ΑΚΑΔΗΜΙΑ ΑΘΗΝΩΝ

Η ΑΝΘΕΚΤΙΚΟΤΗΤΑ

ΤΩΝ ΕΛΛΗΝΙΚΩΝ ΔΑΣΙΚΩΝ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΩΝ

ΣΤΗΝ ΚΛΙΜΑΤΙΚΗ ΑΛΛΑΓΗ

Μάιος, 2023

ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Η παρούσα Έκθεση έχει εκπονηθεί από την Επιτροπή για την Ανθεκτικότητα των Ελληνικών Δασικών Οικοσυστημάτων στην Κλιματική Αλλαγή (Ε.Α.Δ.Ο.) του Κέντρου Ερεύνης Φυσικής της Ατμοσφαίρας και Κλιματολογίας της Ακαδημίας Αθηνών.

Η εκτενής Έκθεση παρουσιάζει τη σύγχρονη επιστημονική γνώση αλλά και τις επιστημονικές προκλήσεις σχετικά με την ανθεκτικότητα των ελληνικών δασικών οικοσυστημάτων στην κλιματική αλλαγή.

Στο πλαίσιο της Έκθεσης μελετήθηκε η ανθεκτικότητα των δασικών οικοσυστημάτων της Ελλάδας στην ξηρασία, στις υψηλές θερμοκρασίες και στις λοιπές κλιματικές παραμέτρους σύμφωνα με τα κλιματικά δεδομένα στο παρόν και τις πλέον πρόσφατες προσομοιώσεις των μεταβολών τους στο μέλλον. Μελετήθηκε η πιθανή επίδραση της κλιματικής αλλαγής στην καταλληλότητα ενδιαιτήματος των σημαντικότερων δασικών ειδών στην Ελλάδα. Ιδιαίτερη αναφορά έγινε στα πρότυπα βιοποικιλότητας της χώρας και στις περιοχές Natura 2000, στους δασικούς τύπους καθώς και στις οικοσυστημικές υπηρεσίες που τα δάση προσφέρουν. Σκοπός ήταν να υποστηριχτούν οι αρμόδιες Μονάδες Διαχείρισης με επιστημονικά κριτήρια σχετικά με τις απειλές που θα αντιμετωπίσουν οι περιοχές αυτές και οι οικοσυστημικές τους υπηρεσίες, με τελικό στόχο τη διαμόρφωση σχεδίων διαχείρισης που θα είναι προσαρμοσμένα στα νέα κλιματικά δεδομένα.

Στην Έκθεση παρουσιάζονται οι στατιστικά σημαντικές κλιματικές παράμετροι που σχετίζονται με τις δασικές πυρκαγιές. Με χρήση δορυφορικών δεδομένων υψηλής διακριτικής ικανότητας και αλγορίθμους μηχανικής μάθησης, αναλύθηκαν τα συμβάντα δασικών πυρκαγιών στο σύνολο της χώρας κατά τις τελευταίες δεκαετίες, καθώς και οι παράμετροι που σχετίζονται άμεσα με αυτές (χαρακτηριστικά υποβάθρου, μετεωρολογικές συνθήκες, μεταβατικές ζώνες, κτλ.). Με χρήση νευρωνικών δικτύων και ατμοσφαιρικών μοντέλων υψηλής ανάλυσης σε συνδυασμό με μεθόδους τεχνητής νοημοσύνης, που λαμβάνουν υπόψη μεταξύ άλλων την κοινωνικοοικονομική συνιστώσα, την αστικοποίηση, την αλλαγή της αξίας γης, την κινητικότητα, τα κλιματικά - μετεωρολογικά δεδομένα καθώς και τα δορυφορικά δεδομένα, εκτιμήθηκε σε υψηλή χωρική ανάλυση ο κίνδυνος εκδήλωσης πυρκαγιάς για διαφορετικά σενάρια εκπομπών της Διακυβερνητικής Επιτροπής για την Κλιματική Αλλαγή. Ένα άλλο αντικείμενο της Έκθεσης ήταν ο προσδιορισμός της εξάπλωσης των πυρκαγιών στο πλαίσιο της μετεωρολογικής πρόγνωσης, αλλά και των κλιματικών προσομοιώσεων, και η εκτίμηση της επίδρασης των διαφορετικών τύπων βλάστησης στην εξάπλωση της πυρκαγιάς.

Στην Έκθεση παρουσιάζονται σύγχρονα συστήματα πρόγνωσης και παρακολούθησης της διάδοσης πυρκαγιάς και της διασποράς καπνού, βασισμένα σε τεχνολογίες αιχμής, όπως δεδομένα δορυφορικής παρατήρησης της γης και μοντέλα προσομοίωσης. Η Έκθεση περιλαμβάνει επίσης προτάσεις για εναλλακτικές πρακτικές διαχείρισης της βλάστησης

και μείωσης της καύσιμης ύλης με στόχο τον μετριασμό του κινδύνου ανάφλεξης και συνακόλουθα της συμπεριφοράς της φωτιάς υπό τις νέες συνθήκες που δημιουργεί η κλιματική αλλαγή. Τέλος, προτείνονται δράσεις πολιτικής για τη μεταπυρική αντιμετώπιση των φυσικών οικοσυστημάτων της χώρας μας αλλά και για την προσαρμογή υπό το πρίσμα των νέων κλιματικών συνθηκών.

Χρήστος Ζερεφός

Γενικός Γραμματέας της Ακαδημίας Αθηνών

Μαργαρίτα Αριανούτσου

Ομότιμη Καθηγήτρια του Εθνικού και Καποδιστριακού Πανεπιστημίου Αθηνών

ΟΙ ΣΥΝΤΕΛΕΣΤΕΣ ΤΗΣ ΕΚΘΕΣΗΣ

Επιτροπή για την Ανθεκτικότητα των Ελληνικών Δασικών Οικοσυστημάτων στην Κλιματική Αλλαγή (Ε.Α.Δ.Ο.)

Χρήστος Ζερεφός (Συντονιστής), Γενικός Γραμματέας, Ακαδημία Αθηνών. Επόπτης, Κέντρον Ερεύνης Φυσικής της Ατμοσφαίρας και Κλιματολογίας, Ακαδημία Αθηνών. Εθνικός Εκπρόσωπος για την Κλιματική Αλλαγή.

Φίλιππος Αραβανόπουλος, Καθηγητής, Τμήμα Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης. Τακτικό Μέλος της Ελληνικής Γεωργικής Ακαδημίας.

Μαργαρίτα Αριανούτσου, Ομότιμη Καθηγήτρια, Τμήμα Βιολογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών.

Νίκη Ευελπίδου, Καθηγήτρια, Τμήμα Γεωλογίας και Γεωπεριβάλλοντος, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών.

Παύλος Καλαμπόκας, Διευθύνων, Κέντρον Ερεύνης Φυσικής της Ατμοσφαίρας και Κλιματολογίας, Ακαδημία Αθηνών.

Κωνσταντίνος Καλαμποκίδης, Καθηγητής, Τμήμα Γεωγραφίας, Σχολή Κοινωνικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Αιγαίου, Μυτιλήνη.

Ιωάννης Καψωμενάκης, Ερευνητής Γ, Κέντρον Ερεύνης Φυσικής της Ατμοσφαίρας και Κλιματολογίας, Ακαδημία Αθηνών.

Χάρης Κοντοές, Διευθυντής Ερευνών, Επιστημονικός Υπεύθυνος της Επιχειρησιακής Μονάδας "BEYOND Κέντρο Ερευνών Παρατήρησης της Γης και Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης", Ινστιτούτο Αστρονομίας, Αστροφυσικής, Διαστημικών Εφαρμογών και Τηλεπισκόπησης, Εθνικό Αστεροσκοπείο Αθηνών.

Ευθύμιος Λέκκας, Καθηγητής, Τμήμα Γεωλογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών. Πρόεδρος Οργανισμού Αντισεισμικού Σχεδιασμού και Προστασίας.

Γιώργος Μαλλίνης, Αναπληρωτής Καθηγητής, Τμήμα Αγρονόμων και Τοπογράφων Μηχανικών, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης.

Ιωάννης Μητσόπουλος, Γενικός Διευθυντής, Οργανισμός Φυσικού Περιβάλλοντος και Κλιματικής Αλλαγής.

Αναστάσιος Ξεπαπαδέας, Ομότιμος Καθηγητής, Τμήμα Διεθνών και Ευρωπαϊκών Οικονομικών Σπουδών, Οικονομικό Πανεπιστήμιο Αθηνών. Καθηγητής, Department of Economics, University of Bologna.

Παλαιολόγος Παλαιολόγου, Επίκουρος Καθηγητής, Τμήμα Δασολογίας και Διαχείρισης Φυσικού Περιβάλλοντος, Γεωπονικό Πανεπιστήμιο Αθηνών.

Αναστασία Πούπκου, Ερευνήτρια Γ, Κέντρον Ερεύνης Φυσικής της Ατμοσφαίρας και Κλιματολογίας, Ακαδημία Αθηνών.

Σταύρος Σολωμός, Ερευνητής Γ, Κέντρον Ερεύνης Φυσικής της Ατμοσφαίρας και Κλιματολογίας, Ακαδημία Αθηνών.

Κωνσταντίνος Συνολάκης, Ακαδημαϊκός. Πρόεδρος της Ειδικής Επιστημονικής Επιτροπής για την Κλιματική Αλλαγή του Υπουργείο Περιβάλλοντος και Ενέργειας.

Νικόλαος Φύλλας, Επίκουρος Καθηγητής, Τμήμα Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου.

Εξωτερικοί Συνεργάτες

Δημήτριος Αβτζής, Κύριος Ερευνητής, Ινστιτούτο Δασικών Ερευνών, Ελληνικός Γεωργικός Οργανισμός "ΔΗΜΗΤΡΑ".

Αλέξιος Αποστολάκης, Επιστημονικός Συνεργάτης, Επιχειρησιακή Μονάδα “BEYOND Κέντρο Ερευνών Παρατήρησης της Γης και Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης”, Ινστιτούτο Αστρονομίας, Αστροφυσικής, Διαστημικών Εφαρμογών και Τηλεπισκόπησης, Εθνικό Αστεροσκοπείο Αθηνών.

Γεώργιος Γιαννόπουλος, Επιστημονικός Συνεργάτης, Επιχειρησιακή Μονάδα “BEYOND Κέντρο Ερευνών Παρατήρησης της Γης και Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης”, Ινστιτούτο Αστρονομίας, Αστροφυσικής, Διαστημικών Εφαρμογών και Τηλεπισκόπησης, Εθνικό Αστεροσκοπείο Αθηνών.

Στυλιανή Γκίρτσου, Επιστημονική Συνεργάτιδα, Επιχειρησιακή Μονάδα “BEYOND Κέντρο Ερευνών Παρατήρησης της Γης και Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης”, Ινστιτούτο Αστρονομίας, Αστροφυσικής, Διαστημικών Εφαρμογών και Τηλεπισκόπησης, Εθνικό Αστεροσκοπείο Αθηνών.

Ζαχαρούλα Γκόνου, Επίκουρη Καθηγήτρια, Τμήμα Βιολογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών.

Παναγιώτης Δημόπουλος, Καθηγητής, Τμήμα Βιολογίας, Πανεπιστήμιο Πατρών.

Στέφανος Διαμαντής, Διατελέσας Τακτικός Ερευνητής και Διευθυντής, Ινστιτούτο Δασικών Ερευνών Θεσσαλονίκης, Ελληνικός Γεωργικός Οργανισμός "ΔΗΜΗΤΡΑ".

Μελπομένη Ζώκα, Επιστημονική Συνεργάτιδα, Επιχειρησιακή Μονάδα "BEYOND Κέντρο Ερευνών Παρατήρησης της Γης και Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης", Ινστιτούτο Αστρονομίας, Αστροφυσικής, Διαστημικών Εφαρμογών και Τηλεπισκόπησης, Εθνικό Αστεροσκοπείο Αθηνών.

Κωνσταντίνος Θεοδώρου, Επίκουρος Καθηγητής, Τμήμα Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου.

Μάρθα Κοκκαλίδου, Επιστημονική Συνεργάτιδα, Επιχειρησιακή Μονάδα "BEYOND Κέντρο Ερευνών Παρατήρησης της Γης και Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης", Ινστιτούτο Αστρονομίας, Αστροφυσικής, Διαστημικών Εφαρμογών και Τηλεπισκόπησης, Εθνικό Αστεροσκοπείο Αθηνών.

Ιωάννης Κόκκορης, Επιστημονικός Συνεργάτης, Πανεπιστήμιο Πατρών.

Παναγιώτης Μιχόπουλος, Τακτικός Ερευνητής, Ινστιτούτο Μεσογειακών και Δασικών Οικοσυστημάτων, Ελληνικός Γεωργικός Οργανισμός "ΔΗΜΗΤΡΑ".

Ιωάννης Μπαζός, Εργαστηριακό Διδακτικό Προσωπικό, Τμήμα Βιολογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών.

Νικόλαος Μπαρτσώτας, Επιστημονικός Συνεργάτης, Επιχειρησιακή Μονάδα "BEYOND Κέντρο Ερευνών Παρατήρησης της Γης και Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης", Ινστιτούτο Αστρονομίας, Αστροφυσικής, Διαστημικών Εφαρμογών και Τηλεπισκόπησης, Εθνικό Αστεροσκοπείο Αθηνών.

Νικόλαος Νάνος, Αναπληρωτής Καθηγητής, Τμήμα Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης.

Παναγιώτης Παφίλης, Καθηγητής, Τμήμα Βιολογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών.

Ευάγγελος Σπύρου, Επιστημονικός Συνεργάτης, Τμήμα Γεωλογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών.

Νικόλαος Σταθόπουλος, Επιστημονικός Συνεργάτης, Επιχειρησιακή Μονάδα "BEYOND Κέντρο Ερευνών Παρατήρησης της Γης και Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης", Ινστιτούτο Αστρονομίας, Αστροφυσικής, Διαστημικών Εφαρμογών και Τηλεπισκόπησης, Εθνικό Αστεροσκοπείο Αθηνών.

Ιωάννης Τσιριπίδης, Αναπληρωτής Καθηγητής, Τμήμα Βιολογίας, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης.

Μιχαήλ - Χρήστος Τσούτσος, Επιστημονικός Συνεργάτης, Επιχειρησιακή Μονάδα "BEYOND Κέντρο Ερευνών Παρατήρησης της Γης και Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης", Ινστιτούτο Αστρονομίας, Αστροφυσικής, Διαστημικών Εφαρμογών και Τηλεπισκόπησης, Εθνικό Αστεροσκοπείο Αθηνών.

Αναστασία Υφαντίδου, Επιστημονική Συνεργάτιδα, Επιχειρησιακή Μονάδα "BEYOND Κέντρο Ερευνών Παρατήρησης της Γης και Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης", Ινστιτούτο Αστρονομίας, Αστροφυσικής, Διαστημικών Εφαρμογών και Τηλεπισκόπησης, Εθνικό Αστεροσκοπείο Αθηνών.

Αναστασία Χριστοπούλου, Επιστημονική Συνεργάτιδα, Τμήμα Βιολογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών.

Συγγραφείς Κεφαλαίων της Έκθεσης

ΜΕΡΟΣ 1

Κεφάλαιο 1.1: Χρήστος Ζερεφός, Ιωάννης Καψωμενάκης, Αναστασία Πούπκου, Σταύρος Σολωμός

Κεφάλαιο 1.2: Χρήστος Ζερεφός και Ιωάννης Καψωμενάκης

Κεφάλαιο 1.3: Μαργαρίτα Αριανούτσου, Φίλιππος Αραβανόπουλος, Νικόλαος Μ. Φύλλας, Ιωάννης Καψωμενάκης

ΜΕΡΟΣ 2

Κεφάλαιο 2.1: Ιωάννης Τσιριπίδης και Ιωάννης Μπαζός

Κεφάλαιο 2.2: Μαργαρίτα Αριανούτσου, Φίλιππος Αραβανόπουλος, Ζαχαρούλα Γκόνου, Παναγιώτης Δημόπουλος, Ιωάννης Κόκκορης, Γεώργιος Μαλλίνης, Παναγιώτης Παφίλης, Αναστασία Χριστοπούλου

Κεφάλαιο 2.3: Φίλιππος Αραβανόπουλος, Δημήτριος Αβτζής, Μαργαρίτα Αριανούτσου, Στέφανος Διαμαντής, Χρήστος Ζερεφός, Παύλος Καλαμπόκας, Ιωάννης Καψωμενάκης, Αναστασία Πούπκου, Σταύρος Σολωμός

Κεφάλαιο 2.4: Χάρης Κοντοές, Στυλιανή Γκίρτσου, Αναστασία Υφαντίδου, Μιχαήλ - Χρήστος Τσούτσος, Μάρθα Κοκκαλίδου, Αλέξιος Αποστολάκης, Γεώργιος Γιαννόπουλος, Νικόλαος Μπαρτσώτας, Νικόλαος Σταθόπουλος

ΜΕΡΟΣ 3

Κεφάλαιο 3.1: Νικόλαος Μ. Φύλλας, Κωνσταντίνος Θεοδώρου, Γεώργιος Μαλλίνης, Φίλιππος Αραβανόπουλος, Μαργαρίτα Αριανούτσου

Κεφάλαιο 3.2: Φίλιππος Αραβανόπουλος, Ιωάννης Καψωμενάκης, Δημήτριος Αβτζής, Στέφανος Διαμαντής

Κεφάλαιο 3.3: Κωνσταντίνος Καλαμποκίδης, Παλαιολόγος Παλαιολόγου, Χρήστος Ζερεφός, Ιωάννης Καψωμενάκης

Κεφάλαιο 3.4: Κωνσταντίνος Καλαμποκίδης, Παλαιολόγος Παλαιολόγου, Μαργαρίτα Αριανούτσου

Κεφάλαιο 3.5: Μαργαρίτα Αριανούτσου, Αναστασία Χριστοπούλου, Νικόλαος Μ. Φύλλας, Φίλιππος Αραβανόπουλος, Ιωάννης Καψωμενάκης, Παναγιώτης Μιχόπουλος, Νίκη Ευελπίδου, Ευθύμιος Λέκκας, Ευάγγελος Σπύρου, Χρήστος Ζερεφός

ΜΕΡΟΣ 4

Κεφάλαιο 4.1: Αναστάσιος Ξεπαπαδέας

Κεφάλαιο 4.2: Κωνσταντίνος Καλαμποκίδης και Παλαιολόγος Παλαιολόγου

Κεφάλαιο 4.3: Χάρης Κοντοές, Αναστασία Υφαντίδου, Στυλιανή Γκίρτσου, Μελπομένη Ζώκα, Σταύρος Σολωμός, Νικόλαος Σταθόπουλος

Κεφάλαιο 4.4: Νικόλαος Νάνος, Φίλιππος Αραβανόπουλος, Κωνσταντίνος Καλαμποκίδης, Παλαιολόγος Παλαιολόγου

ΕΠΙΛΟΓΟΣ: Όλοι οι συγγραφείς

Επισκόπηση της Έκθεσης

Χρήστος Ζερεφός (Συντονιστής), Γενικός Γραμματέας, Ακαδημία Αθηνών. Επόπτης, Κέντρον Ερεύνης Φυσικής της Ατμοσφαίρας και Κλιματολογίας, Ακαδημία Αθηνών. Εθνικός Εκπρόσωπος για την Κλιματική Αλλαγή.

Φίλιππος Αραβανόπουλος, Καθηγητής, Τμήμα Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης. Τακτικό Μέλος της Ελληνικής Γεωργικής Ακαδημίας. τέως Πρόεδρος του Επιστημονικού Συμβουλίου του ΕΛΓΟ-ΔΗΜΗΤΡΑ.

Μαργαρίτα Αριανούτσου, Ομότιμη Καθηγήτρια, Τμήμα Βιολογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών.

Κωνσταντίνος Καλαμποκίδης, Καθηγητής, Τμήμα Γεωγραφίας, Σχολή Κοινωνικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Αιγαίου, Μυτιλήνη.

Ανδρέας Καραμάνος, Ακαδημαϊκός, Ομότιμος Καθηγητής του Γεωπονικού Πανεπιστημίου Αθηνών

Ιωάννης Καψωμενάκης, Ερευνητής, Κέντρον Ερεύνης Φυσικής της Ατμοσφαίρας και Κλιματολογίας, Ακαδημία Αθηνών.

Χάρης Κοντοές, Διευθυντής Ερευνών, Επιστημονικός Υπεύθυνος της Επιχειρησιακής Μονάδας "BEYOND Κέντρο Ερευνών Παρατήρησης της Γης και Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης", Ινστιτούτο Αστρονομίας, Αστροφυσικής, Διαστημικών Εφαρμογών και Τηλεπισκόπησης, Εθνικό Αστεροσκοπείο Αθηνών.

Νικόλαος Φύλλας, Επίκουρος Καθηγητής, Τμήμα Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου.

Επιστημονική Γραμματεία

Λήδα Δημητριάδου, Επιστημονική Συνεργάτιδα, Κέντρον Ερεύνης Φυσικής της Ατμοσφαίρας και Κλιματολογίας, Ακαδημία Αθηνών

Αναστασία Πούπκου, Ερευνήτρια Γ, Κέντρον Ερεύνης Φυσικής της Ατμοσφαίρας και Κλιματολογίας, Ακαδημία Αθηνών

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Ευχαριστούμε το Μαριολοπούλειο-Καναγκίνειο Ίδρυμα Επιστημών Περιβάλλοντος για την ευγενή υποστήριξη και την έκδοση και επιμέλεια του παρόντος καθώς και το Πράσινο Ταμείο.

Πίνακας περιεχομένων

ΜΕΡΟΣ 1: ΠΑΡΕΛΘΟΝ, ΠΑΡΟΝ ΚΑΙ ΜΕΛΛΟΝ ΤΗΣ ΚΛΙΜΑΤΙΚΗΣ ΑΛΛΑΓΗΣ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ ΚΑΙ Η ΣΧΕΣΗ ΤΗΣ ΜΕ ΤΑ ΔΑΣΙΚΑ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ 15

Κεφάλαιο 1.1: Η Κλιματική Αλλαγή στην Ελλάδα, στο Παρόν και στο Μέλλον 16
1.1.1 Το κλίμα της Ελλάδας 16
1.1.2 Βασικές κλιματικές παράμετροι 19
Βιβλιογραφία 34

Κεφάλαιο 1.2: Περιγραφή των Κλιματικών Μοντέλων για την Εκτίμηση των Επιπτώσεων της Κλιματικής Αλλαγής 36
1.2.1 Παγκόσμια κλιματικά πρότυπα προσομοίωσης 36
1.2.2 Περιοχικά κλιματικά πρότυπα προσομοίωσης 37
1.2.3 Σενάρια εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου που χρησιμοποιούνται στην παρούσα μελέτη 39
1.2.4 Κλιματικές προσομοιώσεις που χρησιμοποιήθηκαν στην παρούσα μελέτη 41
1.2.5 Μέση θερμοκρασία αέρος στα 2 m από την επιφάνεια του εδάφους 43
1.2.6 Βροχόπτωση 44
1.2.7 Ταχύτητα ανέμου 46
1.2.8 Σχετική υγρασία 50
1.2.9 Εισερχόμενη ηλιακή ακτινοβολία 51
1.2.10 Νυχτερινός παγετός και αυξητική περίοδος των φυτών 52
1.2.11 Τροπικές νύχτες 56
1.2.12 Ημέρες καύσωνα 58
1.2.13 Μέγιστος αριθμός συνεχόμενων ξηρών ημερών 60
1.2.14 Δείκτης ξηρότητας 62
1.2.15 Ημέρες με κίνδυνο εκδήλωσης δασικών πυρκαγιών 65
1.2.16 Συμπεράσματα 67
Βιβλιογραφία 69

Κεφάλαιο 1.3: Κλιματική Αλλαγή και Ανθεκτικότητα των Δασικών Οικοσυστημάτων 71
1.3.1 Εισαγωγή 71
1.3.2 Ανθεκτικότητα των δασών 72
1.3.3. Η ανθεκτικότητα των δασικών οικοσυστημάτων στη Μεσογειακή βιοκλιματική ζώνη 75
Βιβλιογραφία 78

ΜΕΡΟΣ 2: ΔΑΣΙΚΑ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ. ΚΛΙΜΑ ΚΑΙ ΔΑΣΙΚΕΣ ΠΥΡΚΑΓΙΕΣ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ 83

Κεφάλαιο 2.1: Χλωρίδα και Βλάστηση των Δασών της Ελλάδας 84
2.1.1 Ορισμός δασικής βλάστησης 84
2.1.2 Η ποικιλότητα της δασικής βλάστησης στην Ελλάδα 86
2.1.3 Βασικοί τύποι βλάστησης της Ελλάδας: Οικολογία, εξάπλωση, αξία και κατάσταση διατήρησης 96
Βιβλιογραφία 147
Γλωσσάρι 158

Κεφάλαιο 2.2: Βιοποικιλότητα και Οικοσυστημικές Υπηρεσίες των Δασών της Ελλάδας 165
2.2.1 Εισαγωγή 165
2.2.2 Η βιοποικιλότητα των δασικών οικοσυστημάτων της Ελλάδας 167
2.2.3 Οικοσυστημικές υπηρεσίες των δασών της Ελλάδας 178
Βιβλιογραφία 190
Γλωσσάρι 198

Κεφάλαιο 2.3: Βιοτικές και Αβιοτικές Απειλές για τα Δάση της Ελλάδας 200
2.3.1 Απειλές από την ατμοσφαιρική ρύπανση 200
2.3.2 Καταιγίδες και ακραία καιρικά φαινόμενα 203
2.3.3 Απειλές από προσβολές εντόμων 206
2.3.4 Απειλές από τις ασθένειες των δασικών δένδρων 209
2.3.5 Ξενικά είδη 212
Βιβλιογραφία 215
Κεφάλαιο 2.4: Διαχρονική Απεικόνιση και Ανάλυση Καμένων Εκτάσεων στην Ελλάδα με Χρήση Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης 225
2.4.1 Επισκόπηση 225
2.4.2 Πλαίσιο ανάλυσης 226
2.4.3 Ιστορικότητα και ακραία γεγονότα 228
2.4.4 Καμένες εκτάσεις και χρήσεις γης 231
2.4.5 Πυρκαγιές και συσχέτισή τους με τις μετεωρολογικές συνθήκες 234
2.4.6 Καμένες εκτάσεις σε ζώνες μίξης δασών - οικισμών (WUI) και δασικές εκτάσεις που παλαιότερα χαρακτηρίζονταν ως αγροτικές 239
2.4.7 Καμένες εκτάσεις ανά Περιφέρεια 242
2.4.8 Ανάλυση πυρκαγιών με την αξιοποίηση μεθόδων Τεχνητής Νοημοσύνης 244
2.4.9 Συμπεράσματα 251
Βιβλιογραφία 253

