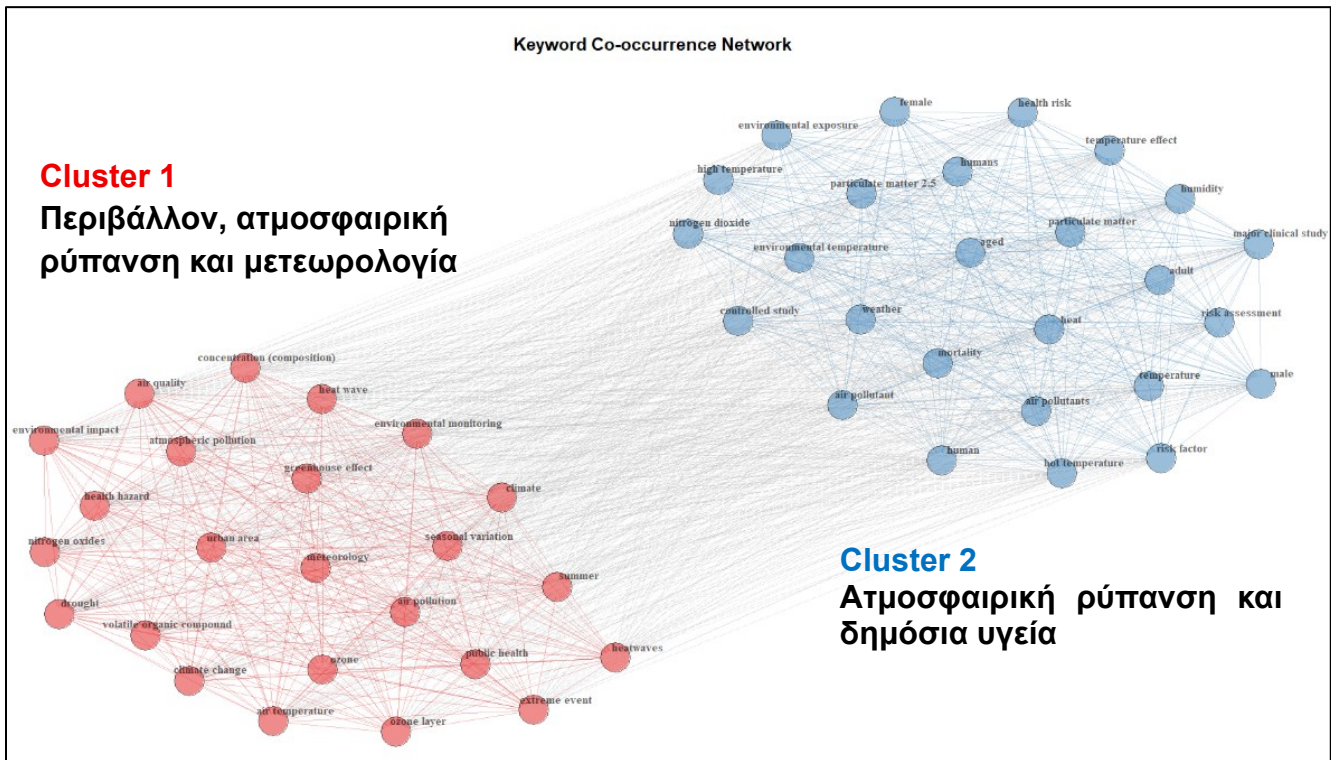
Η βιβλιομετρική διερεύνηση ανέδειξε την απουσία ενοποιημένων μετεωρολογικών προσεγγίσεων που να εξετάζουν τα παραπάνω φαινόμενα ως αλληλεπιδρώντα στοιχεία ενός ενιαίου ατμοσφαιρικού συστήματος. Πρόσφατες βιβλιογραφικές μελέτες (Cao et al., 2024; Jian et al., 2024) καταδεικνύουν ότι η διεθνής έρευνα για την ατμοσφαιρική ρύπανση επικεντρώνεται στις επιπτώσεις στην ανθρώπινη υγεία και στις αναλύσεις που συνδέουν μετεωρολογικές παραμέτρους με την ατμοσφαιρική ρύπανση (Gidarjati et al., 2024). Η μελέτη των Li et al. (2025) προσθέτει μια κρίσιμη γεωγραφική διάσταση, εξετάζοντας τις ιδιαιτερότητες των μεγαλουπόλεων ως “hot spots” ατμοσφαιρικής ρύπανσης. Αντίστοιχα, οι Chen et al. (2024) διερευνούν τον ρόλο των μετεωρολογικών παραμέτρων στην αποτελεσματικότητα των πολιτικών ελέγχου της ατμοσφαιρικής ρύπανσης, ενώ οι Marx et al. (2021) εστιάζουν στη βιβλιογραφία για τους καύσωνες, σε συνάρτηση με το αστικό κλίμα, το φαινόμενο της αστικής θερμικής νησίδας, τις επιπτώσεις στην υγεία και τη μοντελοποίηση μετεωρολογικών/κλιματικών μεταβλητών.