ΜΕΡΟΣ 3: ΕΚΤΙΜΗΣΗ ΤΩΝ ΜΕΛΛΟΝΤΙΚΩΝ ΕΠΙΠΤΩΣΕΩΝ ΤΗΣ ΚΛΙΜΑΤΙΚΗΣ ΑΛΛΑΓΗΣ ΣΤΗΝ ΑΝΘΕΚΤΙΚΟΤΗΤΑ ΤΩΝ ΔΑΣΩΝ ΤΗΣ ΕΛΛΑΔΑΣ 255

Κεφάλαιο 3.1: Καταλληλότητα Ενδιαιτήματος Δασικών Ειδών και Προβολές υπό Συνθήκες Κλιματικής Αλλαγής 256
3.1.1 Εισαγωγή 256
3.1.2 Μεθοδολογία 264
3.1.3 Αποτελέσματα 270
3.1.4 Συζήτηση 276
3.1.5 Συμπεράσματα 287
Βιβλιογραφία 288
Γλωσσάρι 302
Παράρτημα Ι 303
Κεφάλαιο 3.2: Εκτίμηση των Επιπτώσεων της Κλιματικής Αλλαγής στις Βιοτικές και Αβιοτικές Απειλές για τα Δάση της Ελλάδας 305
3.2.1 Βιοτικές απειλές 305
3.2.2 Αβιοτικές απειλές 309
Βιβλιογραφία 314
Κεφάλαιο 3.3: Εκτίμηση των Επιπτώσεων της Κλιματικής Αλλαγής στον Κίνδυνο Έναρξης και στη Συμπεριφορά των Πυρκαγιών στα Δασικά Οικοσυστήματα της Ελλάδας 318
3.3.1 Εισαγωγή 318
3.3.2 Επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στον κίνδυνο και στην εμφάνιση των πυρκαγιών 319
3.3.3 Κλιματική αλλαγή και διάδοση των δασικών πυρκαγιών 322
3.3.4 Ακραία περιστατικά δασικών πυρκαγιών 324
3.3.5 Συμπεράσματα και διαχειριστικές προεκτάσεις 331
Βιβλιογραφία 334
Κεφάλαιο 3.4: Εκτίμηση των Επιπτώσεων της Κλιματικής Αλλαγής στο Πυρικό Καθεστώς 341
3.4.1 Εισαγωγή 341

3.4.2 Τύποι και χαρακτηριστικά της Μεσογειακής καύσιμης ύλης 343
3.4.3 Πυρικά καθεστώτα της Ελλάδας 350
3.4.4 Κλιματική αλλαγή και διαχείριση πυρκαγιών σε διαφορετικά πυρικά καθεστώτα 352
3.4.5 Επίλογος 356
Βιβλιογραφία 358
Κεφάλαιο 3.5: Αποτίμηση των Επιπτώσεων της Κλιματικής Αλλαγής στο Φυσικό Κεφάλαιο και στις Οικοσυστημικές Υπηρεσίες των Δασών της Ελλάδας 365
3.5.1 Εισαγωγή 365
3.5.2 Επιπτώσεις στις προμηθευτικές υπηρεσίες των δασικών οικοσυστημάτων 366
3.5.3 Επιπτώσεις στις υποστηρικτικές υπηρεσίες των δασικών οικοσυστημάτων 368
3.5.4 Επιπτώσεις στις ρυθμιστικές υπηρεσίες των δασικών οικοσυστημάτων 377
3.5.5 Επιπτώσεις στις πολιτιστικές υπηρεσίες των δασικών οικοσυστημάτων 383
Βιβλιογραφία 386

ΜΕΡΟΣ 4: ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ ΓΙΑ ΤΗΝ ΑΜΒΛΥΝΣΗ ΤΩΝ ΕΠΙΠΤΩΣΕΩΝ ΤΗΣ ΚΛΙΜΑΤΙΚΗΣ ΑΛΛΑΓΗΣ ΣΤΑ ΔΑΣΗ ΤΗΣ ΕΛΛΑΔΑΣ 400

Κεφάλαιο 4.1: Ανάλυση Κόστους-Οφέλους από την Αύξηση της Ανθεκτικότητας των Δασών 401
4.1.1 Ανάλυση κόστους - οφέλους 401
4.1.2 Αποτίμηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών των δασικών οικοσυστημάτων 410
4.1.3 Αποτίμηση των οικοσυστημάτων υπηρεσιών από τα Ελληνικά δάση 415
4.1.4 Αποτίμηση των Ελληνικών δασών: Ανάλυση κινδύνου 423
4.1.5 Δασικές πυρκαγιές στην Ελλάδα και κλιματική αλλαγή 428
4.1.6 Συμπεράσματα και θέματα οικονομικής πολιτικής 436
Βιβλιογραφία 441
Παράρτημα I Μέθοδοι μεταφοράς οφέλους 445
Παράρτημα II Αριθμητικά δεδομένα και αποτελέσματα παλινδρομήσεων 447
Κεφάλαιο 4.2: Βέλτιστη Διαχείριση της Καύσιμης Ύλης στα Δάση της Ελλάδας εν Μέσω της Κλιματικής Αλλαγής: Μέθοδοι, Πρακτικές και Προτάσει 451
4.2.1 Εισαγωγή 451
4.2.2 Εμπόδια στη διαχείριση της δασικής βιομάζας για τη μείωση του κινδύνου πυρκαγιών 453
4.2.3 Υφιστάμενος σχεδιασμός προληπτικής πυροπροστασίας 456
4.2.4 Πλαίσιο για τη βελτίωση του προληπτικού αντιπυρικού σχεδιασμού στην Ελλάδα 459
4.2.5 Προτάσεις για τη διαχείριση της βιομάζας / καύσιμης ύλης στην Ελλάδα εν μέσω της κλιματικής αλλαγής 462
4.2.6 Επίλογος 481
Βιβλιογραφία 485
Κεφάλαιο 4.3: Συστήματα Πρόγνωσης του Κινδύνου Έναυσης Πυρκαγιάς, Παρακολούθησης Διάδοσης Πυρκαγιάς και Διασποράς Καπνού με Τεχνολογίες Δορυφορικής Παρατήρησης της Γης 494
4.3.1 Εισαγωγή 494
4.3.2 Παγκόσμια συστήματα πρόβλεψης και παρακολούθησης πυρκαγιών 495
4.3.3 Ελληνικά συστήματα πρόβλεψης και παρακολούθησης πυρκαγιών 497
4.3.4 Ημερήσια πρόβλεψη κινδύνου πυρκαγιάς 498
4.3.5 Ανίχνευση και παρακολούθηση ενεργών εστιών σε πραγματικό χρόνο 500
4.3.6 Διαχρονική χαρτογράφηση καμένων εκτάσεων 503
4.3.7 Σύστημα FFIS 504
4.3.8 Μοντελοποίηση και πρόγνωση της διασποράς του καπνού 510
4.3.9 Συμπεράσματα και προτάσεις 511
Βιβλιογραφία 514

Κεφάλαιο 4.4: Η Διαχείριση των Δασών της Ελλάδας: Εθνική Πολιτική και Μέτρα Προσαρμογής στην Κλιματική Αλλαγή 517
4.4.1 Εισαγωγή 517
4.4.2 Στρατηγικές προσαρμογής 519
4.4.3 Μέτρα διαχείρισης 520
4.4.4 Συμπεράσματα και δράσεις πολιτικής 531
Βιβλιογραφία 535

ΕΠΙΛΟΓΟΣ **543**

ΜΕΡΟΣ 1: ΠΑΡΕΛΘΟΝ, ΠΑΡΟΝ ΚΑΙ ΜΕΛΛΟΝ ΤΗΣ ΚΛΙΜΑΤΙΚΗΣ ΑΛΛΑΓΗΣ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ ΚΑΙ Η ΣΧΕΣΗ ΤΗΣ ΜΕ ΤΑ ΔΑΣΙΚΑ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ

Κεφάλαιο 1.1: Η Κλιματική Αλλαγή στην Ελλάδα, στο Παρόν και στο Μέλλον

Χρήστος Ζερεφός[1], Ιωάννης Καψωμενάκης[1], Αναστασία Πούπκου[1], Σταύρος Σολωμός[1]

[1]Κέντρον Ερεύνης Φυσικής της Ατμοσφαίρας και Κλιματολογίας, Ακαδημία Αθηνών

1.1.1 Το κλίμα της Ελλάδας

Το κλίμα της Ελλάδος, όπως και των υπολοίπων Μεσογειακών χωρών, παρουσιάζει τον επονομαζόμενο μεσογειακό κλιματικό τύπο που χαρακτηρίζεται από σχετικά ήπιους και βροχερούς χειμώνες και θερμά έως πολύ θερμά ξηρά καλοκαίρια.

Το κλίμα της Ελλάδας διαμορφώνεται από τους παρακάτω κύριους κλιματικούς παράγοντες:

- την τοπογραφία και τη γεωγραφική θέση,
- την ηλιακή ακτινοβολία,
- τη γενική κυκλοφορία,
- τους τύπους των αερίων μαζών που επικρατούν κατά τις διάφορες εποχές του έτους,
- τους τοπικούς ανέμους.

Πιο συγκεκριμένα, όσον αφορά στον γεωγραφικό παράγοντα, η Ελλάδα χαρακτηρίζεται από εντονότατο οριζόντιο και κατακόρυφο διαμελισμό. Είναι χώρα ορεινή με μέσο υψόμετρο περί τα 600 m, και η σημαντικότερη οροσειρά που την διατρέχει από ΒΒΔ προς ΝΝΑ είναι η οροσειρά της Πίνδου, η οποία μπορεί να θεωρηθεί ως προέκταση των Δειναρικών Άλπεων και συμβάλλει, όπως θα αναπτυχθεί αναλυτικά παρακάτω, στις διαφορετικές κλιματικές συνθήκες που επικρατούν μεταξύ της δυτικής και της ανατολικής Ελλάδας. Μεταξύ των ορέων σχηματίζονται κοιλάδες βασικότερη των οποίων είναι η κοιλάδα του Αξιού, η οποία παίζει σημαντικό ρόλο στη διαμόρφωση του κλίματος περιοχών της κεντρικής Μακεδονίας με χαρακτηριστικότερο παράδειγμα την πόλη της Θεσσαλονίκης, και άλλες σημαντικές κοιλάδες όπως π.χ. της Θεσσαλίας και της Αργολίδας. Η χώρα χαρακτηρίζεται από μεγάλο μήκος ακτογραμμής, περίπου 16.300 km, οι δε θάλασσες της Ελλάδας είναι διάσπαρτες νησιών, κυρίως στο Αιγαίο Πέλαγος, τα περισσότερα των οποίων είναι μικρά σε έκταση.

Σε γενικές γραμμές στον Ελληνικό χώρο διαμορφώνονται τέσσερεις κλιματικοί τύποι (Μαριολόπουλος, 1938, 1982, Κοτίνη-Ζαμπάκα, 1983):

α) ο Θαλάσσιος Μεσογειακός Τύπος, που περιλαμβάνει τις δυτικές παραλιακές περιοχές της χώρας και τα νησιά του Ιονίου πελάγους με ευχάριστο εύκρατο κλίμα.

β) ο Χερσαίος Μεσογειακός Τύπος, που περιλαμβάνει τη νοτιοανατολική Ελλάδα, μέρος της Στερεάς, τμήματα της ανατολικής Πελοποννήσου, τα νησιά και τα παράλια του κεντρικού Αιγαίου και της Κρήτης, με ξηρότερα καλοκαίρια και ψυχρότερους χειμώνες από τα αντίστοιχα γεωγραφικά πλάτη του Ιονίου.

γ) ο Ηπειρωτικός Τύπος, στο μεγαλύτερο τμήμα της Θράκης, της Μακεδονίας και της Ηπείρου και μέρος της Θεσσαλίας. Το κλίμα των περιοχών αυτών απομακρύνεται βαθμιαία από το Μεσογειακό και τείνει να προσεγγίσει το κλίμα ηπειρωτικού χαρακτήρα των βόρειων βαλκανικών περιοχών ή της νοτιοανατολικής Ευρώπης.

δ) ο Ορεινός Τύπος, που περιλαμβάνει τους ορεινούς όγκους που διασχίζουν την Ελλάδα. Στους ορεινούς αυτούς όγκους υπάρχουν δασώδεις περιοχές με κλίμα δάσους, καθώς και μικρές περιοχές μεγάλου υψομέτρου με αλπικό κλίμα κατά τη διάρκεια του χειμώνα.

Τα νησιά του βορείου Αιγαίου παρουσιάζουν μεταβατικό τύπο ηπειρωτικού κλίματος προς χερσαίο και τα Δωδεκάνησα εύκρατο θαλάσσιο τύπο.

Άλλος βασικός παράγοντας που διαμορφώνει το κλίμα της Ελλάδας όπως προαναφέρθηκε, είναι η ηλιακή ακτινοβολία, παράγοντας που καθορίζει το ενεργειακό ισοζύγιο. Εν γένει, η ετήσια ολική ηλιακή ακτινοβολία μειώνεται από νότο (2.000 kWh/m^2) προς βορά (1.400 kWh/m^2). Εκτός του γεωγραφικού πλάτους, η ολική ακτινοβολία που φτάνει στο έδαφος επηρεάζεται και από άλλους παράγοντες, όπως το υψόμετρο, η μέση νεφοκάλυψη, το υετίσιμο ύδωρ, η υγρασία και γενικότερα οι παράγοντες που επηρεάζουν το οπτικό βάθος της ατμόσφαιρας.

Η γενική κυκλοφορία καθορίζει ποια συστήματα επικρατούν στον Ελληνικό χώρο κατά τις διάφορες εποχές του έτους. Παρακάτω παρατίθενται τα βασικότερα συστήματα που επηρεάζουν τον καιρό της Ελλάδας κατά τον χειμώνα και κατά το θέρος.

Κατά μεν τον χειμώνα, οι δύο σημαντικότεροι ρυθμιστές του καιρού στον Ελληνικό χώρο είναι ο αντικυκλώνας της Ευρασίας και τα βαρομετρικά χαμηλά της Μεσογείου. Ειδικότερα, η παρουσία με μεγάλη συχνότητα αντικυκλωνικών συνθηκών κατά το χειμώνα πάνω από την κεντρική και ανατολική Ευρώπη έχει ως αποτέλεσμα την εκτροπή των υφέσεων προς νότο πάνω από τη Μεσόγειο. Η παρουσία δε των αντικυκλώνων στην κεντρική και ανατολική Ευρώπη έχει ως αποτέλεσμα κοντά στο έδαφος οι επικρατούντες άνεμοι να είναι κατά το χειμώνα ψυχροί από βορειοανατολικές διευθύνσεις. Παρόλα αυτά, η μέση δυτική ροή είναι εντελώς αναπτυγμένη σε μεγαλύτερα ύψη αφού οι ψυχροί αντικυκλώνες που επικρατούν κατά το χειμώνα πάνω από τις ηπειρωτικές περιοχές δεν παρουσιάζουν μεγάλη κατακόρυφη ανάπτυξη. Πέρα από τη γενική αυτή κλιματική χειμερινή κατάσταση, τα σπουδαιότερα κέντρα ατμοσφαιρικής δραστηριότητας, τα οποία εν πολλοίς διαμορφώνουν τον καιρό της Ελλάδας αλλά και της ανατολικής Μεσογείου γενικότερα κατά το χειμώνα, είναι: 1) ο εποχικός Σιβηρικός αντικυκλώνας, 2) ο μόνιμος και μετατοπισμένος προς νότο αντικυκλώνας των Αζορών, 3)

οι υφέσεις που προέρχονται από τον Ατλαντικό και από τις περιοχές κυκλογένεσης της Μεσογείου, και 4) οι πρόσκαιροι και οι κινητοί αντικυκλώνες της Ευρώπης και της Σκανδιναβικής χερσονήσου. Οι περιοχές κυκλογένεσης της Μεσογείου είναι: α) οι κόλποι της Γένοβας και του Λέοντος, η βόρεια Αδριατική και το Τυρρηναϊκό Πέλαγος, β) η περιοχή της Σύρτης, γ) η κεντρική Μεσόγειος, δ) το νότιο Αιγαίο Πέλαγος και ε) η περιοχή της Κύπρου.

Τονίζεται, ότι η εντονότερη κυκλοφοριακή δράση το χειμώνα σε σύγκριση με το καλοκαίρι οφείλεται στο γεγονός ότι η βαθμίδα κατά γεωγραφικό πλάτος της απορροφούμενης ηλιακής ακτινοβολίας παίρνει πολύ μεγαλύτερες τιμές κατά τον χειμώνα. Λόγω της έντονης δραστηριότητας των υφέσεων της Μεσογείου, στην Ελλάδα επικρατούν τροπικές και υποτροπικές αέριες μάζες. Μερικές όμως φορές εισβάλλουν βόρειες ή ηπειρωτικές αέριες μάζες, λόγω του αντικυκλώνα της Ευρασίας, και τότε ο καιρός γίνεται δριμύς με χαμηλές θερμοκρασίες. Η εναλλαγή των αερίων μαζών κατά τη διέλευση των υφέσεων είναι η βασική αιτία των βροχοπτώσεων κατά το χειμώνα.

Κατά τη θερινή περίοδο, ο πολικός αεροχείμαρρος μετατοπίζεται προς τα βόρεια με αποτέλεσμα οι υφέσεις να ελαττώνονται σημαντικά και ουσιαστικά απουσιάζουν από την ανατολική Μεσόγειο. Παράλληλα, ο εποχικός Σιβηρικός αντικυκλώνας από τον Μάιο και ύστερα εκλείπει τελείως. Αντίθετα, κατά το θέρος το χαμηλό των Ινδιών εκτείνεται προς τα δυτικά στην ανατολική Μεσόγειο και την Μικρά Ασία. Οι επεκτάσεις αυτές συνήθως φτάνουν μέχρι τη Ρόδο. Από το Σεπτέμβριο και μετά, οι επεκτάσεις αυτές εξασθενούν, ενώ αντίθετα ενισχύεται ο Σιβηρικός Αντικυκλώνας. Από τα παραπάνω συνάγεται ότι κατά το θέρος ο καιρός στην ανατολική Μεσόγειο και ειδικότερα στην Ελλάδα καθορίζεται κυρίως από τη θέση και την ένταση του χαμηλού που επικρατεί στα υψίπεδα του Ιράκ (Repapis et al., 1977).

Τέλος, όπως προαναφέρθηκε, ο έντονος οριζόντιος και κατακόρυφος διαμελισμός της τοπογραφίας της Ελλάδας έχει ως αποτέλεσμα τη δημιουργία τοπικών κυκλοφοριών και τοπικών ανέμων, οι οποίοι παίζουν καθοριστικό ρόλο στη διαμόρφωση του κλίματος διαφόρων περιοχών της Ελλάδας. Η εναλλαγή ξηράς και θάλασσας έχει επίσης ως αποτέλεσμα κατά μήκος των ακτών να δημιουργούνται κατά τη θερινή περίοδο οι θαλάσσιες αύρες κατά την ημέρα και οι απόγειες αύρες κατά τη νύχτα. Ο κατακόρυφος διαμελισμός εξάλλου της χώρας έχει ως αποτέλεσμα τη δημιουργία πλήθους αυρών κοιλάδων κατά την ημέρα και ορέων κατά τη νύχτα. Θα πρέπει εδώ να τονιστεί ότι γενικά οι αύρες εμφανίζονται όταν δεν υπάρχει άνεμος λόγω συνοπτικών αιτίων, ο οποίος τις επισκιάζει.

Η παρουσία των ορεινών όγκων πολλές φορές έχει επίσης ως αποτέλεσμα τη δημιουργία θερμών καταβατών ανέμων (άνεμοι τύπου Foehn). Οι συγκριμένοι άνεμοι δημιουργούνται στις υπήνεμες πλευρές ορεινών όγκων εξαιτίας της αδιαβατικής συμπίεσης των αερίων μαζών μετά τη διέλευση τους από τον ορεινό όγκο. Άλλος γνωστός τοπικός άνεμος είναι ο ψυχρός άνεμος Βαρδάρης, που πνέει στην κοιλάδα του

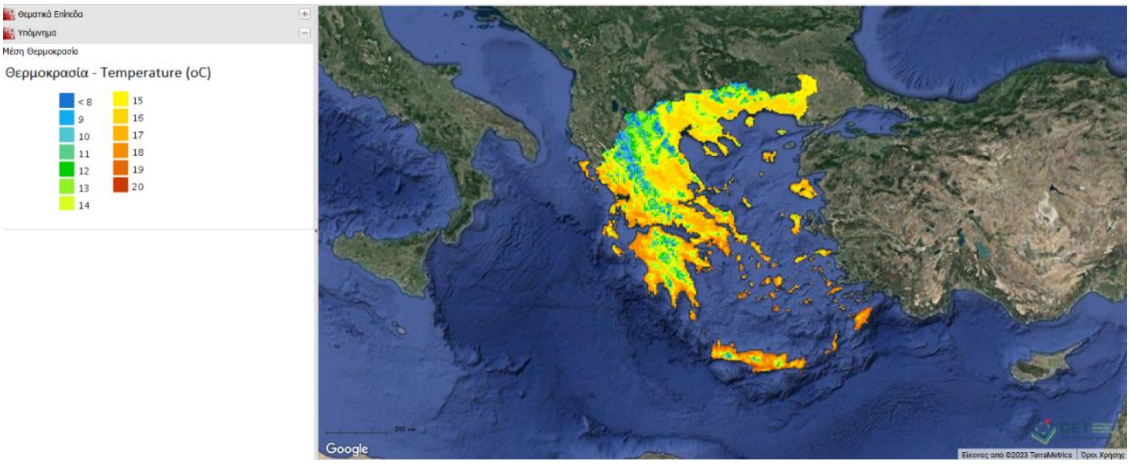
Αξιού κατά τον χειμώνα, επηρεάζοντας ιδιαίτερα τον καιρό της Θεσσαλονίκης, όταν αντικυκλώνας στη Βαλκανική συνδυάζεται με παρουσία ύφεσης στο νοτιοανατολικό Αιγαίο. Τέλος, χαρακτηριστική περίπτωση τοπικού άνεμου, που επηρεάζει καθοριστικά τις κλιματικές συνθήκες που επικρατούν στα νησιά του Αιγαίου και τα παράλια της Ανατολικής Ελλάδας, είναι οι Ετησίες άνεμοι, οι οποίοι πνέουν κατά τη διάρκεια του θέρους λόγω του συνδυασμού των υψηλών πιέσεων της Βαλκανικής και των επεκτάσεων του θερμικού χαμηλού των Ινδιών στην περιοχή της Κύπρου και τη Μικρά Ασία. Οι συγκεκριμένοι άνεμοι μεταφέρουν δροσερότερες αλλά και πιο ξηρές αέριες μάζες στην ανατολική Ελλάδα και έχουν ως αποτέλεσμα αφενός την ελάττωση του θερινού καύσωνα, αλλά παράλληλα την ενίσχυση της θερινής ξηρασίας στην εν λόγω περιοχή.

1.1.2 Βασικές κλιματικές παράμετροι

Θερμοκρασία αέρα

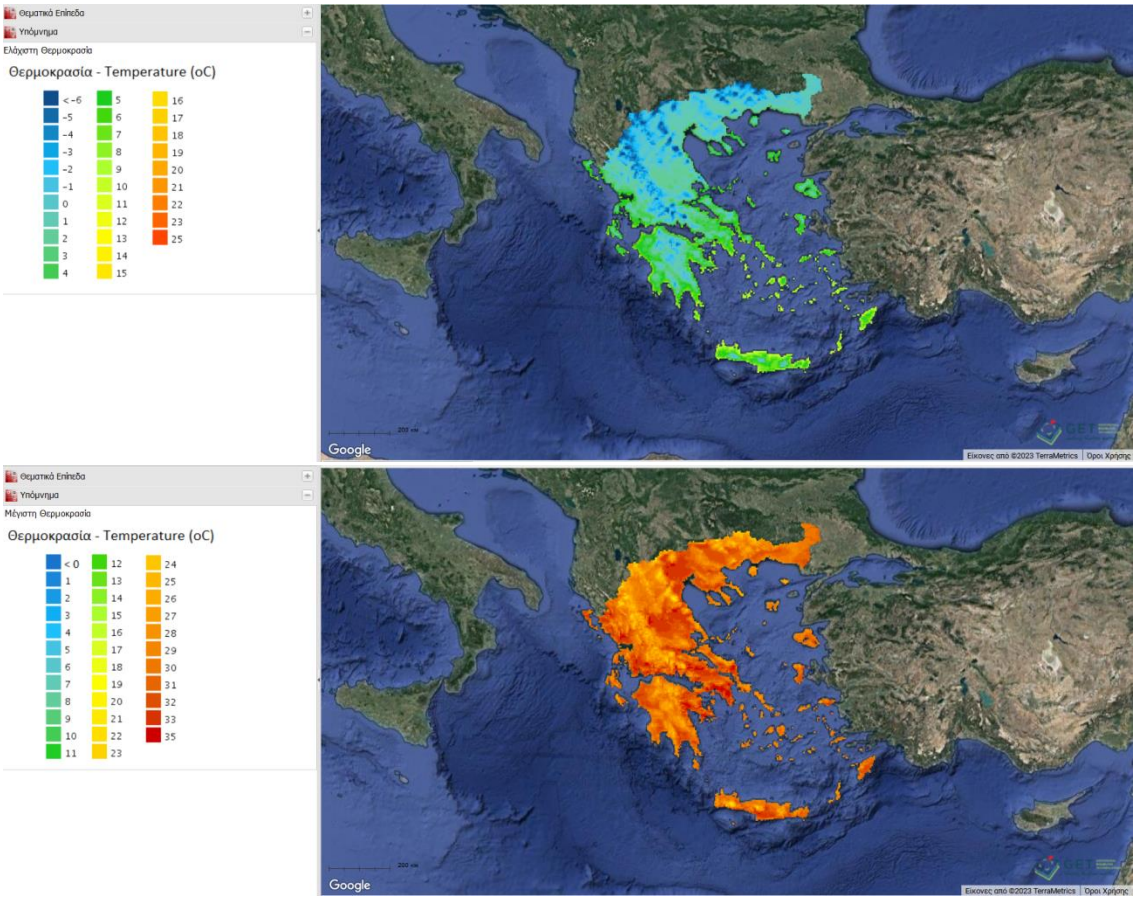
Η θερμοκρασία του αέρα στην Ελλάδα, εκτός από τη μεταβολή της παράλληλα με το γεωγραφικό πλάτος, παρουσιάζει μεγάλες διαφοροποιήσεις από τόπο σε τόπο και λόγω του αναγλύφου. Σε περιοχές όπου η διάταξη των ορεινών όγκων τροποποιεί τη ροή των ψυχρών βόρειων ανέμων παρατηρούνται ηπιότεροι χειμώνες, ενώ αντίθετα σε άλλες περιοχές, στις οποίες το ανάγλυφο επιτρέπει την είσοδο ψυχρών αερίων μαζών, παρατηρούνται δριμύτεροι χειμώνες. Η θάλασσα συντελεί στο να είναι ηπιότερο το κλίμα στις παράκτιες και στις νησιωτικές περιοχές από εκείνο της γειτονικής ενδοχώρας, με ηπιότερους χειμώνες και πιο δροσερά καλοκαίρια.

Οι ετήσιες ισόθερμες καμπύλες (καμπύλες που διέρχονται από τόπους με την ίδια μέση ετήσια θερμοκρασία του αέρα) διατάσσονται σχεδόν παράλληλα με το γεωγραφικό πλάτος με μέση ετήσια θερμοκρασία περίπου 15 °C στις πεδινές περιοχές της Μακεδονίας και της Θράκης, ενώ στον αντίποδα η ισόθερμη των 19 °C ακολουθεί τα δυτικά παράλια της Πελοποννήσου και αυτή των 20 °C τα νοτιοανατολικά παράλια της Κρήτης (Σχήμα 1.1.1). Στις ορεινές περιοχές, όπως αναμένεται, οι θερμοκρασίες είναι χαμηλότερες και η μέση ετήσια τιμή είναι περίπου 5 °C στα ορεινά της Βόρειας και κεντρικής Ελλάδας και γύρω στους 10 °C στους ορεινούς όγκους της Πελοποννήσου και της Κρήτης. Σημειώνεται ότι η διαφορά στη μέση ετήσια θερμοκρασία μεταξύ των παραλίων του Ιονίου και των νησιών του ανατολικού Αιγαίου από τις πεδινές περιοχές της ανατολικής ηπειρωτικής χώρας που βρίσκονται σε αντίστοιχα γεωγραφικά πλάτη είναι μεγαλύτερη κατά περίπου 1 °C, διαφορά που γίνεται ακόμα μεγαλύτερη κατά τον χειμώνα οπότε φτάνει ακόμα και τους 3 °C, ενώ η διαφορά αυτή μηδενίζεται κατά το θέρος.



Σχήμα 1.1.1. Χωρική κατανομή της μέσης ετήσιας θερμοκρασίας στην Ελλάδα κατά την περίοδο 1971-2000. (Πηγή: Κλιματικός Άτλας της Ελλάδας Εθνικής Μετεωρολογικής Υπηρεσίας, 2016).

Η παράλληλη με το γεωγραφικό πλάτος κατανομή των ισόθερμων ακολουθείται και τον χειμώνα, ενώ, κατά το θέρος η θερμοκρασία εξαρτάται κατά βάση από την κατανομή ξηράς - θάλασσας. Η ετήσια πορεία της θερμοκρασίας εμφανίζει ελάχιστο κατά τους μήνες Ιανουάριο - Φεβρουάριο, ενώ κατόπιν αυξάνεται και παίρνει τις μέγιστες τιμές τους μήνες Ιούλιο - Αύγουστο (Σχήμα 1.1.2). Τόσο τα ελάχιστα όσο και τα μέγιστα εμφανίζονται σχετικά αργότερα στις παραθαλάσσιες σε σχέση με τις ηπειρωτικές περιοχές. Το μέσο ετήσιο θερμομετρικό εύρος (η διαφορά μεταξύ της μέσης μηνιαίας θερμοκρασίας του Ιουλίου ή Αυγούστου από τη μέση μηνιαία θερμοκρασία του Ιανουαρίου ή Φεβρουαρίου) στη βόρεια Ελλάδα είναι μεγαλύτερο των 20 °C, χαρακτηριστικό ύπαρξης ηπειρωτικού κλίματος, ενώ στις νότιες περιοχές είναι μικρότερο και ιδίως στα νότια νησιά είναι μικρότερο από 15 °C. Η μέση ημερήσια πορεία της θερμοκρασίας του αέρα σε σχεδόν ολόκληρη τη χώρα εμφανίζει μέγιστο νωρίς το απόγευμα, περίπου στις 14:00, και το καλοκαίρι αργότερα, κατά τις 15:00, και ελάχιστο στις 7:00 τον χειμώνα και στις 5:00 το καλοκαίρι. Το μέσο ημερήσιο εύρος της θερμοκρασίας του αέρα (διαφορά μεταξύ της μέσης μέγιστης και της μέσης ελάχιστης ημερήσιας θερμοκρασίας) κυμαίνεται μεταξύ 8 °C και 4 °C το καλοκαίρι και τον χειμώνα, αντίστοιχα, είναι δε μεγαλύτερο των τιμών αυτών στις ηπειρωτικές περιοχές της Ελλάδας και μικρότερο στα παραθαλάσσια και νησιωτικά τμήματα της χώρας.



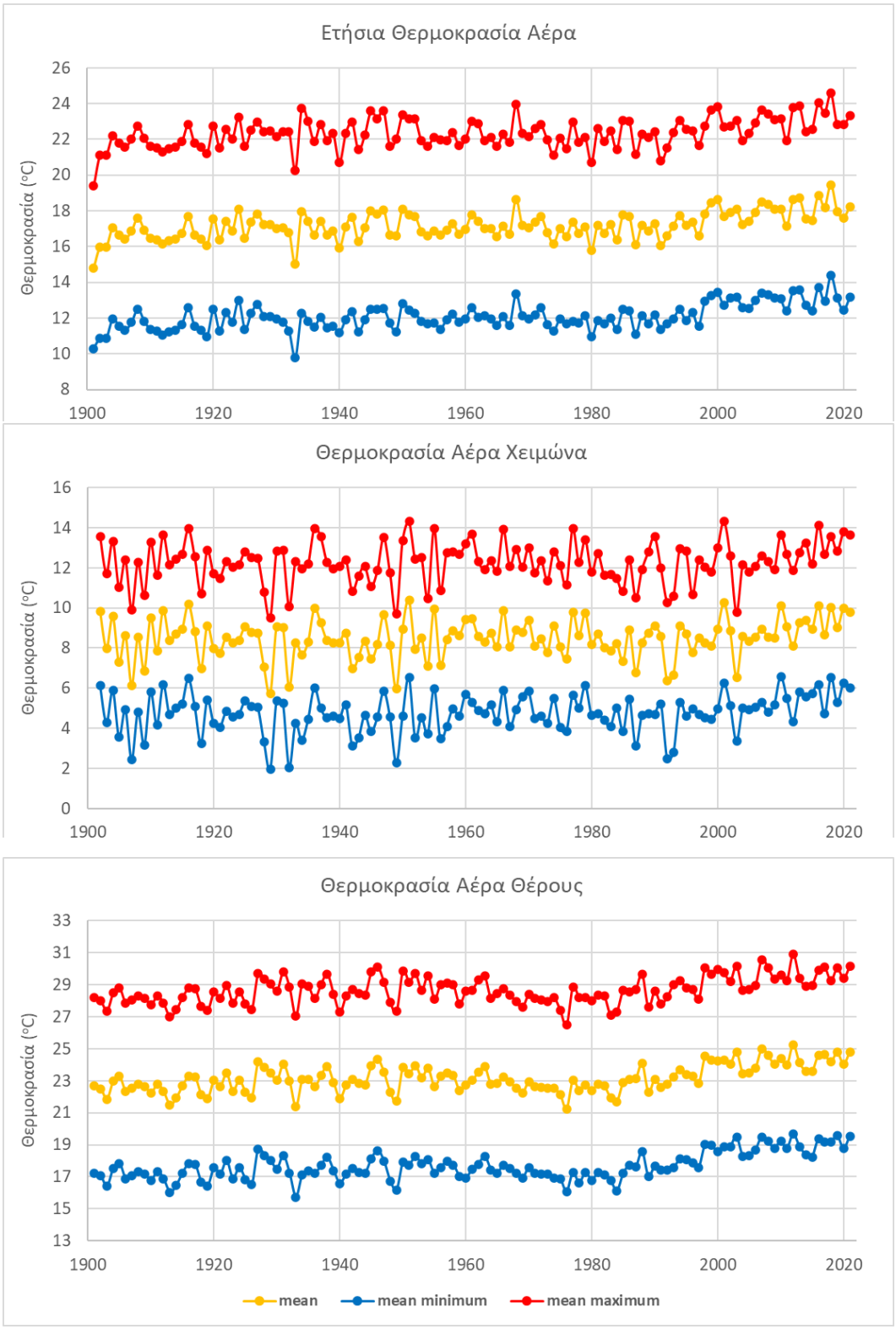
Σχήμα 1.1.2. Χωρική κατανομή της μέσης ελάχιστης θερμοκρασίας τον μήνα Ιανουάριο (πάνω) και της μέσης μέγιστης θερμοκρασίας τον μήνα Ιούλιο (κάτω) στην Ελλάδα, κατά την περίοδο 1971-2000. (Πηγή: Κλιματικός Άτλας της Ελλάδας Εθνικής Μετεωρολογικής Υπηρεσίας, 2016).

Κατά τους χειμερινούς μήνες, οι απολύτως ελάχιστες θερμοκρασίες είναι δυνατόν να μειωθούν στις ηπειρωτικές περιοχές της βόρειας Ελλάδας, αλλά και στα πιο ορεινά τμήματά της, ακόμα και κάτω από τους -20 °C, ενώ στις ίδιες περιοχές καταγράφονται ημέρες ολικού παγετού, δηλαδή μέρες κατά τις οποίες η θερμοκρασία ακόμα και το μεσημέρι δεν ξεπερνά τους 0 °C. Αντίθετα στη νότια Ελλάδα, ιδίως στα παράλια και τα νησιά του νότιου Αιγαίου, ο ολικός παγετός είναι σπανιότατο φαινόμενο και στα πεδινά της Κρήτης δεν έχει σημειωθεί ποτέ κατά την περίοδο των ενόργανων μετρήσεων. Στην ηπειρωτική χώρα κατά τους χειμερινούς μήνες και νωρίς την άνοιξη, καταγράφονται, ιδιαίτερα όσο απομακρυνόμαστε από τη θάλασσα, νύχτες κατά τις οποίες η θερμοκρασία πέφτει κάτω από το 0 °C (νυχτερινός παγετός). Η συχνότητα του φαινομένου αυτού αυξάνεται καθώς κινούμαστε προς τα βόρεια ή καθώς ανεβαίνουμε σε υψόμετρο. Στον αντίποδα, η μέγιστη ημερήσια θερμοκρασία του αέρα στα πεδινά τμήματα της ηπειρωτικής χώρας κατά τους θερινούς μήνες, κυρίως τον Ιούλιο και τον

Αύγουστο, κυμαίνεται μεταξύ 32 °C και 36 °C. Ωστόσο, σε ορισμένες περιπτώσεις, ιδίως στις ευαίσθητες σε καύσωνα περιοχές όπως είναι οι πεδινές περιοχές της κεντρικής και βόρειας Ελλάδας, μπορεί να ξεπεράσει και τους 40 °C με τις απολύτως μέγιστες τιμές που έχουν καταγραφεί στη χώρα να αγγίζουν ή και να ξεπερνούν οριακά τους 45 °C. Από την άλλη μεριά, οι Ετησίες άνεμοι, καθώς και οι θαλάσσιες αύρες που πνέουν τη θερινή περίοδο, μετριάζουν τις μέγιστες καλοκαιρινές θερμοκρασίες στο Αιγαίο και τις παραθαλάσσιες περιοχές (Κοτίνη-Ζαμπάκα, 1983).

Σημειώνεται ότι η θερμοκρασία του αέρα μειώνεται με το ύψος κατά 0,6 - 0,8 °C ανά 100 m. Η θερμοκρασία του εδάφους παρουσιάζει ετήσια και ημερήσια κύμανση όπως αυτή του αέρα αλλά πολύ μεγαλύτερου εύρους, διότι το έδαφος θερμαίνεται το καλοκαίρι και ψύχεται τον χειμώνα εντονότερα από τον αέρα. Εντός του εδάφους, οι κυμάνσεις εξασθενούν και σε βάθη μεγαλύτερα του 1 m η ημερήσια κύμανση παύει να υπάρχει.

Στο Σχήμα 1.1.3 απεικονίζεται η εξέλιξη της μέσης, μέσης ελάχιστης και μέση μέγιστης θερμοκρασίας για το σύνολο του έτους (πάνω), τον χειμώνα (μέσον) και το θέρος (κάτω) αντίστοιχα, κατά τη χρονική περίοδο 1901-2021. Οι καμπύλες αντιστοιχούν στον μέσο όρο των πλεγματικών σημείων της παγκόσμιας βάσης πλεγματικών δεδομένων από παρατηρήσεις cru_ts4.06 που βρίσκονται στην Ελλάδα (Harris et al., 2022). Με βάση τις καμπύλες αυτές, είναι εμφανές ότι τόσο η μέση όσο και οι μέσες μέγιστες και ελάχιστες θερμοκρασίες εμφανίζουν ανοδική τάση κυρίως από τη δεκαετία 1980 και μετά, η οποία είναι σημαντικότερη κατά το θέρος (0,55 °C/δεκαετία) και σχετικά ασθενέστερη κατά το χειμώνα (0,4 °C/δεκαετία). Οι παραπάνω τάσεις συνδέονται αφενός με σχετικά μικρότερη εμφάνιση φαινομένων νυχτερινού παγετού, και αφετέρου σημαντικά μεγαλύτερη συχνότητα εμφάνισης ακραία υψηλών θερμοκρασιών κατά το θέρος (ΤτΕ, 2011).



Σχήμα 1.1.3. Εξέλιξη της μέσης, μέσης ελάχιστης και μέση μέγιστης θερμοκρασίας για το έτος (πάνω), τον χειμώνα (μέσον) και το θέρος (κάτω) στην Ελλάδα, κατά τη χρονική περίοδο 1901-2021. Μέσος όρος πλεγματικών δεδομένων cru_ts4.06.

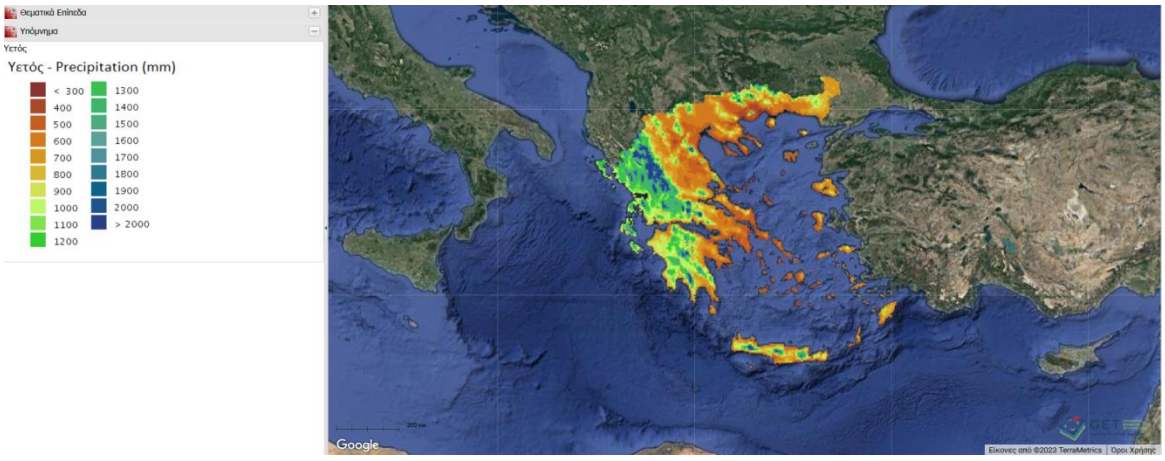
Βροχή

Η βροχή και η θερμοκρασία του αέρα αποτελούν τα πιο σημαντικά κλιματικά στοιχεία ενός τόπου. Η τοπογραφία της Ελλάδος παίζει σημαντικό ρόλο στο κλίμα της χώρας και αποτελεί καθοριστικό παράγοντα στη χωρική κατανομή της βροχόπτωσης. Πιο συγκεκριμένα, η θέση της χώρας που βρίσκεται στα μέσα γεωγραφικά πλάτη μεταξύ 35° και 41° βόρειου γεωγραφικού πλάτους, η ύπαρξη υψηλών ορέων και οροσειρών καθώς και η εναλλαγή ξηράς και θάλασσας έχουν ως αποτέλεσμα την έντονη ανομοιομορφία στη χωρική κατανομή της βροχής στις διαφορετικές περιοχές της χώρας. Βέβαια, σε γενικές γραμμές διατηρείται ο χαρακτηριστικός τύπος βροχής των μεσογειακών παράλιων τόπων με σχεδόν απουσία βροχοπτώσεων κατά τους θερινούς μήνες. Ωστόσο, κινούμενοι στα βόρεια τμήματα του Ελληνικού χώρου τείνει προς το ηπειρωτικό και το εύρος του ύψους υετού μεταξύ του βροχερότερου και του ξηρότερου μήνα μειώνεται.

Ο κλιματικός μέσος της ετήσιας βροχόπτωσης για την Ελλάδα ως σύνολο ανέρχεται σε περίπου 800 χιλιοστά/έτος (Ζαμπάκας 1974) και η γεωγραφική διανομή του, όπως και αυτή της βροχερής περιόδου του έτους, ακολουθεί σε γενικές γραμμές το ανάγλυφο της Ελλάδος. Το μέσο ετήσιο ύψος βροχής στην Ελλάδα σε γενικές γραμμές ελαττώνεται καθώς κινούμαστε από τα δυτικά προς τα ανατολικά και από τα βόρεια προς τα νότια. Οι βροχοφόρες θερμές και υγρές αέριες μάζες των κινούμενων από τα δυτικά προς τα ανατολικά υφέσεων και γενικά οι θερμές και υγρές αέριες μάζες του νότιου τομέα προσκρούουν στις οροσειρές που έχουν κατεύθυνση σχεδόν από Βορρά προς Νότο κάθετα προς τη ροή των ανέμων. Καθώς οι αέριες μάζες ανυψώνονται στην προσήνεμη πλευρά των ορεινών όγκων, ψύχονται καθίστανται κορεσμένες και απελευθερώνουν τα μεγαλύτερα ποσά βροχής δημιουργώντας την επονομαζόμενη **ομβροπλευρά**, ενώ εν συνεχεία περνώντας στην υπήνεμη πλευρά (**ομβροσκιά**) θερμαίνονται καθώς κατολισθαίνουν και απομακρύνονται από τον κόρο γεγονός που έχει ως αποτέλεσμα να καταγράφονται σημαντικά μικρότερα ύψη βροχής.

Έτσι τα μέγιστα ύψη του μέσου ετήσιου υετού στην Ελλάδα, όπως απεικονίζονται και στο Σχήμα 1.1.4, καταγράφονται στις οροσειρές που διατρέχουν τη χώρα και πιο συγκεκριμένα στις οροσειρές της Πίνδου και της Ροδόπης καθώς και στα Λευκά Όρη στην Κρήτη όπου και ξεπερνούν τα 2.000 χιλιοστά/έτος, ενώ και στα όρη της Πελοποννήσου το ύψος βροχής κυμαίνεται σε ελαφρώς μικρότερες αλλά πάντως πολύ υψηλές τιμές. Στον αντίποδα, τα ελάχιστα ύψη βροχής στη χώρα, λιγότερο από 400 χιλιοστά/έτος, καταγράφονται στα νησιά του Σαρωνικού, στην Αργολίδα και στα νησιά του νότιου Αιγαίου. Στα νησιά του Ιονίου το μέσο ετήσιο ύψος της βροχής είναι 800-1.200 χιλιοστά/έτος, στα δυτικά παράλια της Ηπείρου και της δυτικής Στερεάς κυμαίνεται μεταξύ 1.000 και 1.400 χιλιοστά/έτος και αυξάνεται προς τους ορεινούς όγκους μέχρι περίπου το ύψος των 2.000 m, ενώ ελαττώνεται απότομα μετά τις κορυφογραμμές στα ανατολικά υπήνεμα των οροσειρών και κυμαίνεται μεταξύ 400 και 600 χιλιοστά/έτος στα

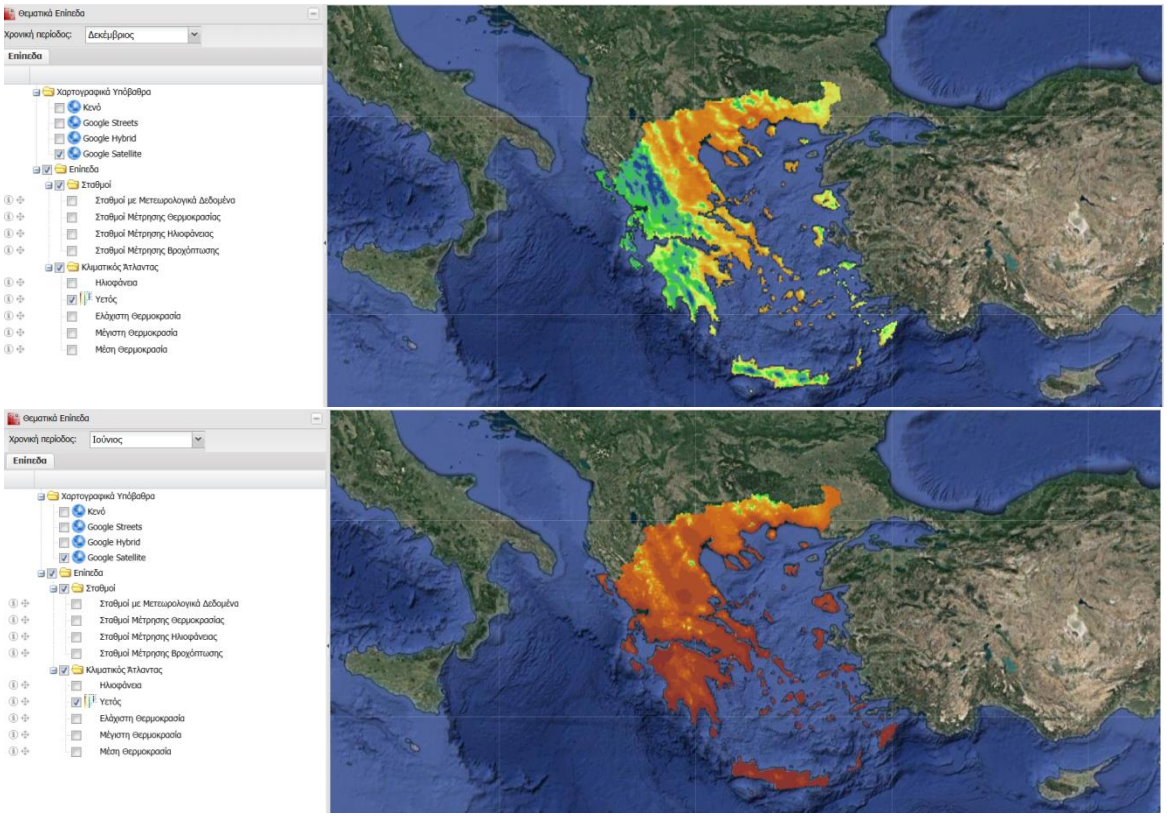
πεδινά τμήματα τις Θεσσαλίας και της ανατολικής Στερεάς Ελλάδας. Ομοίως στη δυτική Πελοπόννησο καταγράφονται μεγαλύτερα ύψη βροχής, 700-1.000 χιλιοστά/έτος σε σχέση με την ανατολική Πελοπόννησο, όπου το ετήσιο ύψος βροχής κυμαίνεται περί τα 500 χιλιοστά/έτος. Αυξημένα ποσά υετού καταγράφονται στα ανατολικά προσήνεμα της Εύβοιας με ποσά υετού μεταξύ 600-1.000 χιλιοστά/έτος, με νέα μείωση στις βόρειες Σποράδες και τις Κυκλάδες και εκ νέου αύξηση στα νησιά του ανατολικού Αιγαίου και τα Δωδεκάνησα, όπου ο μέσος ετήσιος υετός παίρνει τιμές από 600 έως 800 χιλιοστά/έτος. Το μέγιστο της βροχόπτωσης που παρατηρείται στο Πήλιο, στα ανατολικά τμήματα της Εύβοιας και στις βόρειες Σποράδες οφείλεται στους ψυχρούς βόρειους ανέμους που πνέουν κατά το χειμώνα κατά τη διέλευση προερχόμενων από τα βόρεια ψυχρών μετώπων. Οι βόρειοι αυτοί άνεμοι εμπλουτίζονται με μεγάλα ποσά υδρατμών καθώς διέρχονται από το Αιγαίο, τα οποία στη συνέχεια εναποτίθενται στους ορεινούς όγκους των περιοχών αυτών. Εξάλλου, σύμφωνα με τον Δ. Μεταξά (1969), οι τιμές που μπορούν να λάβουν οι κατακόρυφες ανοδικές ταχύτητες κατά τη διέλευση των ισχυρών ψυχρών εισβολών πάνω από το Αιγαίο στις παραθαλάσσιες περιοχές είναι κατά πολύ ανώτερες αυτών που μπορούν να λάβουν λόγω συνοπτικών αιτίων, όπως η μεταφορά στροβιλισμού, και είναι υπεύθυνες για εντονότατες βροχοπτώσεις στις περιοχές αυτές. Στη Μακεδονία και τη Θράκη, το ετήσιο ύψος της βροχής κυμαίνεται εν γένει από 500 έως 800 χιλιοστά/έτος με τις μικρότερες τιμές στα παράλια και τις μεγαλύτερες στο εσωτερικό, ενώ τιμές ακόμα μεγαλύτερες που ξεπερνούν τα 1.000 χιλιοστά/έτος καταγράφονται στα ορεινά. Ομοίως στην Κρήτη, το ετήσιο ύψος της βροχής μειώνεται από τα δυτικά προς τα ανατολικά με ετήσιο ύψος βροχής στη δυτική Κρήτη περίπου 800 χιλιοστά/έτος και στη νοτιοανατολική Κρήτη μικρότερο των 500 χιλιοστά/έτος.