Η βιβλιογραφική ανασκόπηση τεκμηριώνει την αναγνώριση ερευνητικών κενών, τα οποία στηρίζουν τα στοιχεία καινοτομίας και τη συμβολή της παρούσας διατριβής. Η παρούσα διατριβή εισάγει ένα ενοποιημένο μετεωρολογικό πλαίσιο ανάλυσης, στο οποίο η μετεωρολογία και οι ατμοσφαιρικές διεργασίες λειτουργούν ως βασικοί μηχανισμοί που καθορίζουν την παρουσία και την ένταση των σύνθετων ατμοσφαιρικών φαινομένων.

Κύματα καύσωνα και τροποσφαιρικό όζον (O_3)

Η διεθνής ερευνητική δραστηριότητα σχετικά με την έρευνα για το τροποσφαιρικό όζον (O_3) και τα κύματα καύσωνα παρουσιάζει σταθερή και εντεινόμενη αύξηση, γεγονός που υπογραμμίζει τη σημασία των μετεωρολογικών φαινομένων και της ατμοσφαιρικής ρύπανσης ως κρίσιμων περιβαλλοντικών κινδύνων στο πλαίσιο της κλιματικής κρίσης (Marx et al., 2021; Massagué et al., 2024). Η βιβλιομετρική ανάλυση μέσω δικτύων συν-εμφάνισης λέξεων-κλειδιών ανέδειξε δύο διακριτές, αλλά αλληλοσυνδεόμενες θεματικές ενότητες, οι οποίες αποτυπώνουν τη δομή της διεθνούς έρευνας (**Σχήμα 1**). Στο **Σχήμα 1** παρουσιάζεται η ανάλυση “Keyword Co-occurrence Network”, η οποία δημιουργεί χάρτες

ενός ερευνητικού πεδίου. Το δίκτυο συν-εμφάνισης λέξεων-κλειδιών βασίζεται στο σύνολο των σχετικών εργασιών που εντοπίστηκαν στη βάση δεδομένων Scopus, ανεξαρτήτως γεωγραφικής προέλευσης, και αποκαλύπτει την ύπαρξη δύο διακριτών συστάδων.



Σχήμα 1. Δίκτυο συνύπαρξης λέξεων κλειδιών σε άρθρα για το **τροποσφαιρικό O₃** και **κύματα καύσωνα**. Οι κόμβοι αναπαριστούν λέξεις κλειδιά (το μέγεθός τους αντιστοιχεί στη συχνότητά τους), ενώ οι ακμές δηλώνουν κοινή εμφάνιση λέξεων στο ίδιο άρθρο. Τα χρώματα υποδεικνύουν δύο κύριες θεματικές ενότητες: το «κόκκινο cluster» και το «μπλε cluster».

Η **κόκκινη συστάδα (Cluster 1) (Περιβάλλον, ατμοσφαιρική ρύπανση και μετεωρολογία)** περιλαμβάνει λέξεις-κλειδιά όπως: climate change, greenhouse effect, ozone, urban area, heat wave, air pollution, public health, nitrogen oxides που σχετίζονται με:

- κλιματική αλλαγή και μεταβολές της θερμοκρασίας,
- ατμοσφαιρική ρύπανση,
- κύματα καύσωνα (heatwaves),
- ατμοσφαιρικά δεδομένα, monitoring και επιπτώσεις στο περιβάλλον.

Το **Cluster 1** περιλαμβάνει έρευνες για την κλιματική αλλαγή, τις μεταβολές της θερμοκρασίας και τα ατμοσφαιρικά φαινόμενα (π.χ. ακραία θερμικά επεισόδια, κύματα καύσωνα). Η βιβλιογραφία επισημαίνει ότι, λόγω κλιματικής αλλαγής, αυξάνεται η συχνότητα και η ένταση των κυμάτων καύσωνα. Ταυτόχρονα, η ατμοσφαιρική ρύπανση (όπως τα PM_{2.5} και το τροποσφαιρικό O₃) αποτελεί βασικό αντικείμενο μελέτης, τόσο στη διαχρονική παρακολούθηση όσο και στην κλιματική της επίδραση. Η ενισχυμένη εκπομπή πτητικών οργανικών ενώσεων υπό την επίδραση υψηλών θερμοκρασιών οδηγεί σε ακόμη μεγαλύτερη συσσώρευση O₃ και επιταχύνει τη διαδικασία της υπερθέρμανσης. Η παρακολούθηση των κλιματικών

δεικτών (π.χ. μέγιστες θερμοκρασίες, κατηγορίες επικινδυνότητας καύσωνα) και των ατμοσφαιρικών ρύπων (PM_{2.5}, NO_x, O₃) αποτελεί κρίσιμο μέρος του ερευνητικού πεδίου.

Η **μπλε συστάδα (Cluster 2) (Ατμοσφαιρική ρύπανση και δημόσια υγεία)** περιλαμβάνει λέξεις-κλειδιά όπως mortality, humans, health risk, risk factor, temperature effect, clinical study, aged, female, particulate matter που σχετίζονται με:

- επιπτώσεις της ατμοσφαιρικής ρύπανσης και του καύσωνα στην υγεία,
- παράγοντες κινδύνου, ευάλωτες ομάδες (π.χ. ηλικιωμένοι, φύλο),
- συσχετίσεις με PM_{2.5}, θερμοκρασία, σχετική υγρασία και άλλες μετεωρολογικές παραμέτρους.

Το **Cluster 2** επικεντρώνεται στις επιπτώσεις της θερμοκρασίας και των ατμοσφαιρικών ρύπων στην υγεία, με χρήση επιδημιολογικών και στατιστικών προσεγγίσεων. Μελέτες δείχνουν δυσμενείς επιπτώσεις στην δημόσια υγεία όταν συνυπάρχουν επεισόδια καύσωνα και αυξημένη ατμοσφαιρική ρύπανση: οι υψηλές θερμοκρασίες, συχνά σε συνδυασμό με αυξημένα επίπεδα PM_{2.5} ή O₃, επιδεινώνουν προβλήματα υγείας.

Ατμοσφαιρική στασιμότητα και ποιότητα του ατμοσφαιρικού αέρα

Η διεθνής ερευνητική δραστηριότητα για την ατμοσφαιρική στασιμότητα σε συνδυασμό με την ποιότητα του αέρα παρουσιάζει αυξανόμενο ενδιαφέρον, αντανακλώντας την ανάγκη κατανόησης των μετεωρολογικών μηχανισμών που ευνοούν την εμφάνιση και παραμονή των υψηλών συγκεντρώσεων των ατμοσφαιρικών ρύπων, κυρίως σε αστικές και βιομηχανικές περιοχές (Garrido-Perez et al., 2018; Vautard et al., 2018). Η βιβλιομετρική ανάλυση ανέδειξε δύο κύριες θεματικές ενότητες (**Σχήμα 2**), οι οποίες αποτυπώνουν τις κυρίαρχες ερευνητικές κατευθύνσεις.

Η **κόκκινη συστάδα (Cluster 1) (Ατμοσφαιρική ρύπανση & μετεωρολογικές συνθήκες)** περιλαμβάνει λέξεις-κλειδιά που σχετίζονται με:

- Ατμοσφαιρική ρύπανση: air pollution, air quality, aerosol, air pollutants, atmospheric pollution, particulate matter, ozone, sulfur dioxide, nitrogen oxides
- Μελέτες και μέθοδοι παρακολούθησης: environmental monitoring, controlled study, air monitoring
- Μετεωρολογικές μεταβλητές: wind, temperature, humidity, seasonal variation, weather