Σχήμα 1.1.4. Χωρική κατανομή του κλιματικού μέσου ετήσιου ύψους βροχής (σε χιλιοστά) στην Ελλάδα κατά την περίοδο 1971-2000. (Πηγή: Κλιματικός Άτλας της Ελλάδας Εθνικής Μετεωρολογικής Υπηρεσίας, 2016).

Όπως προαναφέρθηκε, το βροχομετρικό σύστημα που επικρατεί στο σύνολο της Ελλάδας χαρακτηρίζεται από δύο περιόδους, (την ψυχρή περίοδο του έτους) και μια ξηρή (τη θερμή περίοδο του έτους). Το ελάχιστο της βροχόπτωσης στον Ελληνικό χώρο κατά κανόνα παρατηρείται τον Ιούλιο (Σχήμα 1.1.5 κάτω), ενώ από τον Σεπτέμβριο αρχίζει η βροχερή περίοδος του έτους. Στο μεγαλύτερο τμήμα της χώρας το μέγιστο της βροχόπτωσης παρατηρείται το Δεκέμβριο (Σχήμα 1.1.5 πάνω), αν και σε κάποιες περιοχές το μέγιστο των βροχών παρατηρείται κατά το Νοέμβριο. Κατόπιν το ύψος της βροχόπτωσης αρχίζει να ελαττώνεται. Η ελάττωση της βροχόπτωσης γίνεται ιδιαίτερα αισθητή κατά τον Απρίλιο και συνεχίζεται εντεινόμενη μέχρι και τον Ιούλιο. Αξίζει ωστόσο να τονιστεί ότι το Μάιο, μήνα που θερμομετρικά μάλλον έχει τα χαρακτηριστικά θερινού μηνός, σε πολλές περιοχές της Ελλάδας παρατηρείται ένα δευτερεύον μέγιστο της βροχόπτωσης που σχετίζεται με την εκδήλωση βροχοπτώσεων λόγω αστάθειας. Η θερινή ανομβρία διαρκεί κατά μέσο όρο από τα μέσα Μαΐου ή τις αρχές Ιουνίου μέχρι τα μέσα Σεπτεμβρίου ή τις αρχές Οκτωβρίου. Η διάρκειά της διαφέρει από τόπο σε τόπο. Στην Αττική και τη νοτιοανατολική Ελλάδα, η θερινή ανομβρία εν γένει διαρκεί 4 μήνες (Ιούνιος- Σεπτέμβριος), στα νησιά του Αιγαίου ξεπερνά τους 4 μήνες, ενώ σε ορισμένα από αυτά ξεπερνά και τους 6 μήνες (από τα μέσα Μαΐου μέχρι και τα μέσα Νοεμβρίου). Εν γένει, η διάρκεια της θερινής ανομβρίας μειώνεται με το γεωγραφικό πλάτος καθώς και με το υψόμετρο.

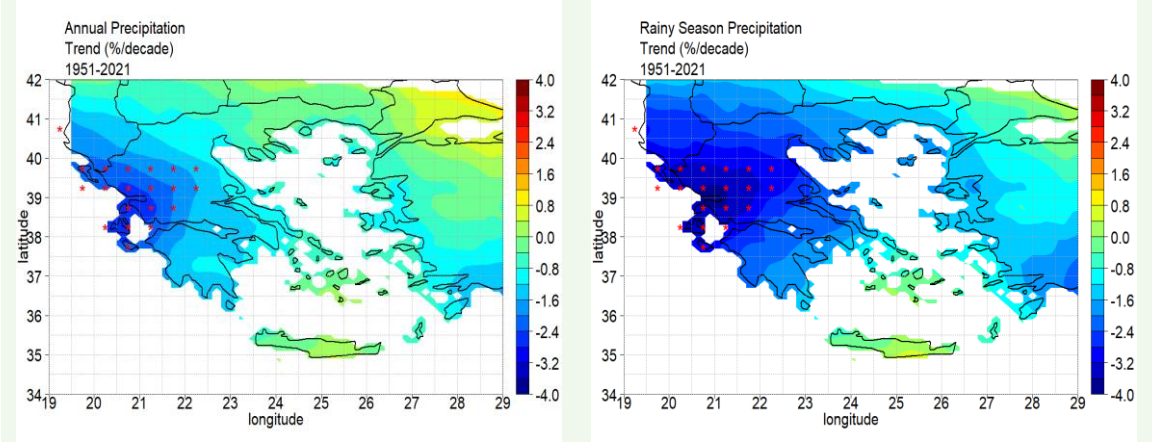
Λεπτομερέστερη ανάλυση των βροχομετρικών συστημάτων στις διάφορες περιοχές της Ελλάδας δίνει τη δυνατότητα διάκρισης τριών βροχομετρικών υποσυστημάτων (Κοτίνη-Ζαμπάκα, 1983), ανάλογα με το αν η βροχόπτωση παρουσιάζει απλή (σύστημα Α, «παράκτιο»), διπλή (σύστημα Β, «χερσαίο») ή τριπλή (σύστημα Γ, «μεταβατικό» και ασυνήθιστο) κύμανση. Μια σπάνια τετραπλή κύμανση (σύστημα Δ, «μεσευρωπαϊκό») παρατηρείται στα βόρεια άκρα της Μακεδονίας και της Θράκης (Μαλδογίαννης 1972, Καραπιπέρης 1974).



Σχήμα 1.1.5. Χωρική κατανομή του κλιματικού μέσου ύψους βροχής (σε χιλιοστά) τους μήνες Δεκέμβριο (πάνω) και Ιούνιο (κάτω) στην Ελλάδα, κατά την περίοδο 1971-2000. (Πηγή: Κλιματικός Άτλας της Ελλάδας Εθνικής Μετεωρολογικής Υπηρεσίας, 2016).

Στο Σχήμα 1.1.6 απεικονίζονται οι γραμμικές τάσεις της βροχόπτωσης κατά τα τελευταία 70 χρόνια στην Ελλάδα (%/δεκαετία) για το σύνολο του έτους (αριστερά) και κατά τη βροχερή περίοδο (Οκτώβριος-Μάρτιος, δεξιά) βάσει των πλεγματικών δεδομένα από παρατηρήσεις cru_ts4.06. Όπως προκύπτει από το Σχήμα, η μέση ετήσια βροχόπτωση εμφανίζει τάσεις μείωσης σχεδόν στο σύνολο της χώρας με εξαίρεση τις Κυκλάδες και την Κρήτη, η οποία είναι εντονότερη και στατιστικά σημαντική (99% επίπεδο εμπιστοσύνης) στα νησιά του Ιονίου, την Ήπειρο, τη δυτική Στερεά και τη δυτική Θεσσαλία (2%-3%/δεκαετία) και ασθενέστερη (περίπου 1%/δεκαετία) στην ανατολική ηπειρωτική Ελλάδα, τα νησιά του ανατολικού Αιγαίου και τα Δωδεκάνησα. Επιπρόσθετα, η μείωση των βροχοπτώσεων είναι εντονότερη κατά τη βροχερή περίοδο οπότε και αγγίζει το 4%/δεκαετία στη δυτική Ελλάδα, το 2-3%/δεκαετία στην υπόλοιπη Ηπειρωτική χώρα και το 1-2%/δεκαετία στη Θράκη, τα νησιά του ανατολικού Αιγαίου και τα Δωδεκάνησα. Οι παραπάνω μειώσεις είναι σε συμφωνία με αποτελέσματα παλαιότερων και προσφάτων μελετών που καλύπτουν είτε μικρότερη χρονική περίοδο (π.χ. Philandras *et al.* 2011), είτε στηρίζονται σε άλλα δεδομένα βροχόπτωσης (π.χ. Varlas *et al.* 2022). Αντίστοιχες μειώσεις έχουν καταγραφεί και στην υπόλοιπη Μεσόγειο, ιδίως δε στις

δυτικές προσήνεμες περιοχές (Philandras *et al.* 2011) και έχουν συνδεθεί με μεταβολές σε πλανητικές κυμάνσεις όπως η κύμανση του Βορείου Ατλαντικού (NAO).



Σχήμα 1.1.6. Χωρική κατανομή των γραμμικών τάσεων της βροχόπτωσης κατά την περίοδο 1951-2021 στην Ελλάδα (%/δεκαετία) για το σύνολο του έτους (αριστερά) και για τη βροχερή περίοδο (Οκτώβριος-Μάρτιος, δεξιά) με βάση τα πλεγματικά δεδομένα cru_ts4.06.

Αναφορικά με τη χωρική κατανομή του αριθμού των ημερών βροχής ανά έτος, αυτή παρουσιάζει σημαντικές ομοιότητες με τη διανομή του μέσου ετήσιου ύψους βροχής, και αυξάνεται καθώς κινούμαστε από τα δυτικά παράλια της χώρας (άνω των 110 ημερών) προς το εσωτερικό παρουσιάζοντας μέγιστο στις κεντρικές οροσειρές, ενώ κατόπιν εμφανίζει σημαντική ελάττωση προς τα παράλια της ανατολικής ηπειρωτικής Ελλάδας και κατόπιν νέα αύξηση του αριθμού των ημερών βροχής στα Μικρασιατικά παράλια. Ο ελάχιστος ετήσιος αριθμός ημερών βροχής (κάτω των 80 ημερών ετησίως) παρατηρείται στην περιοχή του ελάχιστου ετήσιου ύψους της βροχής, δηλαδή σε νησιά των Κυκλάδων και στην περιοχή του Αργοσαρωνικού. Όπως και το ετήσιο ύψος βροχής, έτσι και ο αριθμός ημερών βροχόπτωσης ανά έτος εμφανίζει πτωτική τάση από το 1950 και μετά στο σύνολο της Μεσογείου με τις σημαντικότερες μειώσεις (περί το 20% στο σύνολο της περιόδου) να καταγράφονται στην ευρύτερη ανατολική Μεσόγειο και στην Ελλάδα (Philandras *et al.* 2011).

Στην Ελλάδα το νερό που πέφτει υπό μορφή χιονιού ως ποσοστό του συνολικού υετού κυμαίνεται από 0% έως 20%. Οι χιονοπτώσεις εμφανίζονται αυξημένες στα βόρεια ηπειρωτικά και μειώνονται καθώς κινούμαστε προς τα νότια της χώρας. Επίσης, είναι περισσότερες στο εσωτερικό σε σχέση με τα παράλια, και όπως αναμένεται στις ορεινές συγκριτικά με τις πεδινές περιοχές. Σημειώνεται ότι οι βορειοανατολικές ψυχρές αέριες μάζες του σιβηρικού αντικυκλώνα που πνέουν κατά διαστήματα το χειμώνα προκαλούν χιονοπτώσεις, κυρίως στην ανατολική Ελλάδα. Οι χιονοπτώσεις κατά μέσο όρο διαρκούν

από τα τέλη Σεπτεμβρίου μέχρι τα τέλη Μαΐου στους ορεινούς όγκους της βορείου Ελλάδος, ενώ η περίοδος των χιονοπτώσεων περιορίζεται, και κατά την έναρξή της και κατά την εμφάνιση των τελευταίων χιονιών, στις νοτιότερες περιοχές και στα παράλια της χώρας.

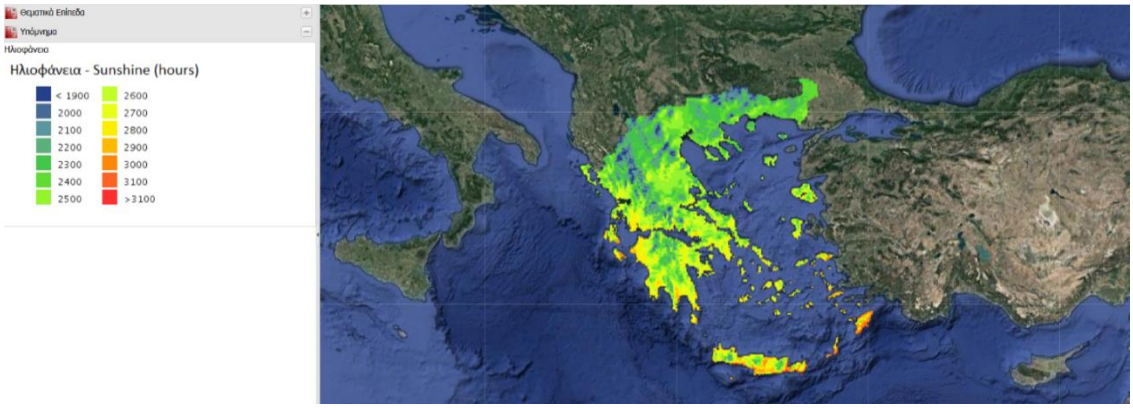
Σημειώνεται ότι οι μετεωρολογικές συνθήκες που σχετίζονται με τις καταιγίδες είναι όμοιες με αυτές των βροχών, αλλά απαιτείται να σημειώνεται μεγάλος βαθμός ατμοσφαιρικής αστάθειας. Στη Μεσόγειο γενικά οι καταιγίδες εμφανίζονται ως αποτέλεσμα εισβολών πολικών ψυχρών αερίων μαζών σε ψυχρά μέτωπα, ιδίως το φθινόπωρο, οπότε η θάλασσα είναι σχετικά θερμή, καθώς και σε περιοχές σύγκλισης τροπικών υγρών και θερμών αερίων μαζών σε θερμά μέτωπα. Η ορεογραφία παίζει σημαντικό ρόλο, καθώς υποχρεώνει τις αέριες μάζες να υψωθούν και έτσι να ψυχθούν κατά την εκτόνωση και να συμπυκνώσουν τους υδρατμούς τους. Οι καταιγίδες γενικά στην περιοχή της Ελλάδος είναι συνηθέστερες κυρίως στις παραθαλάσσιες περιοχές το φθινόπωρο και το χειμώνα, οπότε οι θάλασσες είναι θερμότερες του αέρα. Το θέρος παρατηρούνται στα ηπειρωτικά μέρη οι λεγόμενες θερμικές καταιγίδες, όταν υπερθερμαίνεται το έδαφος και υπάρχουν ευνοϊκές συνθήκες για αστάθεια στην ελεύθερη ατμόσφαιρα, ενώ στα παραθαλάσσια μέρη είναι αμελητέα η αστάθεια, δεδομένου ότι η θάλασσα είναι ψυχρότερη από την ξηρά.

Τέλος, όσον αφορά το ισοζύγιο του ύδατος, στην Αθήνα οι βροχοπτώσεις είναι μεγαλύτερες της δυνητικής εξατμισοδιαπνοής από το Σεπτέμβριο μέχρι και το Μάρτιο. Αντίθετα, από τον Απρίλιο μέχρι και τον Αύγουστου μεγαλύτερη είναι η εξατμισοδιαπνοή. Όπως αναφέρθηκε, τα παραπάνω ισχύουν για την περιοχή των Αθηνών. Εν γένει πάντως στην Ελλάδα, η χρονική διάρκεια του έτους κατά την οποία ο υετός υπερέχει της εξατμισοδιαπνοής αυξάνεται με το γεωγραφικό πλάτος καθώς και με το υψόμετρο.

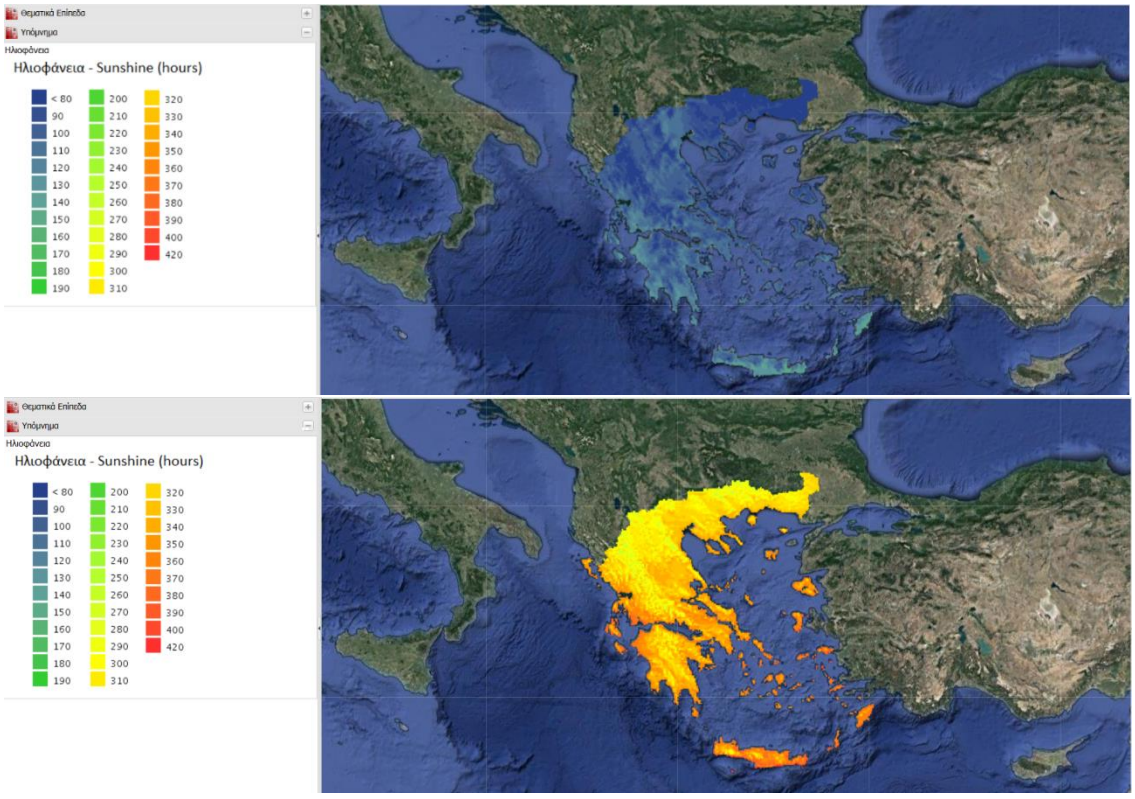
Ηλιοφάνεια

Ο κλιματικός μέσος του αριθμού ωρών ηλιοφάνειας στην Ελλάδα μειώνεται καθώς κινούμαστε από τα παράλια προς τους ορεινούς όγκους της χώρας, ενώ επιπρόσθετα εμφανίζει βαθμίδα στη διεύθυνση βορρά-νότος με τις μικρότερες τιμές να εμφανίζονται στις βορειότερες συγκριτικά με τις νοτιότερες περιοχές της χώρας, όπως φαίνεται και στο Σχήμα 1.1.7. Το μέγιστο των συνολικών ωρών ηλιοφάνειας ανά έτος, με περίπου ή και περισσότερες από 3.000 ώρες, παρατηρείται στο νότιο Αιγαίο, στα νότια παράλια της Κρήτης και στα Δωδεκάνησα, ενώ δευτερεύοντα μέγιστα, περί τις 2.800 ώρες κατ' έτος, καταγράφονται στις νότιες ακτές της Πελοποννήσου, στην Αργολίδα, στο Σαρωνικό και στο κεντρικό Αιγαίο. Στον αντίποδα, οι ελάχιστες τιμές, περίπου 2.000 ώρες/έτος, παρατηρούνται στις οροσειρές τις Ροδόπης και της Πίνδου και σχετίζονται με τα μεγαλύτερα ποσοστά νεφοκάλυψης που καταγράφονται στις ορεινές περιοχές. Η ετήσια

πορεία της ηλιοφάνειας, όπως είναι αναμενόμενο, παρουσιάζει μέγιστο κατά το θέρος, με περίπου 300-400 ώρες κατά το μήνα Ιούλιο (Σχήμα 1.1.8 κάτω), με τα μέγιστα και πάλι να καταγράφονται καθώς απομακρυνόμαστε από τα ορεινά και κινούμαστε προς νότο, και ελάχιστο αριθμό ωρών, περίπου 80-120, κατά τους χειμερινούς μήνες (Σχήμα 1.1.8 πάνω).



Σχήμα 1.1.7. Χωρική κατανομή του κλιματικού μέσου των ωρών ηλιοφάνειας κατ' έτος (σε ώρες/έτος) στην Ελλάδα κατά την περίοδο 1971-2000. (Πηγή: Κλιματικός Άτλας της Ελλάδας Εθνικής Μετεωρολογικής Υπηρεσίας, 2016).



Σχήμα 1.1.8. Χωρική κατανομή του κλιματικού μέσου των ωρών ηλιοφάνειας (σε ώρες/μήνα) τους μήνες Δεκέμβριο (πάνω) και Ιούνιο (κάτω) στην Ελλάδα, κατά την περίοδο 1971-2000. (Πηγή: Κλιματικός Άτλας της Ελλάδας Εθνικής Μετεωρολογικής Υπηρεσίας, 2016).

Ταχύτητα ανέμου

Όπως προαναφέρθηκε, τον χειμώνα η Μεσόγειος βρίσκεται ανάμεσα στα επικρατούντα συστήματα υψηλών πιέσεων του ευρασιατικού αντικυκλώνα και του Βόρειου Ατλαντικού. Τα συστήματα αυτά κατευθύνουν προς τη Μεσόγειο γενικά ψυχρές-ξηρές και αντίστοιχα θερμές-υγρές αέριες μάζες, και έτσι στη θάλασσα της Μεσογείου δημιουργούνται κέντρα κυκλογένεσης ή αναζωογόνησης διερχόμενων υφέσεων και ως εκ τούτου το χειμώνα η διεύθυνση και η ένταση των ανέμων συνεχώς μεταβάλλονται. Περίπου οι ίδιες συνθήκες επικρατούν το φθινόπωρο και την άνοιξη. Χαρακτηριστικός άνεμος της περιόδου αυτής, από το φθινόπωρο έως την άνοιξη, είναι ο νότιος-νοτιοδυτικός άνεμος, ο καλούμενος Σιρόκος και κατά τους αρχαίους Λιψ. Ο άνεμος αυτός προκαλείται από το σύστημα των υψηλών πιέσεων του Ατλαντικού και της βόρειας Αφρικής, μεταφέρει υγρές-θερμές αέριες μάζες και συνδέεται με τα συστήματα των υφέσεων της Μεσογείου. Όταν λόγω τοπογραφίας ο άνεμος αυτός υποχρεωθεί να διέλθει από οροσειρά, τότε στην υπήνεμη πλευρά καθίσταται καθοδικός, θερμαίνεται

περισσότερο και απομακρύνεται από το σημείο κόρου και δημιουργούνται ξηροί και θερμοί άνεμοι, με χαρακτηριστικά ανέμων Foehn, οι οποίοι το θέρος είναι ιδιαίτερα ξηροί και θερμοί, οι γνωστοί Λίβες. Επίσης, στην κοιλάδα του Αξιού πνέει ο γνωστός βόρειος ψυχρός άνεμος Βαρδάρης όταν επικρατούν υψηλές πιέσεις στα Βαλκάνια και χαμηλές πιέσεις στο Αιγαίο. Όπως προαναφέρθηκε, κατά τη χειμερινή περίοδο ενίοτε παρατηρούνται εισβολές βόρειων ιδιαίτερα ψυχρών αερίων μαζών.

Ενώ κατά την ψυχρή περίοδο του έτους τα συστήματα των ανέμων εμφανίζονται πολύπλοκα και μεταβαλλόμενα, κατά το θέρος επικρατούν κυρίως άνεμοι του βόρειου τομέα, οι γνωστοί Ετησίες (μελτέμια). Οι Ετησίες στο Ιόνιο Πέλαγος και τις δυτικές ακτές της χώρας είναι βορειο-δυτικής διεύθυνσης (Μαΐστρος), ενώ στο βόρειο Αιγαίο είναι βορειοανατολικής, καθιστάμενοι βόρειοι στο κεντρικό και νότιο Αιγαίο. Η ένταση των Ετησίων στο στρώμα της ατμόσφαιρας μέχρι του ύψους των 800-1.000 m (οριακό στρώμα) είναι μέγιστη συνήθως τις μεσημβρινές ώρες, οπότε συμβαίνει και η μεγαλύτερη ανάμειξη των ανώτερων με τα κατώτερα στρώματα της ατμόσφαιρας, και η ένταση των Ετησίων ελαττώνεται μέχρι σχεδόν μηδενισμού τις νυχτερινές ώρες.

Στη θάλασσα οι άνεμοι γενικά είναι ισχυρότεροι λόγω της μικρότερης τριβής σε σχέση με την ξηρά. Οι Ετησίες είναι συνήθως μέτριας έντασης άνεμοι (4-5B, 8-9 m/sec), καθιστάμενοι στα ανοικτά πελάγη, όχι σπανίως, ισχυροί (6-7B, 10-15 m/sec) και μέχρι σφοδροί και ενίοτε θυελλώδεις (άνω των 9B, 20 m/sec). Η μεγαλύτερη ένταση και συχνότητα των Ετησίων παρατηρείται τον Ιούλιο-Αύγουστο και οι εν λόγω άνεμοι εμφανίζονται ιδιαίτερα ισχυροί σε τοπογραφικούς διαύλους του Αιγαίου, όπως π.χ. μεταξύ Νάξου και Πάρου (Repapis *et al.* 1977). Το θέρος, κατά τις ημέρες που δεν πνέουν Ετησίες στο εσωτερικό της χώρας, επικρατεί μάλλον νηνεμία με ελαφρές αύρες ορέων και αύρες πεδιάδων, ενώ στις ακτές και στα νησιά πνέουν την ημέρα θαλάσσιες αύρες, οι οποίες εναλλάσσονται τη νύχτα με απόγειες αύρες. Η ταχύτητα των ανέμων στις θαλάσσιες αύρες είναι της τάξεως μέχρι 5-6 m/sec, ενώ στις απόγειες είναι πολύ μικρότερης τάξεως.

Σχετική υγρασία αέρα

Η σχετική υγρασία εκφράζεται ως ποσοστό % της μάζας των υδρατμών του αέρα προς τη μάζα των υδρατμών του κορεσμένου αέρα (της μέγιστης μάζας υδρατμών που μπορεί να συγκρατήσει ο αέρας στη δεδομένη θερμοκρασία του) ή αλλιώς ως ποσοστό % της μερικής τάσης των υδρατμών του αέρα (απόλυτη υγρασία) προς τη μέγιστη τάση των υδρατμών του αέρα (του κορεσμένου αέρα). Η μέση ετήσια σχετική υγρασία παρουσιάζει ελάχιστο περί το 60% στην Αττική-Βοιωτία και Αργολίδα και μέγιστο σχεδόν 75% στα παράλια της δυτικής Ελλάδος και στα νησιά. Ακόμα μεγαλύτερες τιμές καταγράφονται στους ορεινούς όγκους της χώρας. Γενικά, η δυτική Ελλάδα έχει υγρότερο κλίμα από τη νοτιοανατολική.