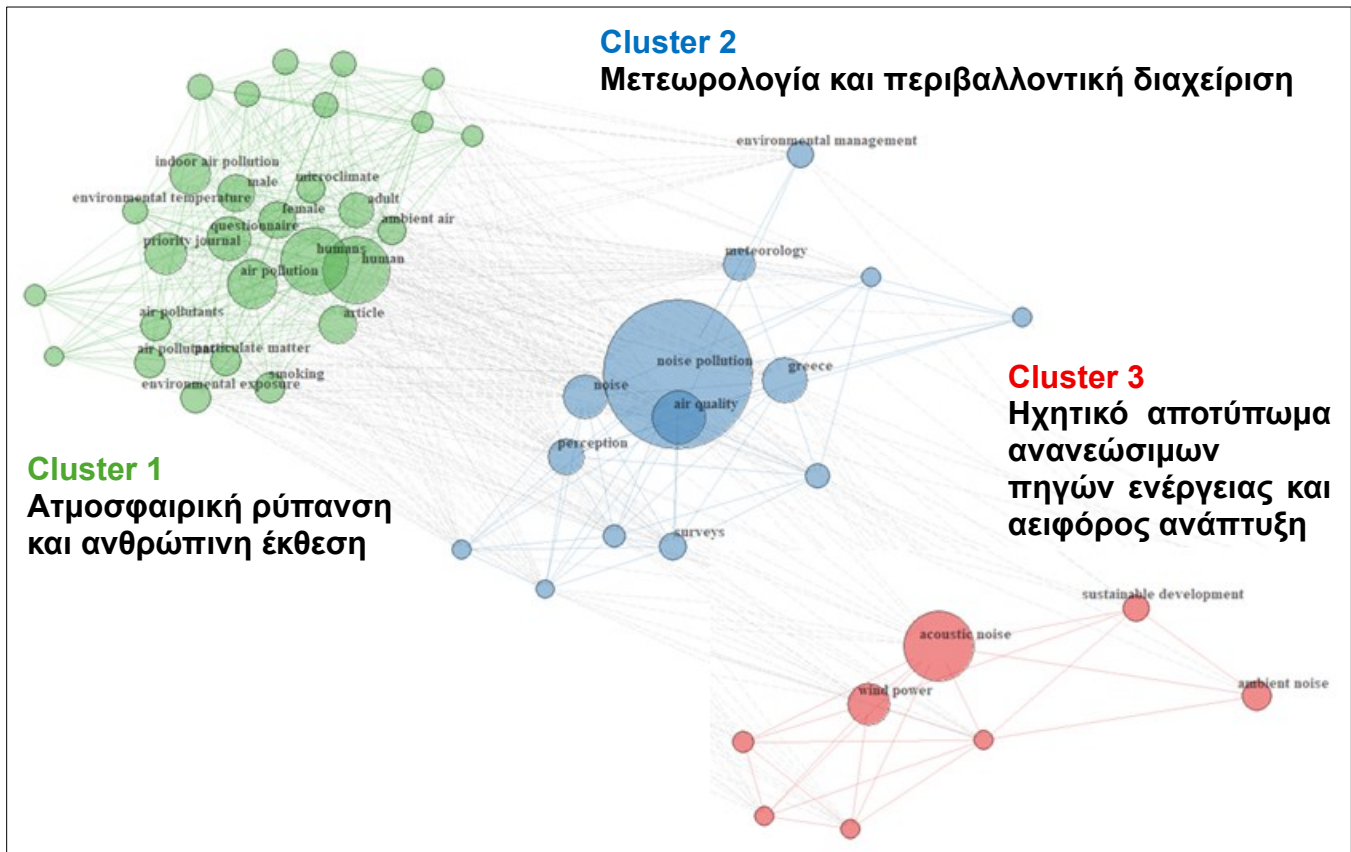
Το **Cluster 1** αποτυπώνει το «βασικό σώμα» της έρευνας που αφορά την παρακολούθηση της ατμοσφαιρικής ρύπανσης, τις αιτίες και τις επιπτώσεις της, με έντονη διασύνδεση με τις μετεωρολογικές/κλιματικές μεταβλητές.

Η **μπλε συστάδα (Cluster 2) (Χημική σύσταση, πηγές εκπομπών και μηχανισμοί μεταφοράς)** περιλαμβάνει λέξεις-κλειδιά που σχετίζονται με:

- Χημική σύνθεση σωματιδίων: chemical composition, sulfate, nitrate, organic carbon, carbon, particles (particulate matter)
- Πηγές ατμοσφαιρικής ρύπανσης: combustion, biomass burning, exhaust gas
- Φυσικές συνθήκες και μηχανισμοί μεταφοράς στην ατμόσφαιρα: atmospheric movements, atmospheric conditions, summer, haze

Το **Cluster 2** δίνει έμφαση στη χημική ανάλυση των ατμοσφαιρικών ρύπων, τις πηγές εκπομπής και τους μηχανισμούς διασποράς, κυρίως σε περιφερειακό ή τοπικό επίπεδο. Οι κόκκινοι κόμβοι είναι περισσότερο κεντρικοί και με μεγαλύτερη συχνότητα εμφάνισης (π.χ. air quality, air pollution, particulate matter), κάτι που τους καθιστά θεματικά κομβικούς. Οι μπλε κόμβοι αντιπροσωπεύουν πιο εξειδικευμένες θεματικές, με έμφαση στη χημική σύσταση των ατμοσφαιρικών ρύπων και στις πηγές εκπομπής. Παράλληλα, οι διασυνδέσεις μεταξύ των clusters υποδηλώνουν την ύπαρξη διεπιστημονικής

δυναμικό στοιχείο σύνθετων περιβαλλοντικών κινδύνων, σε άμεση συνάρτηση με τις μεταβαλλόμενες ατμοσφαιρικές συνθήκες και το αστικό μικροκλίμα.



Σχήμα 3. Δίκτυο συνύπαρξης λέξεων-κλειδιών σε άρθρα για την ηχορύπανση και τη μετεωρολογία. Οι κόμβοι αναπαριστούν λέξεις-κλειδιά (το μέγεθός τους αντιστοιχεί στη συχνότητά τους), ενώ οι ακμές δηλώνουν κοινή εμφάνιση λέξεων στο ίδιο άρθρο. Τα χρώματα υποδεικνύουν τρεις κύριες θεματικές κοινότητες: το «πράσινο cluster» συνδέεται με τη ρύπανση του αέρα και την ανθρώπινη περιβαλλοντική έκθεση, το «μπλε cluster» εστιάζει στη μετεωρολογία, την αντίληψη του θορύβου και την περιβαλλοντική διαχείριση, ενώ το «κόκκινο cluster» αφορά το ηχητικό αποτύπωμα των ΑΠΕ και την αιφόρο ανάπτυξη.

Η πράσινη συστάδα (**Cluster 1 – Ατμοσφαιρική ρύπανση και ανθρώπινη έκθεση**) περιλαμβάνει όρους που σχετίζονται κυρίως με την ατμοσφαιρική ρύπανση, την ανθρώπινη έκθεση και τις επιπτώσεις στο περιβάλλον και την υγεία. Λέξεις-κλειδιά όπως *air pollution*, *particulate matter*, *environmental exposure*, *indoor air pollution*, *microclimate*, *environmental temperature* και *humans* υποδηλώνουν ότι σημαντικό μέρος της βιβλιογραφίας προσεγγίζει τον θόρυβο στο ευρύτερο πλαίσιο της περιβαλλοντικής επιβάρυνσης και της έκθεσης του ανθρώπου σε πολλαπλούς στρεσογόνους παράγοντες. Η παρουσία όρων που σχετίζονται με το μικροκλίμα και τη θερμοκρασία καταδεικνύει τη σύνδεση της ακουστικής όχλησης με τις τοπικές περιβαλλοντικές συνθήκες, χωρίς ωστόσο να αναπτύσσεται πάντα ρητή μετεωρολογική ανάλυση της διάδοσης του ήχου.