Τόσο η ετήσια όσο και η ημερήσια μεταβολή της σχετικής υγρασίας έχει κύμανση αντίθετη από τη θερμοκρασία του αέρα, διότι εξ ορισμού είναι αντιστρόφως ανάλογη της μέγιστης τάσης των υδρατμών, η οποία εξαρτάται από τη θερμοκρασία του αέρα. Η μέση σχετική υγρασία παρουσιάζει σε όλη την Ελλάδα απλή ετήσια κύμανση με μέγιστο κατά το Δεκέμβριο και ελάχιστο κατά τον Ιούλιο-Αύγουστο. Σημειώνεται ότι το εύρος της ετήσιας κύμανσης στο εσωτερικό της ηπειρωτικής Ελλάδας και της Κρήτης είναι μεγαλύτερο από το αντίστοιχο των εύκρατων κλιμάτων, πλησιάζοντας πολύ το αντίστοιχο των χερσαίων κλιμάτων, της δυτικής Ελλάδας είναι μεταξύ χερσαίου και θαλάσσιου κλίματος, ενώ των ακτών της Πελοποννήσου και της Κρήτης καθώς και των νήσων πλησιάζει προς το υγρομετρικό εύρος των θαλάσσιων κλιμάτων. Η σχετική υγρασία του αέρα παρουσιάζει απλή ημερήσια κύμανση, αντίθετη και πάλι της κύμανσης της θερμοκρασίας, με μέγιστες τιμές κατά την ανατολή του ηλίου και ελάχιστο περίπου στις 14:00 το μεσημέρι.

Ως προς τις τάσεις της σχετικής υγρασίας τα τελευταία 50 χρόνια στην Ελλάδα αυτές δεν εμφανίζονται στατιστικά σημαντικές σε οποιαδήποτε περιοχή της Ελλάδας εκτός ελαχίστων εξαιρέσεων (Tzanis *et al.* 2019).

Βιβλιογραφία

Ξενόγλωσση

Philandras CM, Nastos PT, Kapsomenakis J, Douvis KC, Tselioudis G, Zerefos CS 2011. Long term precipitation trends and variability within the Mediterranean region. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 11:3235-50.

Repapis CC, Zerefos CS, Tritakis V 1977. On the Etesians over the Aegean, *Πρακτικά Ακαδημίας Αθηνών*, τ. 52, 571-605.

Tzanis CG, Koutsogiannis I, Philippopoulos K, Deligiorgi D 2019. Recent climate trends over Greece. *Atmos. Res.* 230:104623, https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.104623.

Harris IC, Jones PD, Osborn T 2022. CRU TS4.06: Climatic Research Unit (CRU) Time-Series (TS) version 4.06 of high-resolution gridded data of month-by-month variation in climate (Jan. 1901- Dec. 2021). NERC EDS Centre for Environmental Data Analysis, University of East Anglia Climatic Research Unit.

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* 10:12, https://doi.org/10.3390/cli10020012.

Ελληνόγλωσση

Ζαμπάκας ΙΔ 1974. Χαρακτηριστικά τινα της βροχοπτώσεως υπεράνω της Ελληνικής χέρσου. *Πρακτ. Σεμιναρίου Φυσικής της Ατμοσφαίρας*, 17-20 Σεπτεμβρίου 1973, Ε.Ι.Ε., Αθήνα, 165-178.

Κοτίνη-Ζαμπάκα, Σ 1983. Συμβολή στην κατά μήνα μελέτη του κλίματος της Ελλάδος. Διδακτορική Διατριβή, Θεσσαλονίκη.

Καραπιπέρης Ν 1974. Η κατανομή των βροχοπτώσεων εις τον Ελληνικό χώρο. *Δελτίον Ε.Γ.Ε.,* τόμος XI, τεύχος 1, Αθήνα, 1-27.

Κλιματικός Άτλας της Ελλάδας Εθνικής Μετεωρολογικής Υπηρεσίας, 2016. http://climatlas.hnms.gr/

Μαλδογιάννης Θ 1972. *Το κλίμα των Ιωαννίνων*. Διδακτορική Διατριβή, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων.

Μαριολόπουλος ΗΓ 1938. *Το Κλίμα της Ελλάδος*, Αθήναι.

Μαριολόπουλος ΗΓ 1982. *Επιτομή του Κλίματος της Ελλάδος*. ΚΕΦΑΚ Ακαδημίας Αθηνών, Δημοσίευμα, 7.

Μεταξάς ΔΑ 1969. Η τάξις μεγέθους των προκαλούντων τον υετόν παραγόντων εν Ελλάδι. Διατριβή επί διδακτορία. Αθήναι: σελ 59.

ΤτΕ, 2011. Ζερεφός, Χ., Ρεπαπής, Χ., Γιαννακόπουλος, Χ., Καψωμενάκης, Ι., Παπανικολάου, Δ., Παπανικολάου, Μ., Πούλος, Σ., Βρεκούσης, Μ., Φιλάνδρας, Κ., Τσελιούδης, Γ., Γερασόπουλος, Ε., Δουβής, Κ., Διακάκης, Μ., Νάστος, Π., Χατζηνικολάου, Π., Ξοπλάκη, Ε., Luterbacher, J., Ζάνης, Π., Τζεδάκης, Χ., Φουντά, Δ., Ελευθεράτος, Κ., και Ρεπαπής, Κ.: Το κλίμα της Ανατολικής Μεσογείου και της Ελλάδος: παρελθόν, παρόν και μέλλον, Κεφάλαιο 1 της Έκθεσης της Επιτροπής Μελέτης Επιπτώσεων Κλιματικής Αλλαγής «Οι περιβαλλοντικές, οικονομικές και κοινωνικές επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στην Ελλάδα», Τράπεζα της Ελλάδος, ISBN 978-960-7032-49-2, σελ. 1–136, Ιούνιος 2011.

Κεφάλαιο 1.2: Περιγραφή των Κλιματικών Μοντέλων για την Εκτίμηση των Επιπτώσεων της Κλιματικής Αλλαγής

Χρήστος Ζερεφός[1] και Ιωάννης Καψωμενάκης[1]

[1]Κέντρον Ερεύνης Φυσικής της Ατμοσφαίρας και Κλιματολογίας, Ακαδημία Αθηνών

1.2.1 Παγκόσμια κλιματικά πρότυπα προσομοίωσης

Τα παγκόσμια κλιματικά μοντέλα συνήθως αναφέρονται ως Μοντέλα του Γήινου Συστήματος (Earth System Models, ESMs). Πρόκειται για περίπλοκα συστήματα εξισώσεων που περιγράφουν ποσοτικά τις διεργασίες και τις αλληλεπιδράσεις των υποσυστημάτων του κλιματικού συστήματος.

Στη βάση των ESMs βρίσκεται ο δυναμικός πυρήνας των εξισώσεων της ατμόσφαιρας: οι εξισώσεις της κίνησης των ρευστών, που περιλαμβάνουν τις εξισώσεις διατήρησης της μάζας, ενέργειας και ορμής. Οι εξισώσεις αυτές λύνονται από τους υπολογιστές σε διακριτά τακτά χρονικά διαστήματα και σε συγκεκριμένα σημεία της ατμόσφαιρας, τα οποία ονομάζονται πλεγματικά σημεία διότι διαγράφουν ένα πλέγμα στις 3 διαστάσεις του χώρου. Πλήθος άλλων εξισώσεων πλαισιώνει τον δυναμικό πυρήνα και περιγράφει διεργασίες, όπως οι πηγές και καταβόθρες ενέργειας, οι διεργασίες σχηματισμού νεφών και βροχής, χημικές διεργασίες και άλλα. Με παρόμοιο τρόπο προσομοιώνονται οι κινήσεις των ωκεανών, εφόσον περιλαμβάνονται, και η αλληλεπίδραση ατμόσφαιρας και ωκεανού. Ομοίως, εισάγονται και εξισώσεις που περιγράφουν τις διεργασίες και την αλληλεπίδραση ατμόσφαιρας και επιφάνειας του εδάφους, της βιόσφαιρας, της κρυόσφαιρας, των κύκλων του νερού και του άνθρακα και άλλα.

Η αρχή λειτουργίας των ESMs είναι ουσιαστικά κοινή με την αρχή λειτουργίας των μοντέλων της μετεωρολογικής πρόγνωσης (Numerical Weather Prediction, NWP). Η διαφορά είναι ότι για την πρόγνωση του καιρού προσομοιώνεται ο καιρός για μερικές ημέρες, ενώ για τη μελέτη του κλίματος προσομοιώνονται μεγάλες χρονικές περίοδοι και τα τελικά αποτελέσματα προκύπτουν μετά τη στατιστική ανάλυση των αποτελεσμάτων, όπως η εξαγωγή μέσων όρων, υπερετήσιας διακύμανσης, μακροχρόνιων τάσεων κ.λπ. Η ανάγκη για τόσο μακροχρόνιες προσομοιώσεις αναγκάζει τους κλιματολόγους να χρησιμοποιούν απλοποιημένες αναπαραστάσεις των πιο απαιτητικών στην προσομοίωση διεργασιών, όπως και να μειώνουν τη χωρική και χρονική ανάλυση των υπολογισμών προκειμένου να περιορίσουν τις ανάγκες σε υπολογιστικούς πόρους των προσομοιώσεων. Επιπλέον, για την πρόγνωση του καιρού δίνεται ιδιαίτερη έμφαση στη σωστή περιγραφή των αρχικών συνθηκών, κάτι που για τις κλιματικές προσομοιώσεις δεν είναι απαραίτητο. Τέλος, σημειώνεται ότι υπάρχουν και

άλλες διαφορές, οι οποίες οφείλονται στο ότι η έμφαση των μοντέλων για NWP δίνεται σε άλλους τομείς από τα ESMs. Οι διεργασίες μεγάλης χρονικής κλίμακας, όπως οι μεταβολές στους παγετώνες, στη βλάστηση κ.λπ., δεν προσομοιώνονται στα πλαίσια της NWP, διότι για τις λίγες μέρες στο μέλλον που προχωρά η καιρική πρόγνωση η κατάστασή τους μπορεί να θεωρηθεί σταθερή.

Για τη διενέργεια των κλιματικών προσομοιώσεων, ειδικά για τη δημιουργία προβολών της κλιματικής αλλαγής, είναι απαραίτητο να δίνονται οι συγκεντρώσεις των αερίων του θερμοκηπίου, οι οποίες αποτελούν τον σημαντικότερο παράγοντα που προκαλεί την κλιματική αλλαγή. Η μελλοντική εξέλιξη της συγκέντρωσης των θερμοκηπικών αερίων δεν είναι γνωστή ακόμα εφόσον εξαρτάται από έναν παράγοντα, ο οποίος είναι αδύνατον να προβλεφθεί: τις ανθρωπογενείς εκπομπές. Η πρακτική που χρησιμοποιείται προκειμένου να ξεπεραστεί αυτό το εμπόδιο είναι η δημιουργία σεναρίων ανθρωπογενούς εκπομπής, τα οποία δημιουργούνται από ειδικούς με βάση σενάρια για την εξέλιξη της παγκόσμιας οικονομίας. Τα σενάρια εκπομπών παράγονται υπό την αιγίδα της Διακυβερνητικής Επιτροπής για την Κλιματική Αλλαγή (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) και όλες οι προσομοιώσεις της κλιματικής αλλαγής βασίζονται σε αυτά. Το όφελος από τη χρήση τους είναι διπλό. Πρώτον, οι προσομοιώσεις της κλιματικής αλλαγής βασίζονται σε εύλογα και επιστημονικά τεκμηριωμένα σενάρια εκπομπών. Δεύτερον, διευκολύνεται η σύγκριση ανάμεσα στις προσομοιώσεις που βασίστηκαν στα ίδια σενάρια επιτρέποντας έτσι να επιταχύνεται η πρόοδος των κλιματικών μοντέλων.

1.2.2 Περιοχικά κλιματικά πρότυπα προσομοίωσης

Η τρέχουσα χωρική ανάλυση των ESMs, εξαιτίας των περιορισμένων υπολογιστικών δυνατοτήτων, είναι της τάξης των 100 km (IPCC 2014, IPCC 2021). Σε αυτή τη χωρική ανάλυση είναι δυνατόν να αναπαραχθούν ικανοποιητικά η γενική κυκλοφορία σε ολόκληρο τον πλανήτη καθώς και τα γενικά χαρακτηριστικά των διαφόρων κλιματικών παραμέτρων σε συνοπτική κλίμακα. Ωστόσο, δεν είναι δυνατόν να προσομοιωθούν με ακρίβεια φαινόμενα που σχετίζονται με την επίδραση της τοπογραφίας σε τοπική και περιοχική κλίμακα.

Οι τεχνικές με τις οποίες εισάγεται η περιοχική πληροφορία στις κλιματικές προσομοιώσεις ονομάζονται τεχνικές υποβιβασμού κλίμακας (υποκλιμάκωσης) και χωρίζονται σε τρεις κατηγορίες:

1) Τα υψηλής ή μεταβλητής ανάλυσης παγκόσμια ατμοσφαιρικά μοντέλα γενικής κυκλοφορίας,

2) Οι στατιστικές ή εμπειρικές μέθοδοι υποκλιμάκωσης (Statistical/Empirical Downscaling),

3) Η δυναμική υποκλιμάκωση.

Η δυναμική υποκλιμάκωση βασίζεται στη χρήση των περιοχικών κλιματικών μοντέλων (Regional Climate Models, RCMs). Πρόκειται για μοντέλα περιορισμένου πεδίου και υψηλής ανάλυσης, τα οποία αναπτύχθηκαν προκειμένου να εισαχθεί η περιοχική πληροφορία στα μεγάλης κλίμακας πεδία που παρέχονται από τα ESMs ή που προκύπτουν από επανα-ανάλυση (NCEP/ ERA-40) (Dickinson *et al.* 1989, Giorgi 1990). Για να λειτουργήσουν είναι απαραίτητο να τους παρέχονται αρχικές συνθήκες σε ολόκληρο το πεδίο τους, χρονομεταβαλλόμενες οριακές συνθήκες στα πλευρικά τους όρια και επιφανειακές οριακές συνθήκες. Οι πλευρικές οριακές συνθήκες προέρχονται από προσομοιώσεις με ESMs ή από ανάλυση παρατηρήσεων. Δέχονται επίσης, όπως και τα ESMs, δεδομένα εισόδου συγκέντρωσης αερίων θερμοκηπίου και συγκέντρωσης αερολυμάτων. Συνήθως αποτελούνται από ένα ατμοσφαιρικό μοντέλο συζευγμένο με ένα μοντέλο εδάφους. Οι συνθήκες στην επιφάνεια του ωκεανού παρέχονται μαζί με τις χρονομεταβαλλόμενες πλευρικές οριακές συνθήκες, ωστόσο υπάρχουν και περιοχικά μοντέλα που διαθέτουν ωκεάνιο μοντέλο αντίστοιχης (μεγάλης) ανάλυσης και σε σύζευξη με το ατμοσφαιρικό. Επιπρόσθετα, είναι δυνατό να συζευχθούν με μοντέλα της υδρολογίας, των πάγων της θάλασσας (sea-ice), της χημείας της ατμόσφαιρας/αερολυμάτων και της βιόσφαιρας. Λόγω των μικρότερων απαιτήσεων σε υπολογιστικούς πόρους, μπορούν να πραγματοποιούν προσομοιώσεις διάρκειας μερικών δεκαετιών σε αρκετά υψηλή ανάλυση, μέχρι και κάτω από τα 10 km, ενώ με χρήση διαδοχικών υποκλιμακώσεων μπορούν για τοπικές εφαρμογές να φτάσουν ακόμα και σε ανάλυση κάτω από το 1 km. Με αυτό τον τρόπο πετυχαίνουν να υποκλιμακώσουν την πληροφορία από τα αποτελέσματα των ESMs, που περιέχει τη γενική κυκλοφορία η οποία οφείλεται στους μεγάλης κλίμακας παράγοντες (large-scale forcings), και να την εμπλουτίσουν χάρη: (α) στην καλύτερη αναπαράσταση της τοπογραφίας (λόγω της υψηλότερης ανάλυσης) και (β) στη δυνατότητα αναπαράστασης διεργασιών μικρότερης κλίμακας, οι οποίες δεν μπορούν να προσομοιωθούν στην κλίμακα των ESMs.

Τα κλιματικά μοντέλα διαθέτουν πολλές υπορουτίνες για την προσομοίωση των φυσικών διεργασιών, που είτε συμβαίνουν σε κλίμακα μικρότερη από την κλίμακα που μπορούν να αναλύσουν, όπως οι διεργασίες του ατμοσφαιρικού οριακού στρώματος, είτε ξεφεύγουν από τη φυσική των εξισώσεων Navier-Stokes που αποτελούν τον βασικό πυρήνα τους, όπως οι υπορουτίνες της ακτινοβολίας, είτε και τα δύο. Όλες αυτές οι υπορουτίνες διαθέτουν μια σειρά από παραμέτρους τις οποίες ο χρήστης του μοντέλου μπορεί να μεταβάλει ανάλογα με τη γεωγραφική περιοχή, το μέγεθος και την ανάλυση του πλέγματος.

Βασικό πλεονέκτημα των RCMs είναι ότι, όπως αναφέρθηκε παραπάνω, περιγράφουν με μεγαλύτερη ακρίβεια τα χαρακτηριστικά της επιφάνειας όπως την ορογραφία, την

κατανομή ξηράς και θάλασσας και τον τύπο εδαφοκάλυψης, τα οποία δεν είναι δυνατό να παρασταθούν ακόμα στις προσομοιώσεις των ESMs, επειδή οι διαστάσεις τους είναι μικρότερες από τις διαστάσεις του πλέγματός τους. Επιπρόσθετα, η αυξημένη χωρική ανάλυση των RCMs επιτρέπει να αναλύονται φαινόμενα μικρότερης χωρικής κλίμακας που δεν αναλύονται από τα ESMs. Με αυτόν τον τρόπο μπορούν να προσομοιώσουν τη λειτουργία μηχανισμών ανάδρασης που δρουν σε περιοχική κλίμακα. Το κυριότερο μειονέκτημά τους είναι ότι αν τα αποτελέσματα του Atmosphere-Ocean General Circulation Model (AOGCM) που παρέχει τις οριακές συνθήκες είναι εσφαλμένα, το ίδιο θα ισχύσει και για τα αποτελέσματα του RCM. Αυτό το μειονέκτημα ισχύει για όλες τις τεχνικές υποκλιμάκωσης.

Θα πρέπει να τονιστεί ότι η εκτίμηση των κλιματικών συνθηκών που θα επικρατήσουν στο μέλλον σε ένα τόπο εμπεριέχει πολλούς παράγοντες αβεβαιότητας οι σημαντικότεροι από τους οποίους είναι:

1. Η επιλογή του σεναρίου εκπομπής θερμοκηπικών αερίων βάσει του οποίου γίνεται η προσομοίωση του μελλοντικού κλίματος,
2. Η επιλογή του ESM με το οποίο θα διεξαχθούν οι κλιματικές προσομοιώσεις,
3. Η επιλογή του RCM στην περίπτωση που χρησιμοποιείται μεθοδολογία δυναμικής υποκλιμάκωσης, και
4. Η επιλογή των αρχικών συνθηκών της κλιματικής προσομοίωσης του ESMs δεδομένα του οποίου χρησιμοποιούνται ως δεδομένα εισόδου του RCM (Déqué *et al.* 2007).

Ειδικότερα για τα RCMs, οι διαφορές στα αποτελέσματα των προσομοιώσεων που διεξάγονται με διαφορετικά RCMs προέρχονται κυρίως από τις διαφορές στους δυναμικούς κώδικες, όπως το σχήμα αστάθειας και το σχήμα των νεφών που έχουν τα διαφορετικά RCMs. Προκειμένου να προσδιοριστούν και να ποσοτικοποιηθούν οι αβεβαιότητες της προσομοίωσης των μέσων τιμών των βασικών κλιματικών παραμέτρων καθώς και των ακραίων τους τιμών, στην παρούσα Έκθεση αναλύονται αποτελέσματα ενός συνόλου (ensemble) από προσομοιώσεις διαφορετικών κλιματικών μοντέλων RCMs με τη χρήση δεδομένων εισόδου από διάφορα ESMs.

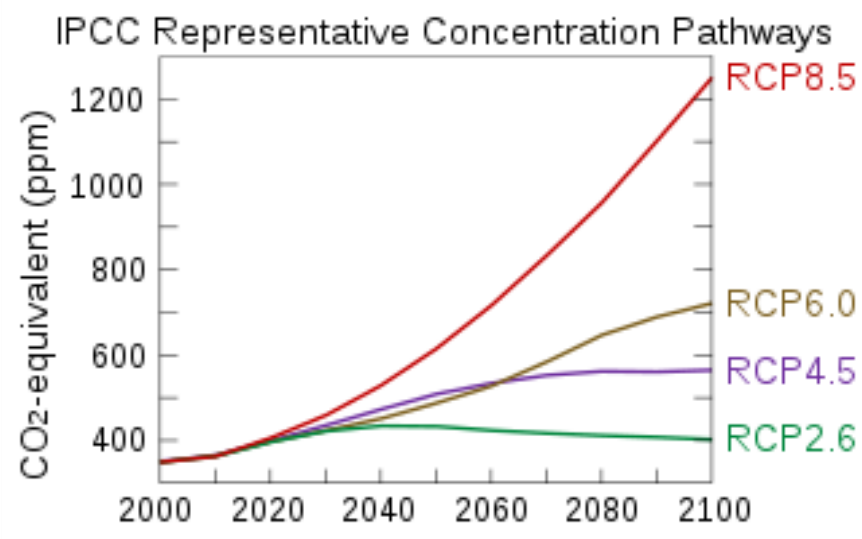
1.2.3 Σενάρια εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου που χρησιμοποιούνται στην παρούσα μελέτη

Όπως ήδη αναφέρθηκε, οι εκτιμήσεις των μελλοντικών κλιματικών συνθηκών βασίζονται σε σενάρια της πιθανής εξέλιξης των συγκεντρώσεων των αερίων του θερμοκηπίου. Στην παρούσα μελέτη χρησιμοποιήθηκαν τα σενάρια που αναπτύχθηκαν στα πλαίσια της 5ης Έκθεσης της Διακυβερνητικής Επιτροπής για την Κλιματική αλλαγή του Ο.Η.Ε (2015). Συγκεκριμένα, αναπτύχθηκαν τέσσερα πιθανά σενάρια εξέλιξης των συγκεντρώσεων

των θερμοκηπικών αερίων με βάση διαφορετικές πιθανές εξελίξεις του παγκόσμιου πληθυσμού, της οικονομικής δραστηριότητας, του τρόπου ζωής, της κατανάλωσης ενέργειας, των πρότυπων χρήσης της γης, της τεχνολογίας και της πολιτικής για το κλίμα (Σχήμα 1.2.1). Τα σενάρια αυτά καλούνται Αντιπροσωπευτικές Διαδρομές Συγκέντρωσης (Representative Concentration Pathway - RCP) και στην παρούσα μελέτη οι εκτιμήσεις του μελλοντικού κλίματος γίνονται με βάση δύο από αυτά: το RCP4.5 (ενδιάμεσο σενάριο ή σενάριο μετριασμού) και RCP8.5 (σενάριο δραστικής αύξησης των εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου ή σενάριο μη δράσης), τα βασικά χαρακτηριστικά των οποίων φαίνονται στον Πίνακα 1.2.1.

Πίνακας 1.2.1. Χαρακτηριστικά των σεναρίων εκπομπών των αερίων του θερμοκηπίου που χρησιμοποιούνται στην παρούσα Έκθεση.

ΣΕΝΑΡΙΑ ΕΚΠΟΜΠΩΝ ΑΕΡΙΩΝ ΤΟΥ ΘΕΡΜΟΚΗΠΙΟΥ	
RCP4.5	Αναπτύχθηκε από την ομάδα GCAM του Ινστιτούτου Pacific Northwest National Laboratory's Joint Global Change Research Institute (JGCRI) των Ηνωμένων Πολιτειών. Πρόκειται για ένα σενάριο σταθεροποίησης κατά το οποίο το ενεργειακό ισοζύγιο της ατμόσφαιρας σταθεροποιείται μετά το 2100, χωρίς να υπερβαίνει τον μακροπρόθεσμο στόχο (Clarke *et al.* 2007). Το συγκεκριμένο σενάριο λαμβάνει υπόψη του ότι θα υλοποιηθούν προγράμματα αναδάσωσης και ότι θα πραγματοποιηθούν αλλαγές στις καλλιεργήσιμες εκτάσεις. Επιπλέον, οι εκπομπές μεθανίου αναμένεται να είναι σταθερές, ενώ οι εκπομπές CO_2 επιτρέπεται να αυξηθούν με αργούς ρυθμούς έως το 2040 και να αρχίσουν να μειώνονται από τότε και μετά. Το RCP4.5 αντιπροσωπεύει γενική μείωση στην κατανάλωση ενέργειας και στη χρήση ορυκτών καυσίμων, ενώ υποθέτει αύξηση των ανανεώσιμων πηγών ενέργειας και της χρήσης πυρηνικής ενέργειας (Thomson *et al.* 2011).
RCP8.5	Αναπτύχθηκε χρησιμοποιώντας το μοντέλο MESSAGE και το Integrated Assessment Framework του International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) στην Αυστρία. Το σενάριο αυτό χαρακτηρίζεται από αυξανόμενες εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου, οδηγώντας σε υψηλά επίπεδα συγκεντρώσεων αερίων του θερμοκηπίου. Αναπαριστά μια μελλοντική κατάσταση κατά την οποία δεν θα υλοποιηθούν πολιτικές μείωσης των αερίων του θερμοκηπίου και οι εκπομπές μεθανίου και υποξειδίου του αζώτου θα αυξηθούν με ταχείς ρυθμούς μέχρι το τέλος του αιώνα. Θα εντατικοποιηθεί η αλλαγή στις χρήσεις γης λόγω του αυξανόμενου πληθυσμού καθώς και η χρήση ορυκτών καυσίμων για την παραγωγή ενέργειας και για τη μετακίνηση (Riahi *et al.* 2011).



Σχήμα 1.2.1. Εξέλιξη των συγκεντρώσεων CO_2-eq έως το 2100, για τα διάφορα RCPs της 5ης Έκθεσης Αξιολόγησης της IPCC. (Πηγή: IPCC 5th Assessment Report (IPCC 2014)).

1.2.4 Κλιματικές προσομοιώσεις που χρησιμοποιήθηκαν στην παρούσα μελέτη

Στην παρούσα Έκθεση χρησιμοποιήθηκαν τα αποτελέσματα ενός συνόλου αποτελούμενου από 21 προσομοιώσεις υψηλής χωρικής διακριτικής ανάλυσης (της τάξης των 11 km) του προγράμματος EURO-CORDEX (https://euro-cordex.net/), οι οποίες καλύπτουν σε ημερήσια χρονική ανάλυση μια συνεχή χρονική περίοδο από το 1970 έως το 2100 με βάση τα 2 διαφορετικά σενάρια εκπομπών, RCP4.5 και RCP8.5. Οι προσομοιώσεις που χρησιμοποιήθηκαν φαίνονται στον Πίνακα 1.2.2.

Πίνακας 1.2.2. Κατάλογος των προσομοιώσεων αποτελέσματα των οποίων χρησιμοποιούνται στην παρούσα Έκθεση.

Προσομοίωση	RCM	ESM
CNRM-CERFACS-CNRM-CM5_CLMcom-CCLM4-8-17	CLM4	CNRM-CM5
CNRM-CERFACS-CNRM-CM5_CNRM-ALADIN53	ALADIN53	CNRM-CM5
CNRM-CERFACS-CNRM-CM5_KNMI-RACMO22E	RACMO22E	CNRM-CM5
CNRM-CERFACS-CNRM-CM5_SMHI-RCA4	RCA4	CNRM-CM5
ICHEC-EC-EARTH_CLMcom-CCLM4	CLM4	EC-Earth
ICHEC-EC-EARTH_DMI-HIRHAM5	HIRHAM5	EC-Earth
ICHEC-EC-EARTH_GERICS-REMO2015	REMO2015	EC-Earth
ICHEC-EC-EARTH_KNMI-RACMO22E	RACMO22E	EC-Earth
ICHEC-EC-EARTH_ SMHI-RCA4	RCA4	EC-Earth
IPSL-IPSL-CM5A-MR_IPSL-INERIS-WRF331F	WRF331F	IPSL-CM5A-MR
IPSL-IPSL-CM5A-MR_SMHI-RCA4	RCA4	IPSL-CM5A-MR
MOHC-HadGEM2-ES_CLMcom-CCLM4-8-17	CLM4	HadGEM2-ES
MOHC-HadGEM2-ES_DMI-HIRHAM5	HIRHAM5	HadGEM2-ES
MOHC-HadGEM2-ES_KNMI-RACMO22E	RACMO22E	HadGEM2-ES
MOHC-HadGEM2-ES_SMHI-RCA4	RCA4	HadGEM2-ES
MPI-M-MPI-ESM-LR_CLMcom-CCLM4-8-17	CLM4	MPI-ESM-LR
MPI-M-MPI-ESM-LR_MPI-CSC-REMO2009	REMO2009	MPI-ESM-LR
MPI-M-MPI-ESM-LR_SMHI-RCA4	RCA4	MPI-ESM-LR
NCC-NorESM1-M_DMI-HIRHAM5	HIRHAM5	NorESM1-M
NCC-NorESM1-M_GERICS-REMO2015	REMO2015	NorESM1-M
NCC-NorESM1-M_SMHI-RCA4	RCA4	NorESM1-M

Στο πλαίσιο της επιστημονικής ανάλυσης, υπολογίστηκαν οι μέσες τιμές κλιματικών μεταβλητών από τα αποτελέσματα των 21 προσομοιώσεων, οι οποίες αφορούσαν σε τρεις τριακονταετείς χρονικές περιόδους:

Α) Περίοδος αναφοράς: 1971-2000

Β) Εγγύς μέλλον: 2031-2060

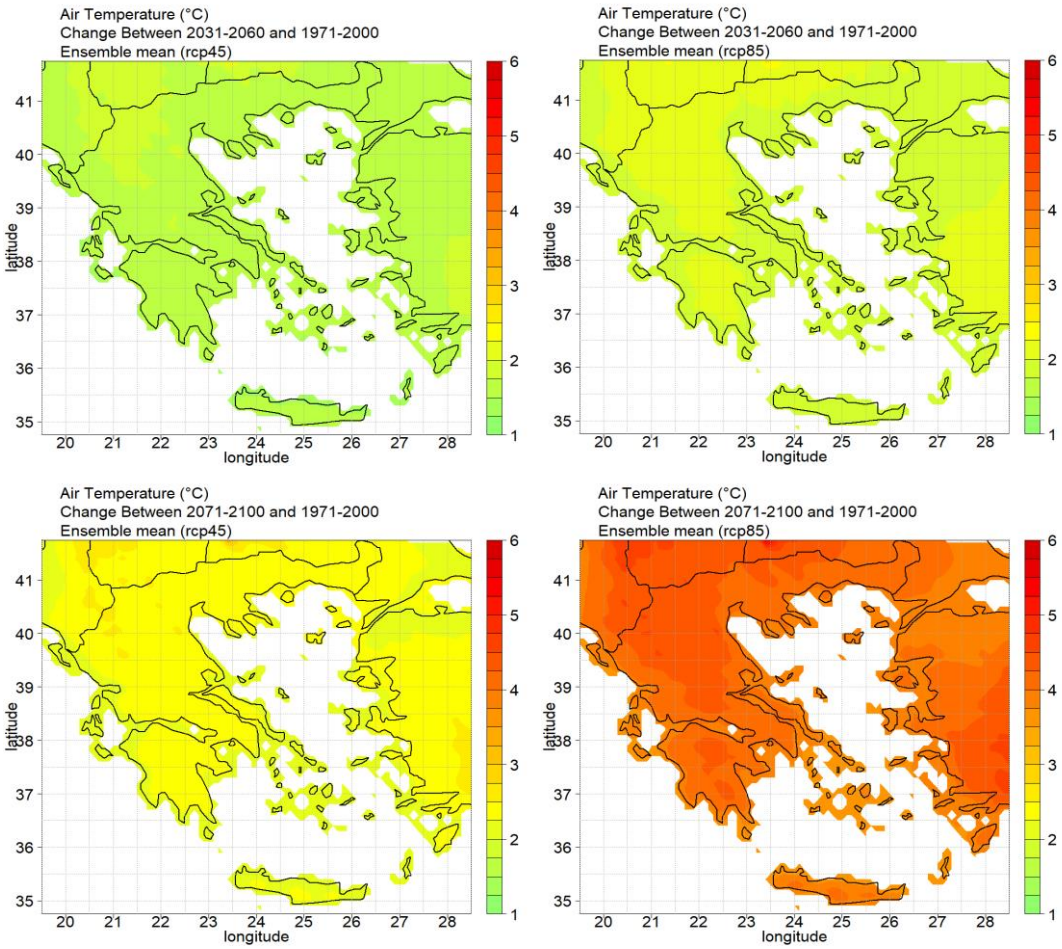
Γ) Μακρινό μέλλον: 2071-2100

και για τα δύο υπό εξέταση σενάρια εκπομπών RCP4.5 και RCP8.5.

Στη συνέχεια παρουσιάζονται οι μεταβολές των κλιματικών παραμέτρων στο εγγύς και απώτερο μέλλον σε σχέση με την περίοδο αναφοράς για καθένα από τα σενάρια εκπομπών.

1.2.5 Μέση θερμοκρασία αέρος στα 2 m από την επιφάνεια του εδάφους

Η μέση θερμοκρασία στα 2 m αναμένεται να συνεχίσει την ανοδική τάση και στις δεκαετίες που έρχονται όπως φαίνεται και στο Σχήμα 1.2.2 όπου αποτυπώνεται η χωρική κατανομή της μεταβολής της για το εγγύς (2031-2060) και το απώτερο μακρινό μέλλον (2071-2100) ως προς την περίοδο αναφοράς (1971-2000) για την περίπτωση των δύο υπό εξέταση σεναρίων εκπομπών RCP4.5 και RCP8.5. Γενικά, η θερμοκρασία αυξάνεται σχετικά ομοιόμορφα σε όλη τη χώρα με εξαίρεση μια μικρή βαθμίδα θερμοκρασίας από τις ακτές, όπου η αύξηση είναι μερικά δέκατα του βαθμού χαμηλότερη, προς τα ενδότερα. Κατά το εγγύς μέλλον, η θερμοκρασία αυξάνεται περίπου κατά 1,5 °C για το σενάριο RCP4.5 ενώ για το σενάριο RCP8.5 η αύξηση είναι κατά λίγα δέκατα του βαθμού μεγαλύτερη, χωρίς πάντως να ξεπερνά σε κανένα σημείο της Ελλάδας τους 2 °C. Καθώς κινούμαστε προς το μακρινό μέλλον, η αύξηση της θερμοκρασίας αναμένεται εντονότερη και εκτιμάται ότι θα κυμανθεί περί τους 2,5 - 3,0°C για το σενάριο RCP4.5, ενώ σημαντικά μεγαλύτερη εκτιμάται ότι θα είναι για το RCP8.5, οπότε η αύξηση θα αγγίξει τους 4,5°C.

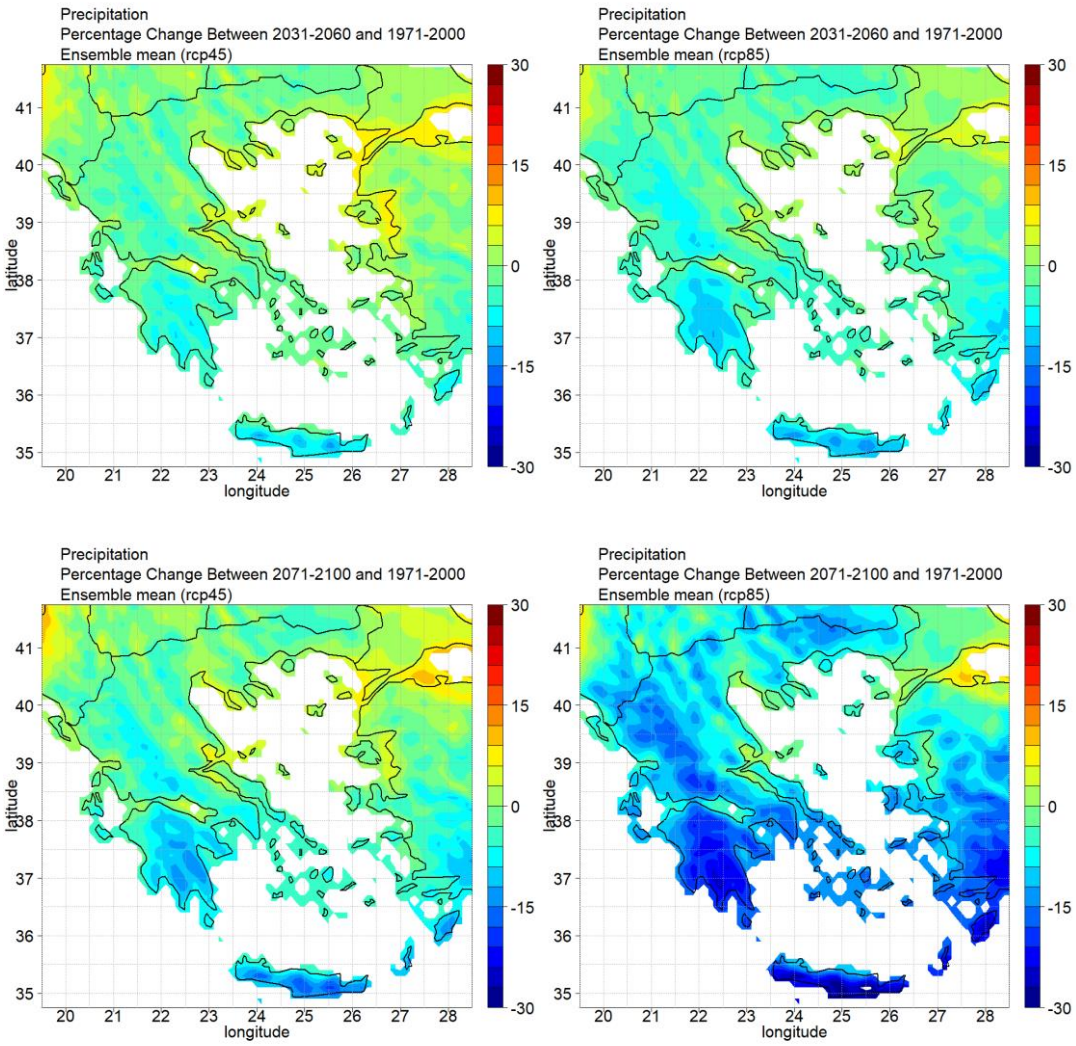


Σχήμα 1.2.2. Μεταβολή της θερμοκρασίας στα 2 m από την επιφάνεια του εδάφους (σε °C) σε σχέση με την περίοδο αναφοράς, 1971-2000, για τις μελλοντικές περιόδους 2031-2060 (επάνω σειρά) και 2071-2100 (κάτω σειρά) και για τα σενάρια εκπομπών RCP4.5 (αριστερή στήλη) και RCP8.5 (δεξιά στήλη). Μέση τιμή από τα αποτελέσματα 21 προσομοιώσεων.

1.2.6 Βροχόπτωση

Στο Σχήμα 1.2.3 παρουσιάζεται η ποσοστιαία μεταβολή της βροχόπτωσης. Για το σενάριο RCP4.5, η μεταβολή είναι σχετικά ήπια με τη μείωση να κυριαρχεί ιδίως από νοτιότερα των 40° N. Υπάρχει μια τοπική μεταβλητότητα με τη μείωση να είναι πιο ισχυρή πάνω από τους ορεινούς όγκους και πιο ασθενής στα παράλια και στα πεδινά. Επίσης, υπάρχει μια βαθμίδα με το γεωγραφικό πλάτος με τη μείωση να είναι μέγιστη στα νότια, ενώ στα βόρεια τείνει να μηδενιστεί. Αυτό φαίνεται καθαρά στον ορεινό άξονα της Πίνδου, συνεχίζεται στα βουνά της Πελοποννήσου και της Κρήτης. Έτσι, για το σενάριο RCP4.5 και την περίοδο 2031-2060 (πάνω αριστερά), η μείωση φτάνει τη μέγιστη τιμή της,

περίπου 12%, στα ορεινά της Κρήτης και σταδιακά μικρότερες τιμές πιο βόρεια στον ορεινό άξονα, ενώ υπάρχουν μικρές περιοχές με ασθενή αύξηση ως 3% σε τοποθεσίες όπως ο Θεσσαλικός κάμπος και η πεδιάδα του Αξιού. Στην περίοδο 2071-2100 η χωρική κατανομή είναι παρόμοια, ωστόσο η μείωση κατά μήκος του ορεινού άξονα είναι πιο ισχυρή και αγγίζει το 20% στα ορεινά της Κρήτης.



Σχήμα 1.2.3. Ποσοστιαία μεταβολή του ύψους βροχόπτωσης σε σχέση με την περίοδο αναφοράς, 1971-2000, για τις μελλοντικές περιόδους 2031-2060 (επάνω σειρά) και 2071-2100 (κάτω σειρά) και για τα σενάρια εκπομπών RCP4.5 (αριστερή στήλη) και RCP8.5 (δεξιά στήλη). Μέση τιμή από τα αποτελέσματα 21 προσομοιώσεων.

Για το σενάριο RCP8.5, η μείωση στα έτη 2031-2060 είναι κατά περίπου 3 μονάδες μεγαλύτερη από την αντίστοιχη του RCP4.5 με παρόμοια χωρική κατανομή,

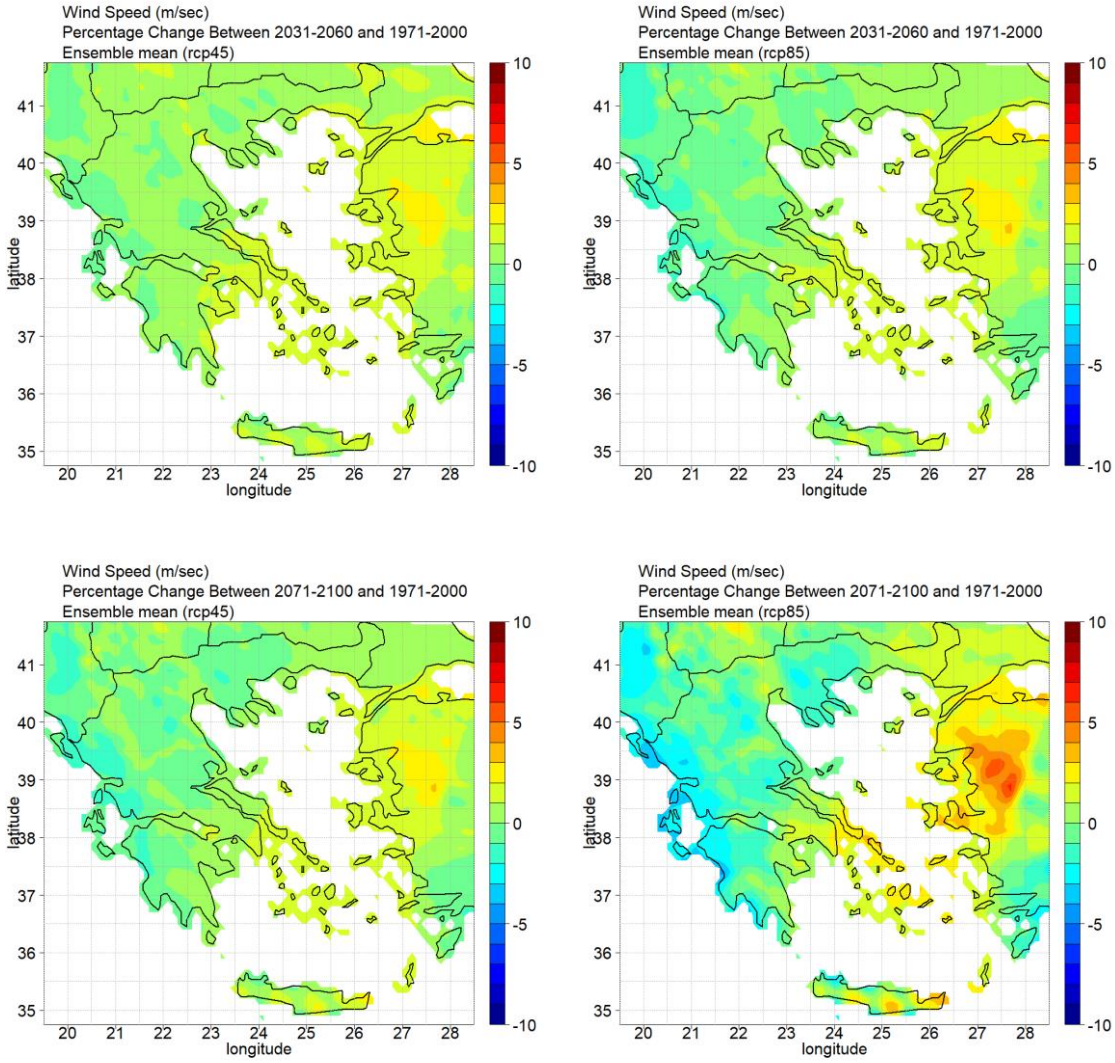
παρουσιάζοντας μικρές μεταβολές στη βόρεια Ελλάδα οι οποίες γίνονται σημαντικότερες ιδίως στην Πελοπόννησο και την Κρήτη όπου στα ορεινά η μείωση φτάνει το 15%. Στα έτη 2071-2100, η μείωση είναι πολύ εντονότερη. Βορειότερα της Αττικής είναι εντονότερη στα μεγαλύτερα υψόμετρα φτάνοντας στην ορεινή Ροδόπη το 15% και στην Πίνδο το 20%. Από το ύψος της Αττικής και νοτιότερα, σημαντικές μειώσεις αναμένονται τόσα στα πεδινά όσο και τα ορεινά που ξεπερνούν το 15% στην Αττική και τις Κυκλάδες το 20% έως 25% στην Πελοπόννησο και τα Δωδεκάνησα και το 30% στα ορεινά της Κρήτης. Σημειώνεται ότι στην Κρήτη η μείωση είναι μεγαλύτερη στις νότιες πλαγιές των βουνών από ότι στις βόρειες.

1.2.7 Ταχύτητα ανέμου

Η μεταβολή της μέσης ετήσιας ταχύτητας ανέμου σε ύψος 10m παρουσιάζεται στο Σχήμα 1.2.4. Για το σενάριο RCP4.5, το μεγαλύτερο μέρος της ηπειρωτικής Ελλάδας εμφανίζει ελάχιστη μεταβολή, μεταξύ του -1% και +1%. Στην περίοδο 2031-2060 μόνο τα ανατολικά άκρα της Πελοποννήσου, η Αττική και το μεγαλύτερο μέρος της Εύβοιας εμφανίζουν ασθενή αύξηση άνω του 1%, όπως επίσης και τα περισσότερα νησιά του Αιγαίου και τμήματα της Κρήτης. Στην περίοδο 2071-2100 υπάρχει μια στενή ζώνη παράλληλα με τα δυτικά παράλια και σε μερικά ακόμα μεμονωμένα σημεία της βόρειας χώρας όπου προβλέπεται μείωση της μέσης ταχύτητας του ανέμου κατά περισσότερο από 1%, ενώ παραμένει μια περιοχή με ελαφρά αύξηση στο Αιγαίο, η οποία όμως είναι μικρότερη καθώς δεν περιλαμβάνει τμήματα της Πελοποννήσου, τη Λήμνο και τη Σαμοθράκη ενώ από την Αττική και την Εύβοια περιλαμβάνει μόνο μικρά τμήματα. Εντονότερες είναι οι μεταβολές για το σενάριο RCP8.5. Στα έτη 2031-2060 υπάρχουν μερικές περιοχές μείωσης της μέσης ταχύτητας άνω του 1% κοντά στα δυτικά παράλια και μια περιοχή αύξησης άνω του 1% που περικλείεται από τη Λέσβο, τη Σκόπελο, το νότιο μισό της Εύβοιας, την Αττική το δυτικό άκρο της Αργολίδας, το μεγαλύτερο μέρος των Κυκλάδων και την Κάρπαθο καθώς και σε τμήματα της Κρήτης. Οι εντονότερες μεταβολές παρατηρούνται την περίοδο 2071-2100. Η ζώνη μειωμένης μέσης ταχύτητας στα δυτικά είναι ισχυρότερη, ξεπερνά το 3% σε περιοχές των δυτικών παραλίων και Ιονίων νήσων, και μειώνεται βαθμιαία προς την κατεύθυνση του Αιγαίου, ενώ υπάρχουν και άλλες περιοχές όπου η μείωση ξεπερνά το 2% στη βόρεια Στερεά Ελλάδα, βόρεια Θεσσαλία-Μακεδονία, και κεντροανατολική Μακεδονία. Ισχυρότερη είναι και η περιοχή ενίσχυσης της μέσης ταχύτητας του ανέμου η οποία διατηρεί περίπου την ίδια γεωγραφική εξάπλωση αλλά η αύξηση ξεπερνά το 3% σε περιοχές της Άνδρου, στο ανατολικό άκρο της Κρήτης και στον νότο του νομού Ηρακλείου.

Η μεταβολή της μέσης ταχύτητας του ανέμου για τους θερινούς μήνες (Σχήμα 1.2.5) είναι πιο έντονη από την ετήσια. Για το σενάριο RCP4.5, στα έτη 2031-2060, υπάρχει μια ασθενής μείωση κατά μήκος της οροσειράς της Πίνδου και σε μικρές περιοχές δυτικά

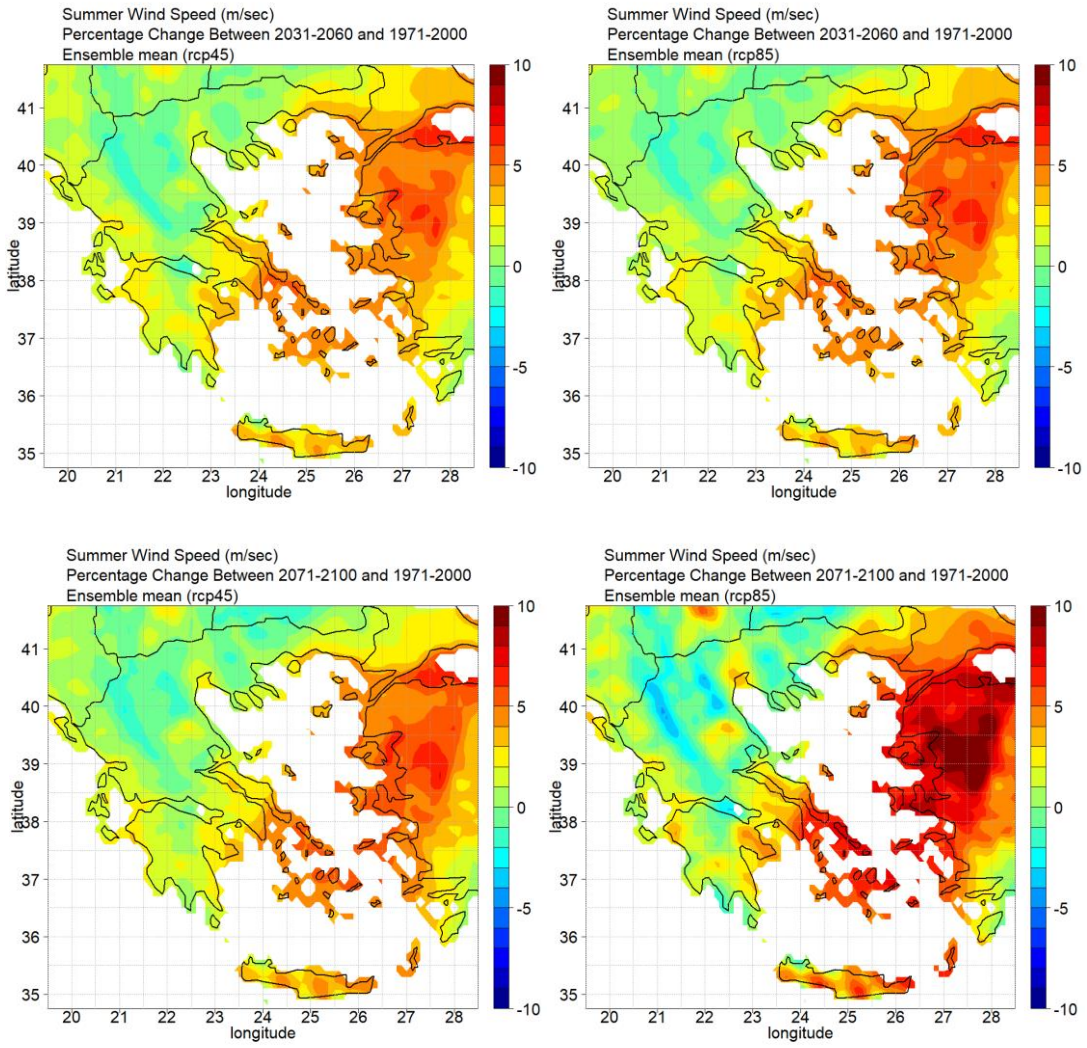
του Θερμαϊκού και στον Κορινθιακό κόλπο που ξεπερνά το 1%. Πιο ισχυρή είναι η αύξηση που επικρατεί σε μεγάλο τμήμα της χώρας. Το μέγιστο της αύξησης, 5%, εντοπίζεται στην περιοχή του στενού του Καφηρέα, ενώ σε μεγάλο μέρος των νησιών του Αιγαίου, στην ανατολική Αττική, στη νοτιοανατολική Εύβοια και σε τμήματα της Κρήτης αναμένεται αύξηση της τάξης του 4%. Αύξηση επίσης υπάρχει στη Θράκη, την Αττικοβοιωτία και την Εύβοια, στο μεγαλύτερο μέρος της Πελοποννήσου και σε μια ζώνη κατά μήκος των δυτικών παραλίων της χώρας. Παρόμοια είναι η μεταβολή και στην περίοδο 2071-2100 με κυριότερη διαφορά ότι η περιοχή της μέγιστης αύξησης, 5%, είναι μετατοπισμένη προς τα ανατολικά και μεγαλύτερη καθώς απλώνεται σε τμήματα περισσότερων νησιών του Αιγαίου σε μια περιοχή που ορίζεται από την Άνδρο, την Αμοργό και τη Λέσβο. Επίσης, η αύξηση είναι μεγαλύτερη στην Κρήτη, μικρότερη στη Θράκη, στην ανατολική Στερεά Ελλάδα, Πελοπόννησο και δυτική Ελλάδα.