Η μπλε συστάδα (**Cluster 2 – Μετεωρολογία και περιβαλλοντική διαχείριση**) συγκεντρώνει όρους όπως *noise pollution*, *noise*, *air quality*, *perception*, *surveys*, *meteorology* και *environmental management*. Το cluster αυτό αποτυπώνει τη διασύνδεση της ηχορύπανσης με τη μετεωρολογία, την

ποιότητα του περιβάλλοντος και την υποκειμενική αντίληψη του θορύβου, κυρίως μέσω ερωτηματολογίων και ερευνών πεδίου. Η συνύπαρξη των όρων *noise pollution* και *air quality* υποδηλώνει ότι ο θόρυβος συχνά εξετάζεται σε συνδυασμό με άλλους δείκτες περιβαλλοντικής ποιότητας, ενισχύοντας την προσέγγιση της πολλαπλής περιβαλλοντικής έκθεσης. Παράλληλα, η αναφορά σε περιβαλλοντική διαχείριση δείχνει ότι το ερευνητικό ενδιαφέρον επεκτείνεται και σε εφαρμογές πολιτικής και σχεδιασμού, αν και συχνά χωρίς συστηματική ενσωμάτωση δυναμικών μετεωρολογικών παραμέτρων.

Η **κόκκινη συστάδα (Cluster 3 – Ηχητικό αποτύπωμα ανανεώσιμων πηγών ενέργειας και αιφόρος ανάπτυξη)** περιλαμβάνει λέξεις-κλειδιά όπως *acoustic noise*, *wind power*, *ambient noise* και *sustainable development*. Το cluster αυτό εστιάζει στο ηχητικό αποτύπωμα των ανανεώσιμων πηγών ενέργειας (ΑΠΕ), και ιδιαίτερα της αιολικής ενέργειας, στο πλαίσιο της αιφόρου ανάπτυξης. Η θεματική αυτή αναδεικνύει έναν πιο εξειδικευμένο και τεχνικό κλάδο της βιβλιογραφίας, όπου ο θόρυβος αντιμετωπίζεται ως παράγοντας περιβαλλοντικής όχλησης που πρέπει να συνηγορείται στον ενεργειακό σχεδιασμό και στη χωροθέτηση έργων ΑΠΕ.

Βιβλιογραφία

Cao, Y., Wu, X., Han, W., & An, J. (2024). Visual analysis of global air pollution impact research: a bibliometric review (1996-2022). *Environmental science and pollution research international*, 31(28), 40383–40418. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-28468-y>

Chen, J., Chen, Q., Hu, L., Yang, T., Yi, C., & Zhou, Y. (2024). Unveiling Trends and Hotspots in Air Pollution Control: A Bibliometric Analysis. *Atmosphere*, 15(6), 630. <https://doi.org/10.3390/atmos15060630>

Garrido-Perez, J. M., Ordóñez, C., García-Herrera, R., & Barriopedro, D. (2018). Air stagnation in Europe: Spatiotemporal variability and impact on air quality. *The Science of the total environment*, 645, 1238–1252. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.238>

Gidarjati, M.; Harfadli, M.M.; Matsumoto, T. Current Update on Air Pollution or Quality and Meteorological Variables: A Review and Bibliometric Analysis. *Energy Environ. Storage* 2024, 4, 71–78, <https://doi.org/10.52924/enrm8997>

Marx, W., Haunschild, R., & Bornmann, L. (2021). Heat waves: a hot topic in climate change research. *Theoretical and Applied Climatology*, 146, 781–800. <https://doi.org/10.1007/s00704-021-03758-y>

Massagué, J., Torre-Pascual, E., Carnerero, C., Escudero, M., Alastuey, A., Pandolfi, M., Querol, X., and Gangoiti, G. (2024). Extreme ozone episodes in a major Mediterranean urban area, *Atmos. Chem. Phys.*, 24, 4827–4850, <https://doi.org/10.5194/acp-24-4827-2024>

Vautard, R., Colette, A., van Meijgaard, E., Meleux, F., Jan van Oldenborgh, G., Otto, F., Tobin, I., & Yiou, P. (2018). Attribution of Wintertime Anticyclonic Stagnation Contributing to Air Pollution in Western Europe. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 99(1), S70-S75. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-17-0113.1>

Παράρτημα 2

Με βάση την έκθεση υγείας της Ελληνικής Στατιστικής Αρχής για το έτος 2016, οι θάνατοι από λευχαιμία στην Ελλάδα ανήλθε σε 1229 θανάτους (Πίνακας 1), ενώ ο εκτιμώμενος πληθυσμός στην Ελλάδα για το έτος 2016 ήταν 10.783.748 κάτοικοι (ΕΛΣΤΑΤ). Όπως προκύπτει ο αριθμός θανάτων από λευχαιμία είναι 11.40 θάνατοι ανά 100.000 κατοίκους (Πίνακας 1). Επίσης, στον Πίνακα 1 παρουσιάζονται ο αριθμός των θανάτων ανά ηλικία για το έτος 2016. Ο Πίνακας 1 δείχνει μια σημαντική διαφορά στα ποσοστά θνησιμότητας όχι μόνο μεταξύ των φύλων αλλά και μεταξύ των ηλικιακών ομάδων. Το ποσοστό θνησιμότητας από λευχαιμία για τις γυναίκες είναι 9.25 θάνατοι ανά 100.000, ενώ για τους άνδρες είναι 13.69 θάνατοι ανά 100.000. Συνολικά, ο κίνδυνος εμφάνισης κακοηθειών είναι υψηλότερος στους άνδρες σε σχέση με τις γυναίκες, για την πλειονότητα των καρκίνων στις περισσότερες ηλικίες. Σύμφωνα με τον Tsirigotis (2009), οι άνδρες είναι πιο επιρρεπείς από τις γυναίκες στην ανάπτυξη λευχαιμίας. Είναι γνωστό ότι το φύλο είναι ένας κρίσιμος παράγοντας στην παθογένεση, τη διάγνωση και την πρόγνωση πολλών ασθενειών (Cook et al., 2011). Επίσης, πρέπει να σημειωθεί ότι ο κίνδυνος για τους περισσότερους τύπους λευχαιμίας αυξάνεται σταδιακά με την ηλικία, ενώ η μέση ηλικία έναρξης είναι τα 65 έτη (Tsirigotis, 2009).

Πίνακας 1. Αριθμός θανάτων και ποσοστά θνησιμότητας από λευχαιμία για το έτος 2016.

| Ηλικιακές ομάδες | Αριθμός θανάτων από λευχαιμία (εκτιμώμενος στο συνολικό πληθυσμό) | Ποσοστά θνησιμότητας από λευχαιμία (θάνατοι ανά 100.000) |
|------------------|---|--|
| Σύνολο | 1229 | 11.40 |
| 0-9 | 8 | 0.76 |
| 10-19 | 11 | 1.03 |
| 20-29 | 7 | 0.52 |
| 30-39 | 22 | 1.35 |
| 40-49 | 36 | 2.28 |
| 50-59 | 77 | 5.53 |
| 60-69 | 160 | 14.11 |
| 70-79 | 328 | 32.24 |
| 80+ | 580 | 99.43 |
| Άνδρες | 715 | 13.69 |
| 0-9 | 5 | 0.93 |
| 10-19 | 7 | 1.27 |
| 20-29 | 7 | 1.00 |
| 30-39 | 11 | 1.33 |
| 40-49 | 22 | 2.82 |
| 50-59 | 42 | 6.20 |
| 60-69 | 107 | 19.69 |
| 70-79 | 193 | 42.30 |
| 80+ | 321 | 138.51 |
| Γυναίκες | 514 | 9.25 |
| 0-9 | 3 | 0.59 |
| 10-19 | 4 | 0.77 |
| 20-29 | 0 | 0.00 |
| 30-39 | 11 | 1.36 |
| 40-49 | 14 | 1.75 |
| 50-59 | 35 | 4.90 |
| 60-69 | 53 | 8.97 |
| 70-79 | 135 | 24.06 |
| 80+ | 259 | 73.67 |

Πίνακας 2. Σύνολο αριθμού θανάτων από λευχαιμία ανά ηλικιακή ομάδα και αριθμός DALYs για το έτος 2016.

| Ηλικιακές ομάδες | Αριθμός θανάτων από λευχαιμία | Αριθμός DALYs λόγω θνησιμότητας από λευχαιμία |
|------------------|-------------------------------|---|
| 0-9 | 8 | 600 |
| 10-19 | 11 | 715 |
| 20-29 | 7 | 385 |
| 30-39 | 22 | 990 |
| 40-49 | 36 | 1,260 |
| 50-59 | 77 | 1,925 |
| 60-69 | 160 | 2,400 |
| 70-79 | 328 | 3,280 |
| 80+ | 580 | 2,900 |
| Σύνολο | 1,229 | 14,455 |