Σχήμα 1.2.4. Ποσοστιαία μεταβολή της μέσης ετήσιας ταχύτητας του ανέμου σε σχέση με την περίοδο αναφοράς, 1971-2000, για τις μελλοντικές περιόδους 2031-2060 (επάνω σειρά) και 2071-2100 (κάτω σειρά) και για τα σενάρια εκπομπών RCP4.5 (αριστερή στήλη) και RCP8.5 (δεξιά στήλη). Μέση τιμή από τα αποτελέσματα 21 προσομοιώσεων.

Για το σενάριο RCP8.5, η μεταβολή της μέσης ταχύτητας του ανέμου τα έτη 2031-2060 είναι πολύ παραπλήσια με του σεναρίου RCP4.5, με κυριότερη διαφορά ότι υπάρχουν περιοχές με αύξηση 5% και στη Λέσβο και ότι στο μεγαλύτερο μέρος της Ηπείρου η αύξηση είναι μικρότερη από 1%. Οι εντονότερες μεταβολές υπάρχουν για την περίοδο 2071-2100. Το μέγιστο της αύξησης, 8%, εντοπίζεται στη νοτιοανατολική Λέσβο ενώ σε ολόκληρο το νησί ξεπερνά το 6%. Η περιοχή με αύξηση 6% φτάνει μέχρι το ανατολικό άκρο της Αττικής και το νότιο άκρο της Εύβοιας, το βορειοανατολικό μισό των Κυκλάδων

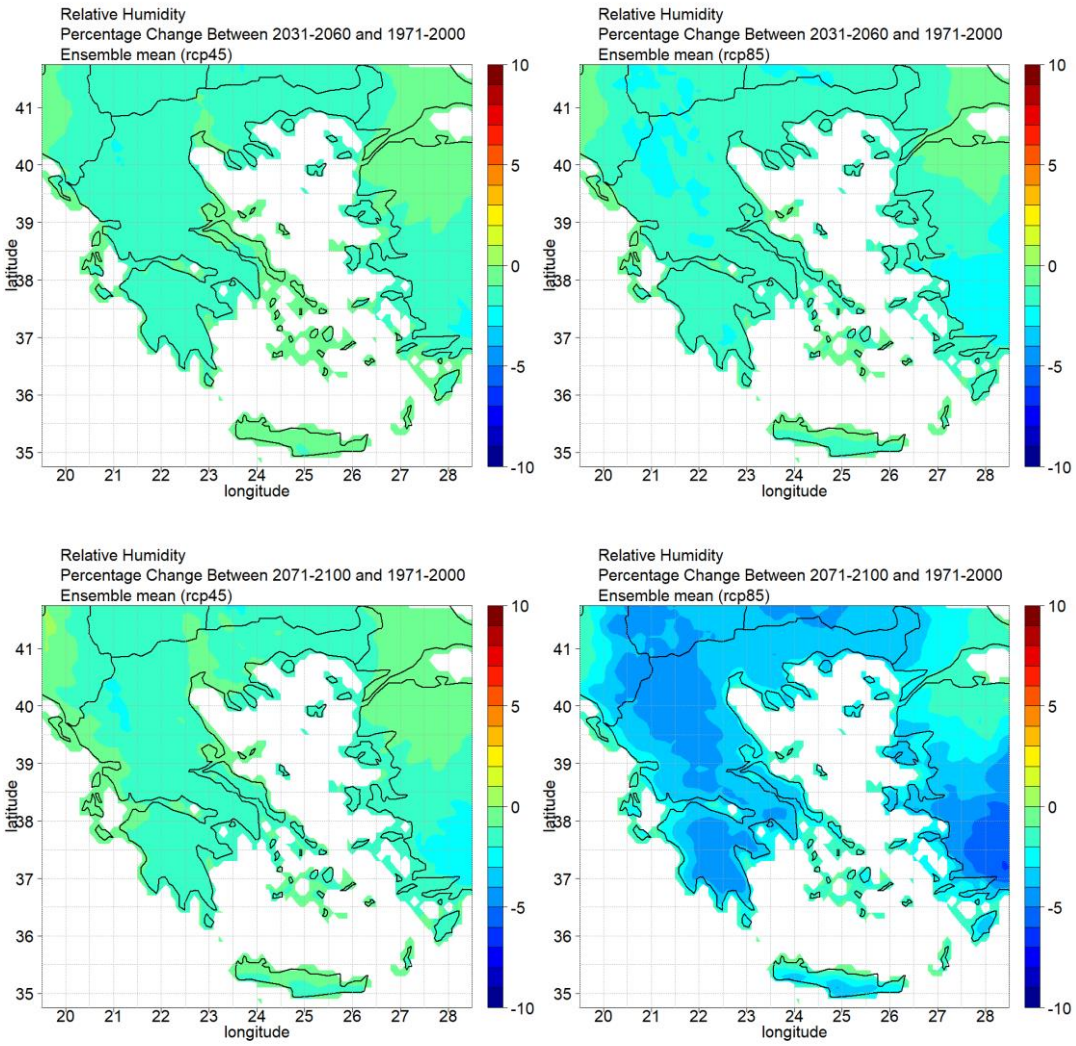
και τη Σάμο, ενώ το ίδιο ισχύει και για περιοχές της Κρήτης. Έντονη αύξηση αναμένεται επίσης στη Θράκη, στην κοιλάδα του Αξιού, στο Θεσσαλικό κάμπο, στην ανατολική Στερεά Ελλάδα, ανατολική και δυτική Πελοπόννησο, στην Κρήτη και στο μεγαλύτερο μέρος των Δωδεκανήσων. Εντονότερη είναι και η μείωση της μέσης ταχύτητας του ανέμου που ξεπερνά το 3% στον άξονα του βόρειου τμήματος της ελληνικής Πίνδου και στον άξονα Ολύμπου-Βερμίου.



Σχήμα 1.2.5. Ποσοστιαία μεταβολή της μέσης ταχύτητας του ανέμου κατά το θέρος σε σχέση με την περίοδο αναφοράς, 1971-2000, για τις μελλοντικές περιόδους 2031-2060 (επάνω σειρά) και 2071-2100 (κάτω σειρά) και για τα σενάρια εκπομπών RCP4.5 (αριστερή στήλη) και RCP8.5 (δεξιά στήλη). Μέση τιμή από τα αποτελέσματα 21 προσομοιώσεων.

1.2.8 Σχετική υγρασία

Η ποσοστιαία μεταβολή της μέσης ετήσιας σχετικής υγρασίας παρουσιάζεται στο Σχήμα 1.2.6. Για το σενάριο RCP4.5 τόσο στο κοντινό όσο και στο μακρινό μέλλον αναμένονται μικρές μειώσεις έως και 2% στο μεγαλύτερο μέρος της ηπειρωτικής Ελλάδας, στην Εύβοια, στα νησιά του ανατολικού Αιγαίου, στα νότια τμήματα της Κρήτης και στα Δωδεκάνησα. Παρόμοιες μεταβολές εκτιμώνται από τις προσομοιώσεις στο κοντινό μέλλον και για το σενάριο RCP8.5. Εντούτοις, στο μακρινό μέλλον (2071-2100) υπό το σενάριο RCP8.5 αναμένονται σημαντικότερες μειώσεις μεταξύ 2% και 5% με τις μικρότερες μεταβολές να αναμένονται στα νησιά του Ιονίου, τις Κυκλάδες και τη βόρεια Κρήτη και τις μεγαλύτερες στην Πίνδο, στη Ροδόπη και στα ορεινά της Πελοποννήσου.

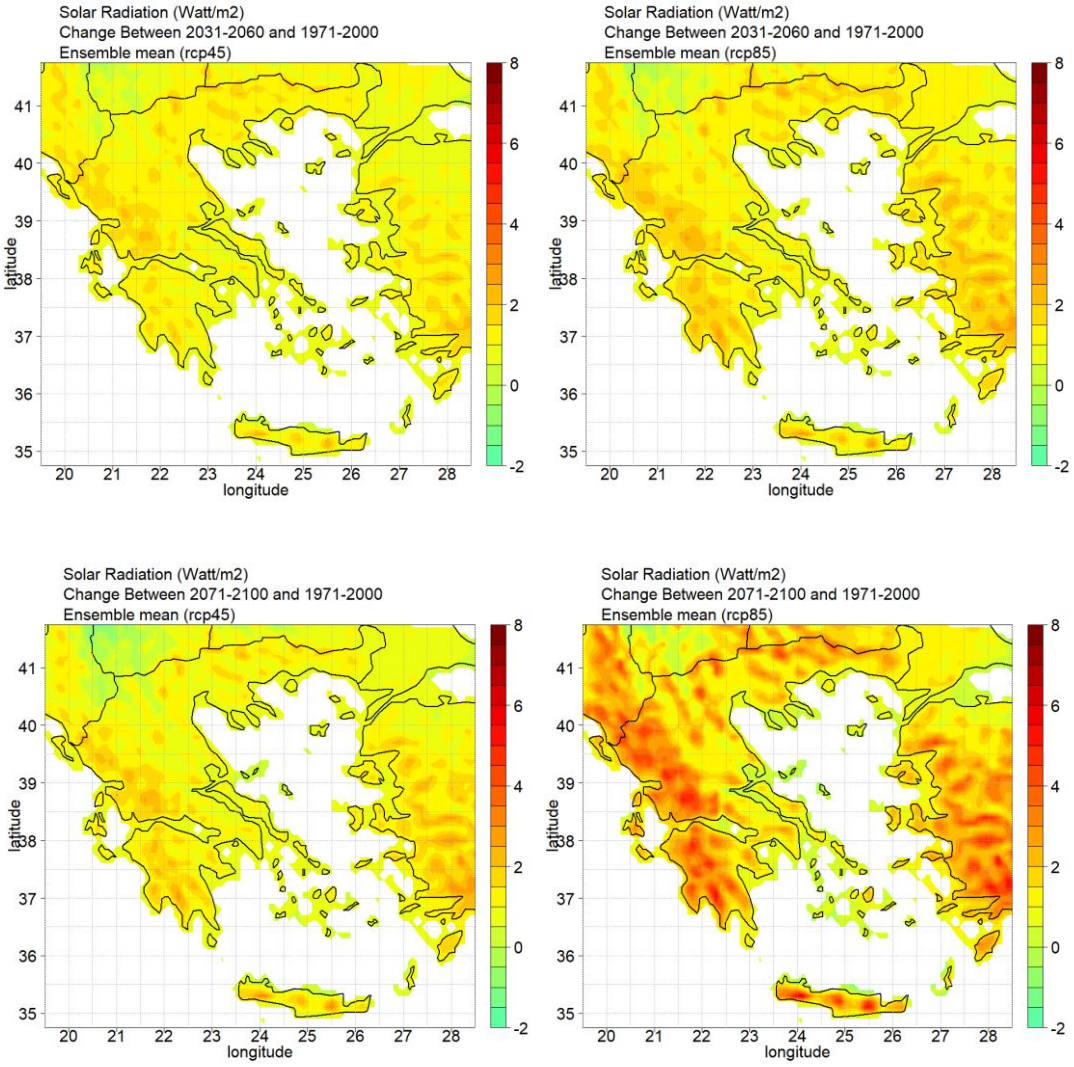


Σχήμα 1.2.6. Ποσοστιαία μεταβολή της μέσης ετήσιας σχετικής υγρασίας σε σχέση με την περίοδο αναφοράς, 1971-2000, για τις μελλοντικές περιόδους 2031-2060 (επάνω

σειρά) και 2071-2100 (κάτω σειρά) και για τα σενάρια εκπομπών RCP4.5 (αριστερή στήλη) και RCP8.5 (δεξιά στήλη). Μέση τιμή από τα αποτελέσματα 21 προσομοιώσεων.

1.2.9 Εισερχόμενη ηλιακή ακτινοβολία

Στο Σχήμα 1.2.7 παρουσιάζεται η μεταβολή της προσπίπτουσας στην επιφάνεια ηλιακής ακτινοβολίας. Η μεταβολή είναι αυξητική και σχετικά ομοιόμορφη στο μεγαλύτερο μέρος της χώρας με εξαίρεση τα μεγάλα υψόμετρα όπου λαμβάνει τις μέγιστες τιμές της. Για το σενάριο RCP4.5, η μεταβολή στα έτη 2031-2060 υπερβαίνει το +1 W/m^2 στο μεγαλύτερο μέρος της χώρας και το +1,5 W/m^2 στα ορεινά, ενώ για τα έτη 2071-2100 είναι ελαφρώς ασθενέστερη στα πεδινά και ελαφρώς ισχυρότερη στα ορεινά. Για το σενάριο RCP8.5, η αύξηση στα πεδινά είναι παρόμοια, ενώ στα ορεινά αρχίζει από χαμηλότερα υψόμετρα και καταλαμβάνει μεγαλύτερες εκτάσεις. Συγκεκριμένα, σε αρκετές περιοχές υπερβαίνει τα +2 W/m^2 στα έτη 2031-2060 και τα +5 W/m^2 στην περίοδο των ετών 2071-2100. Σημειώνεται ότι οι προαναφερθείσες αυξήσεις συνδέονται με αντίστοιχες μειώσεις στο κλάσμα νεφοκάλυψης.

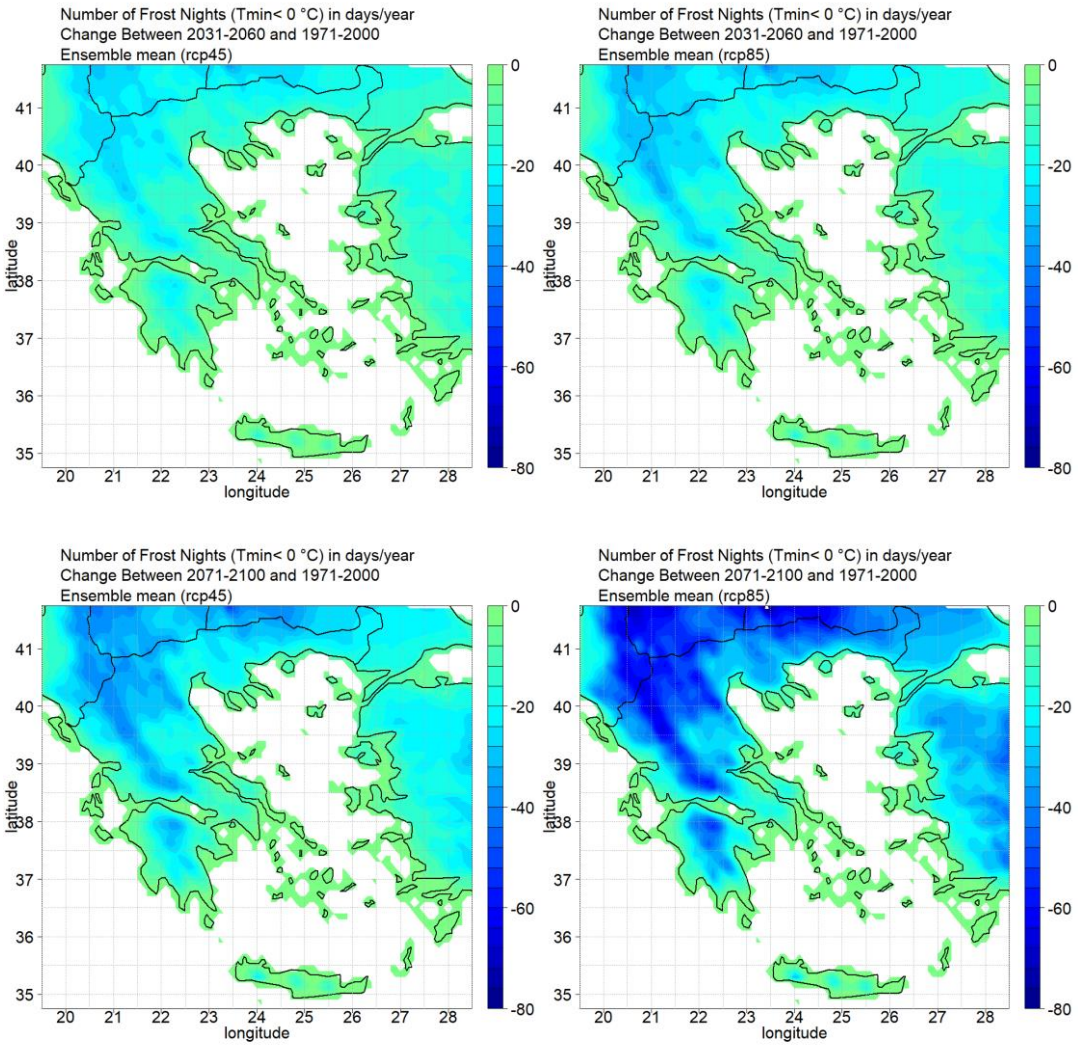


Σχήμα 1.2.7. Μεταβολή της προσπίπτουσας στην επιφάνεια ηλιακής ακτινοβολίας (σε W/m^2) σε σχέση με την περίοδο αναφοράς, 1971-2000, για τις μελλοντικές περιόδους 2031-2060 (επάνω σειρά) και 2071-2100 (κάτω σειρά) και για τα σενάρια εκπομπών RCP4.5 (αριστερή στήλη) και RCP8.5 (δεξιά στήλη). Μέση τιμή από τα αποτελέσματα 21 προσομοιώσεων.

1.2.10 Νυχτερινός παγετός και αυξητική περίοδος των φυτών

Η μεταβολή του αριθμού των ημερών με νυχτερινό παγετό (frost nights), δηλαδή των ημερών με ελάχιστη θερμοκρασία μικρότερη από 0 °C, παρουσιάζεται στο Σχήμα 1.2.8. Η μεταβολή έχει παντού αρνητικό πρόσημο και φαίνεται να επηρεάζεται κυρίως από τον

αριθμό των ημερών παγετού στο παρόν κλίμα, οπότε οι μεγαλύτερες μειώσεις εντοπίζονται κυρίως στα μεγάλα υψόμετρα και δευτερευόντως στα βόρεια περισσότερο από ότι στα νότια. Για την περίοδο 2031-2060 και υπό το σενάριο RCP4.5, η μεγαλύτερη μείωση των ημερών παγετού είναι 28 ημέρες ανά έτος περίπου και αναμένεται στις υψηλότερες κορυφές της Πίνδου βορειότερα από τις 39,5° Ν. Η μείωση είναι μικρότερη στα χαμηλότερα υψόμετρα και στο μεγαλύτερο μέρος της επικράτειας και κυμαίνεται μεταξύ 8 και 20 ημερών ανά έτος. Προσεγγίζοντας την ακτογραμμή, περιλαμβανομένης και της ακτογραμμής των νησιών, η μείωση τείνει απότομα στο μηδέν, μιας και κατά το παρόν κλίμα στα παραθαλάσσια σπάνια εμφανίζεται παγετός ακόμα και τη νύχτα. Για την περίοδο 2071-2100, η μείωση είναι αρκετά ισχυρότερη στα μεγάλα υψόμετρα και φτάνει έως και τις 40 ημέρες ανά έτος, ωστόσο στο μεγαλύτερο μέρος της χώρας η μεταβολή είναι περίπου ίδια.

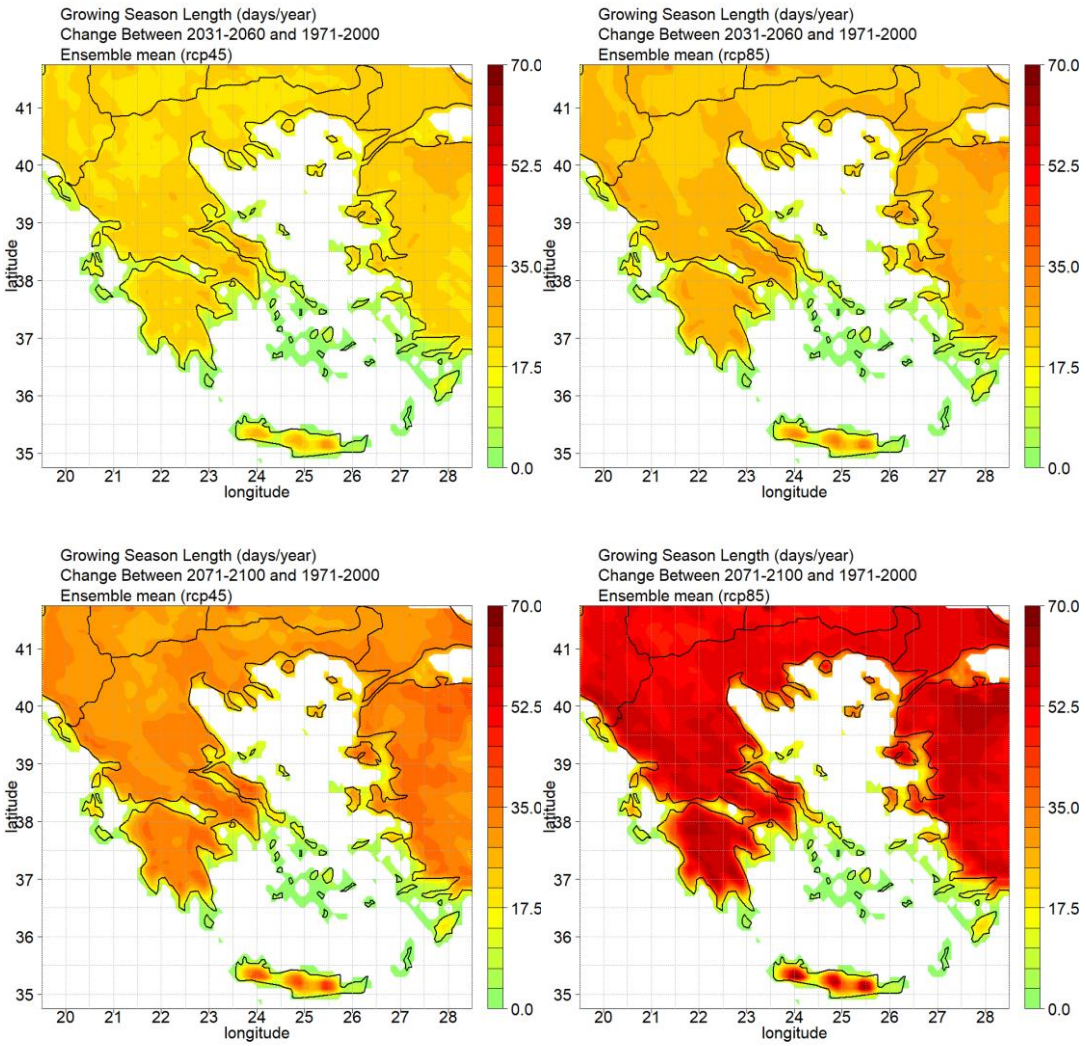


Σχήμα 1.2.8. Μεταβολή του αριθμού των ημερών με νυχτερινό παγετό (σε μέρες/έτος) σε σχέση με την περίοδο αναφοράς, 1971-2000, για τις μελλοντικές περιόδους 2031-2060 (επάνω σειρά) και 2071-2100 (κάτω σειρά) και για τα σενάρια εκπομπών RCP4.5 (αριστερή στήλη) και RCP8.5 (δεξιά στήλη). Μέση τιμή από τα αποτελέσματα 21 προσομοιώσεων.

Υπό το σενάριο RCP8.5, στην περίοδο 2031-2060, η γεωγραφική κατανομή είναι παρόμοια με τη μείωση να φτάνει περίπου τις 35 ημέρες ανά έτος στα μεγαλύτερα υψόμετρα της βόρειας Πίνδου, ενώ στο μεγαλύτερο μέρος της χώρας είναι μικρότερη από 25 ημέρες ανά έτος. Για την περίοδο 2071-2100, η μείωση είναι αρκετά εντονότερη με αποτέλεσμα να ξεπερνάει τις 65 ημέρες στη βόρεια Πίνδο. Στα χαμηλότερα υψόμετρα, η μείωση είναι βαθμιαία με αποτέλεσμα να είναι μεγαλύτερη από 30 ημέρες ανά έτος στο μεγαλύτερο μέρος της βόρειας Ελλάδας και μεγαλύτερη από 15 ημέρες ανά

έτος στην Πελοπόννησο. Στη νησιωτική χώρα, η μείωση είναι σχετικά ασθενής λόγω του μικρού υψομέτρου και της μικρής απόστασης από την ακτή, αν και στην Κρήτη φτάνει ως και τις 30 ημέρες ανά έτος στην περιοχή των Λευκών Ορέων.

Επιπλέον του αριθμού των ημερών με παγετό, εξετάστηκε και η παράμετρος της αυξητικής περιόδου, η οποία ορίζεται ως η περίοδος με ευνοϊκές συνθήκες για ανάπτυξη φυτών και καλλιεργειών και περιλαμβάνει τον αριθμό των ημερών που μεσολαβούν μεταξύ του τελευταίου ανοιξιάτικου παγετού και του πρώτου φθινοπωρινού παγετού. Στο Σχήμα 1.2.9 παρουσιάζονται οι αλλαγές στη διάρκεια της αυξητικής περιόδου, η οποία για όλα τα σενάρια εκπομπών παρουσιάζει αυξητικές τάσεις ως αποτέλεσμα της πρώιμης λήξης και καθυστερημένης έναρξης των ανοιξιάτικων και φθινοπωρινών παγετών αντίστοιχα. Με εξαίρεση τα αμιγώς παραθαλάσσια τμήματα όπου οι αυξήσεις είναι μικρές, σε όλα τα υπόλοιπα τμήματα της Ελλάδας αναμένονται σχετικά ομοιόμορφες χωρικά αυξήσεις που φτάνουν στο εγγύς μέλλον τις 18 - 25 ημέρες/έτος για το σενάριο RCP4.5 και τις 25 - 35 ημέρες/έτος για το σενάριο RCP8.5, με τις μεγαλύτερες αυξήσεις να εντοπίζονται στην ανατολική Στερεά, τα ημιορεινά της Πελοποννήσου και τα ορεινά της Κρήτης. Στο απώτερο μέλλον, οι αυξήσεις στη διάρκεια της αυξητικής περιόδου είναι μεγαλύτερες και αναμένεται να φτάσουν τις 40 - 50 ημέρες/έτος για το σενάριο RCP4.5 και τις 55 - 70 ημέρες/έτος για το σενάριο RCP8.5.

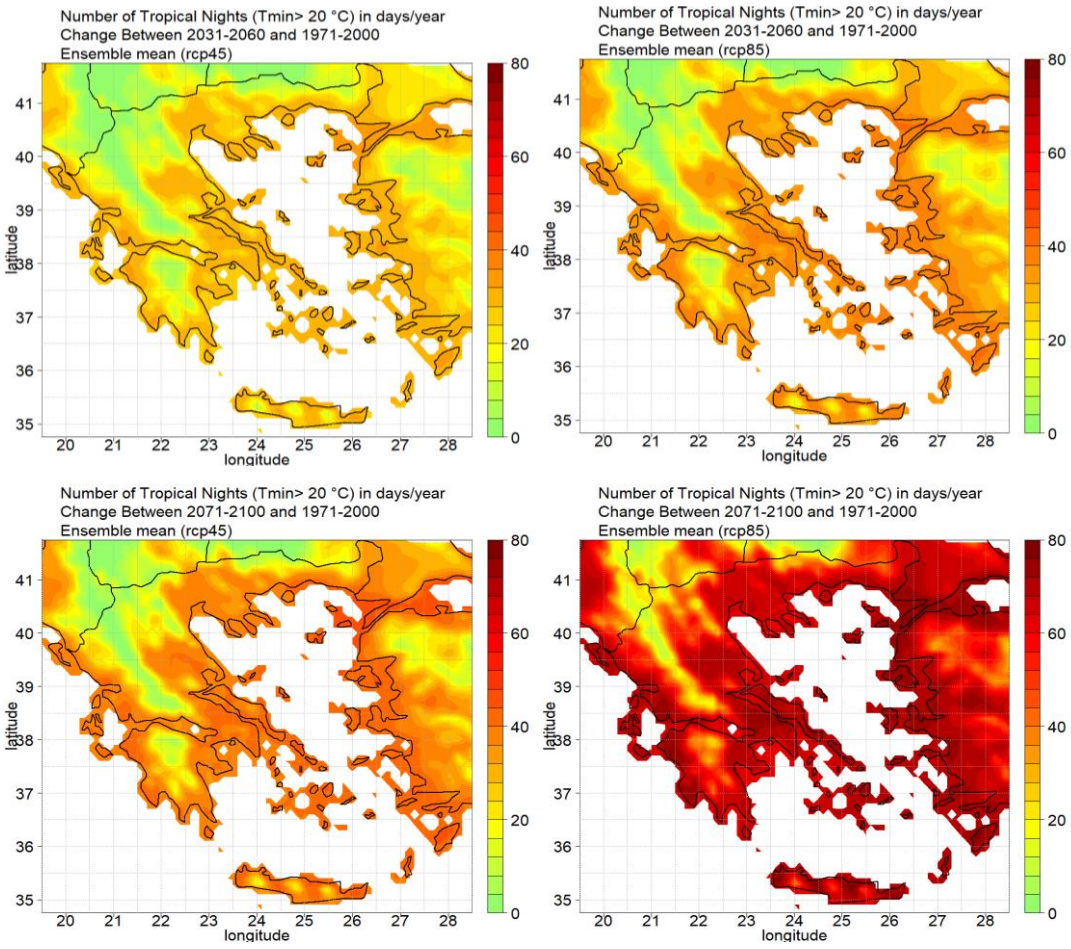


Σχήμα 1.2.9. Μεταβολές της αυξητικής περιόδου των φυτών (σε ημέρες/έτος) σε σχέση με την περίοδο αναφοράς, 1971-2000, για τις μελλοντικές περιόδους 2031-2060 (επάνω σειρά) και 2071-2100 (κάτω σειρά) και για τα σενάρια εκπομπών RCP4.5 (αριστερή στήλη) και RCP8.5 (δεξιά στήλη). Μέση τιμή από τα αποτελέσματα 21 προσομοιώσεων.

1.2.11 Τροπικές νύχτες

Στο Σχήμα 1.2.10 φαίνεται η χωρική κατανομή της μεταβολής του αριθμού των τροπικών νυχτών, δηλαδή των ημερών εκείνων κατά τις οποίες η ελάχιστη θερμοκρασία δεν πέφτει κάτω από τους 20 °C. Είναι εμφανές ότι οι μέρες αυτές γίνονται συχνότερες καθώς κινούμαστε στο απώτερο μέλλον, ιδιαίτερα για το σενάριο της μη δράσης (RCP8.5). Πιο συγκεκριμένα, κατά το εγγύς μέλλον και για τα δύο σενάρια εκπομπών αναμένονται σημαντικές αυξήσεις έως και κατά 25 - 30 ημέρες/έτος για το σενάριο RCP4.5 και λίγο

περισσότερες 35 - 40 ημέρες/έτος για το σενάριο RCP8.5, σε όλα τα νησιωτικά, πεδινά και παραθαλάσσια τμήματα της Ελλάδας. Μικρότερες αυξήσεις, που φτάνουν τις 10 μέρες/έτος περίπου, αναμένονται στα ορεινά, ενώ στα πολύ ορεινά τμήματα (>1.500 m) οι μεταβολές θα είναι πολύ μικρές. Κατά το απώτερο μέλλον, οι αυξήσεις για την περίπτωση του σεναρίου RCP4.5 δεν αλλάζουν σημαντικά σε σχέση με τις εκτιμήσεις για το εγγύς μέλλον. Ωστόσο, για το σενάριο RCP8.5, οι αυξήσεις προς τα τέλη του αιώνα γίνονται σημαντικά μεγαλύτερες και κυμαίνονται από 60 έως 80 μέρες/έτος στο σύνολο των πεδινών και νησιωτικών τμημάτων της Ελλάδας. Μικρότερες αλλά σημαντικές αυξήσεις, μεταξύ 20 και 40 ημερών/έτος, αναμένονται επίσης ακόμα και στις ορεινές και ημιορεινές περιοχές της Ελλάδας, με εξαίρεση την αλπική ζώνη όπου δεν ξεπερνούν τις 10 ημέρες/έτος.

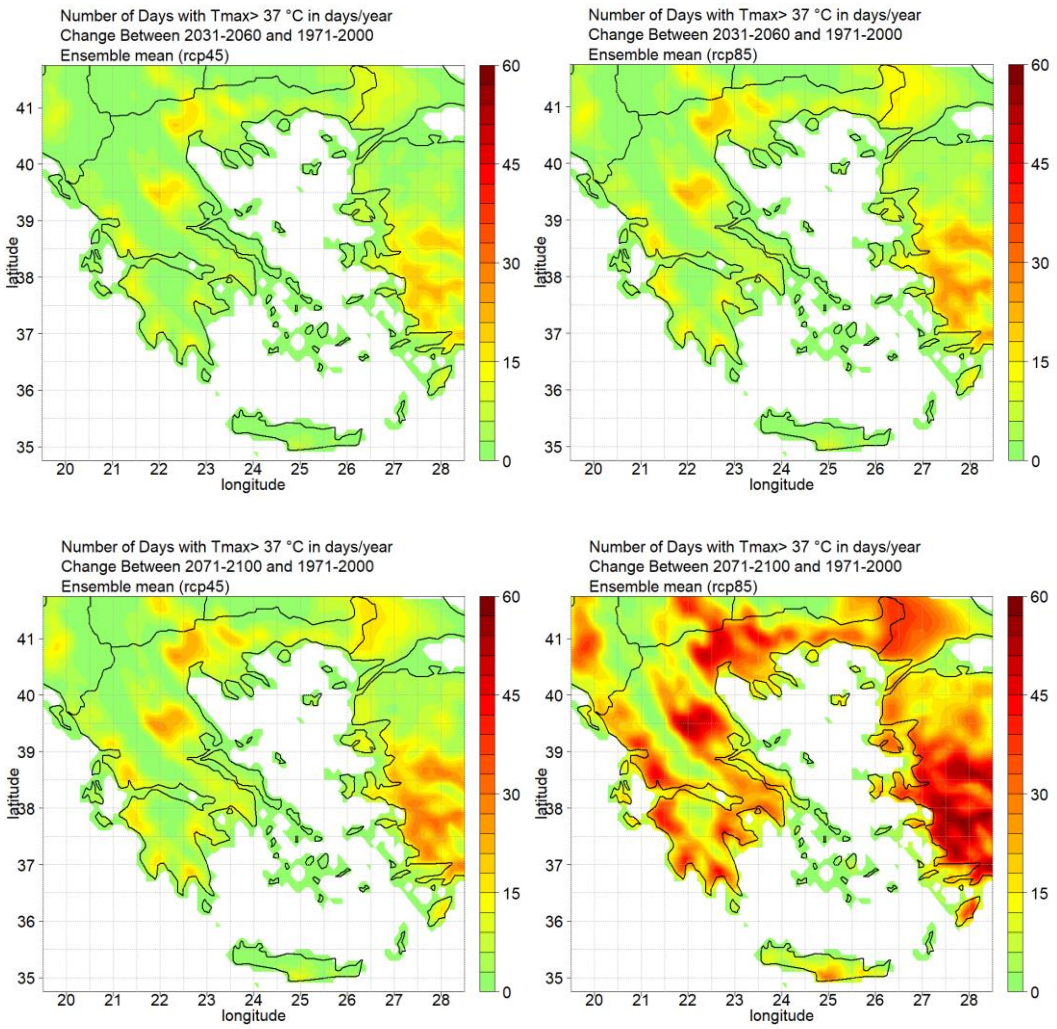


Σχήμα 1.2.10. Μεταβολή του αριθμού των ημερών/έτος που η ελάχιστη θερμοκρασία ξεπερνά τους 20 °C (τροπικές νύχτες) σε σχέση με την περίοδο αναφοράς, 1971-2000, για τις μελλοντικές περιόδους 2031-2060 (επάνω σειρά) και 2071-2100 (κάτω σειρά) και για τα σενάρια εκπομπών RCP4.5 (αριστερή στήλη) και RCP8.5 (δεξιά στήλη). Μέση τιμή από τα αποτελέσματα 21 προσομοιώσεων.

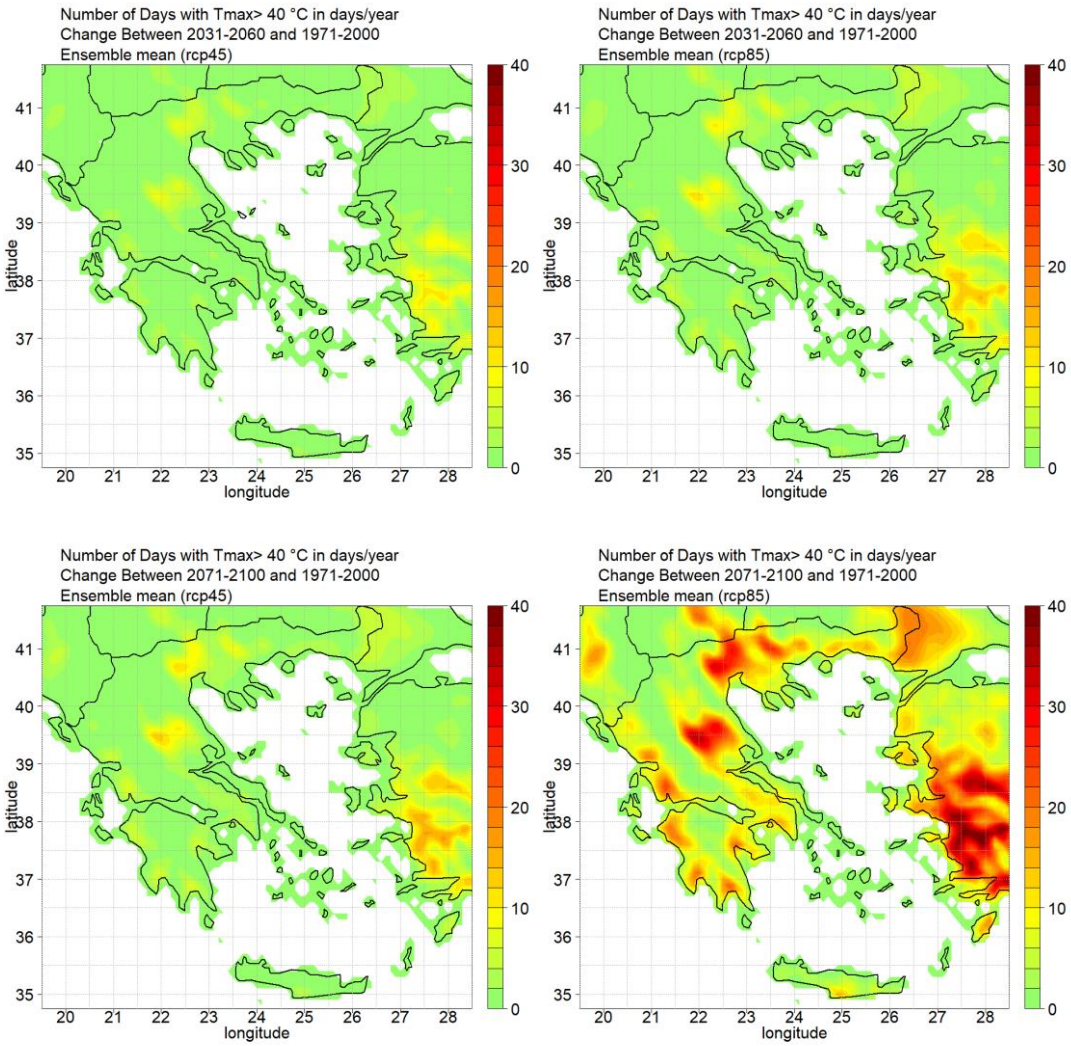
1.2.12 Ημέρες καύσωνα

Στο Σχήμα 1.2.11 φαίνεται η χωρική κατανομή της μεταβολής του αριθμού των ημερών κατά της οποίες η μέγιστη θερμοκρασία ξεπερνά τους 37 °C, δηλαδή ημερών που αγγίζουν το όριο του καύσωνα. Είναι εμφανές ότι οι ημέρες αυτές γίνονται συχνότερες καθώς κινούμαστε στο απώτερο μέλλον ιδιαίτερα για το σενάριο της μη δράσης (RCP8.5). Πιο συγκεκριμένα, κατά το εγγύς μέλλον και για τα δύο σενάρια εκπομπών αναμένονται σημαντικές αυξήσεις έως και κατά 15 - 20 ημέρες στις ευαίσθητες για καύσωνα και στο παρόν κλίμα περιοχές, δηλαδή στο Θεσσαλικό και Μακεδονικό κάμπο και δευτερευόντως στις πεδινές περιοχές της Αιτωλοακαρνανίας και της Ηλείας, τον Αργολικό, τον Μεσσηνιακό και τον Λακωνικό κάμπο, τα νησιά του ανατολικού Αιγαίου, τα Δωδεκάνησα και τη νότια Κρήτη. Για την περίπτωση του σεναρίου μετριασμού RCP4.5, η κατάσταση επιδεινώνεται ελαφρώς στο μακρινό μέλλον, με τις μέγιστες αυξήσεις στο Θεσσαλικό και τον Μακεδονικό κάμπο να αγγίζουν τις επιπλέον 25 - 30 ημέρες/έτος, ενώ στις πλέον επιρρεπείς περιοχές προστίθενται και περιοχές του Έβρου με αυξήσεις έως 15 ημέρες/έτος. Στην περίπτωση που οι εκπομπές συνεχίσουν να αυξάνονται χωρίς μετριασμό, η κατάσταση στο σύνολο της χώρας, με εξαίρεση τα πολύ ορεινά τμήματα, τις Κυκλάδες και τη Βόρεια Κρήτη, επιδεινώνεται δραματικά. Έτσι, στο σύνολο των υπόλοιπων περιοχών της Ελλάδας αναμένονται αυξήσεις τουλάχιστον κατά 15 - 20 ημέρες/έτος, ενώ στις πλέον ευαίσθητες στους καύσωνες περιοχές οι αυξήσεις αγγίζουν ακόμα και τις 60 ημέρες/έτος, δηλαδή οι ημέρες καύσωνα θα ξεπερνούν τους 2 μήνες.

Εκτός από τον αριθμό των ημερών που η μέγιστη θερμοκρασία ξεπερνά τους 37 °C, μελετήθηκαν και οι μεταβολές του αριθμού των ημερών που η μέγιστη θερμοκρασία ξεπερνά τους 40 °C ως ενδεικτικές έντονου καύσωνα και τα αποτελέσματα φαίνονται στο Σχήμα 1.2.12. Κατά το εγγύς μέλλον παρατηρούμε αυξήσεις που με εξαίρεση τα εσωτερικά του Θεσσαλικού κάμπου δεν ξεπερνούν τις 10 ημέρες/έτος, ενώ στις υπόλοιπες ευαίσθητες στον καύσωνα περιοχές οι αυξήσεις δεν ξεπερνούν τη μια εβδομάδα. Παρόμοια εικόνα προκύπτει και για το απώτερο μέλλον στην περίπτωση του σεναρίου μετριασμού. Πολύ δυσμενέστερες όμως είναι οι αναμενόμενες μεταβολές για το σενάριο RCP8.5, οπότε οι μέγιστες αυξήσεις στο Θεσσαλικό κάμπο και την κεντρική Μακεδονία φτάνουν ή και ξεπερνούν τις 30 επιπλέον ημέρες, στα υπόλοιπα πεδινά τμήματα της Δυτικής Ελλάδας, της Θράκης, της Ανατολικής Στερεάς και της Πελοποννήσου τις 15 - 20 ημέρες/έτος, ενώ λίγο μικρότερες αυξήσεις αναμένονται στα νησιά του ανατολικού Αιγαίου, στα Δωδεκάνησα και στα νότια της Κρήτης.



Σχήμα 1.2.11. Μεταβολή του αριθμού των ημερών που η μέγιστη θερμοκρασία ξεπερνά τους 37 °C (σε ημέρες/έτος) σε σχέση με την περίοδο αναφοράς, 1971-2000, για τις μελλοντικές περιόδους 2031-2060 (επάνω σειρά) και 2071-2100 (κάτω σειρά) και για τα σενάρια εκπομπών RCP4.5 (αριστερή στήλη) και RCP8.5 (δεξιά στήλη). Μέση τιμή από τα αποτελέσματα 21 προσομοιώσεων.



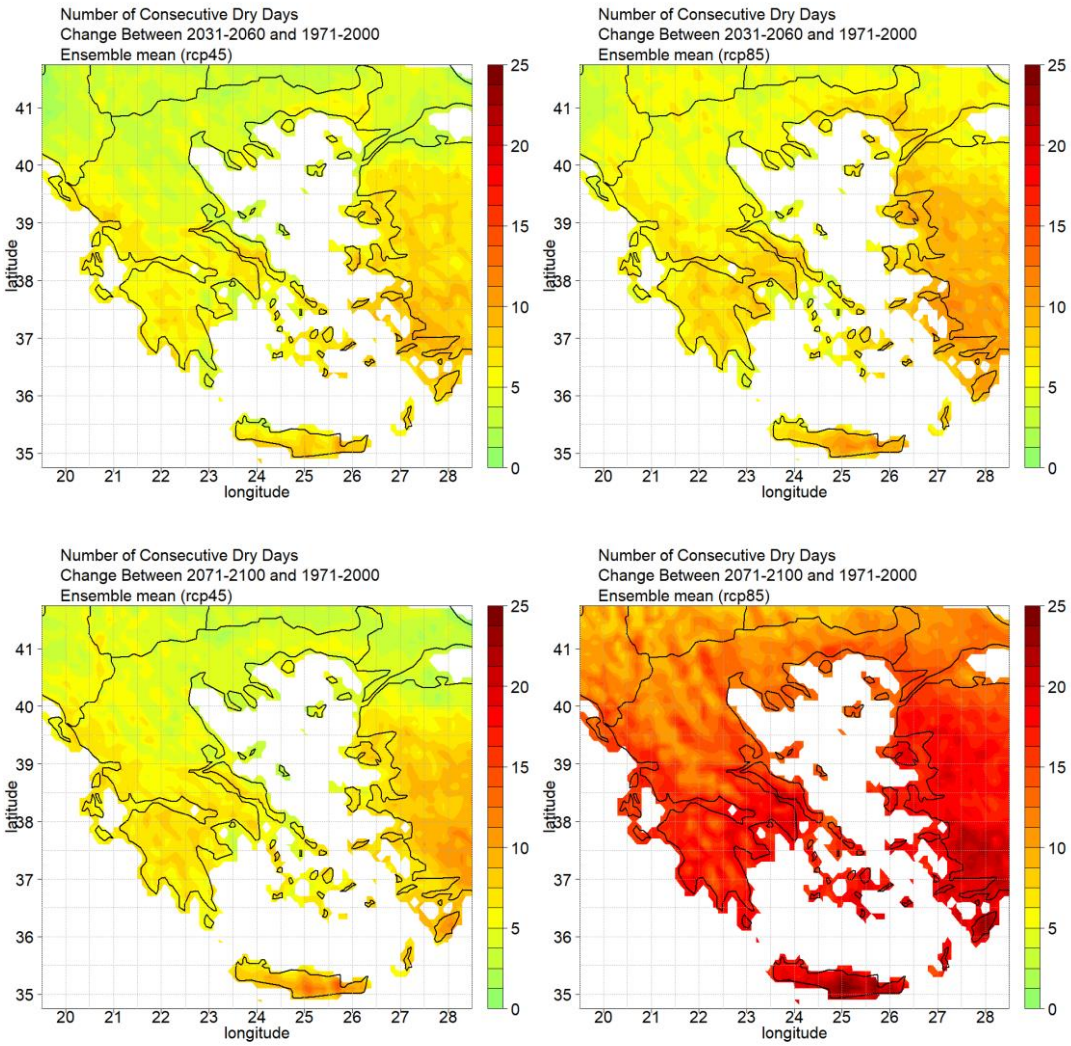
Σχήμα 1.2.12. Μεταβολή του αριθμού των ημερών που η μέγιστη θερμοκρασία ξεπερνά τους 40 °C (σε ημέρες/έτος) σε σχέση με την περίοδο αναφοράς, 1971-2000, για τις μελλοντικές περιόδους 2031-2060 (επάνω σειρά) και 2071-2100 (κάτω σειρά) και για τα σενάρια εκπομπών RCP4.5 (αριστερή στήλη) και RCP8.5 (δεξιά στήλη). Μέση τιμή από τα αποτελέσματα 21 προσομοιώσεων.

1.2.13 Μέγιστος αριθμός συνεχόμενων ξηρών ημερών

Στο Σχήμα 1.2.13 παρουσιάζεται η μεταβολή του μέγιστου αριθμού συνεχόμενων ξηρών ημερών (CDD), δηλαδή ημερών με ύψος βροχής χαμηλότερο από 1 χιλιοστό. Η μεταβολή τους είναι θετική σε ολόκληρη τη χώρα και σε όλες τις περιπτώσεις με την μεγαλύτερη αύξηση να εντοπίζεται στα νότια αυτής. Η μετατόπιση αυτή αντικατοπτρίζει την τάση μετατόπισης της ερημικής ζώνης της βόρειας Αφρικής προς τα βόρεια και γίνεται

εντονότερα αισθητή από το γεωγραφικό πλάτος των 39° Ν και νοτιότερα, αν και το όριο αυτό δεν ισχύει σε όλες τις περιοχές της χώρας. Στην περίοδο 2031-2060 υπό το σενάριο RCP4.5, η αύξηση είναι σχετικά μικρή, 2,5 έως και 5 ημέρες ανά έτος, στη Θεσσαλία, στη Μακεδονία και σε τμήμα της Θράκης. Στην υπόλοιπη χώρα, η αύξηση κυμαίνεται κυρίως μεταξύ 5 και 8 ημερών ανά έτος. Μικρές περιοχές όπου η αύξηση φτάνει ή πλησιάζει τις 9 ημέρες ανά έτος υπάρχουν στη Χίο, στα Δωδεκάνησα και στην ανατολική Κρήτη, ενώ υπάρχουν και μικρές περιοχές με μικρότερη αύξηση, όπως στην Αργολίδα, στη Λακωνία, στην Ευρυτανία, στην Εύβοια, στη Βοιωτία και στα Χανιά. Η Θράκη είναι μοιρασμένη, με τα παράλια να εμφανίζουν αύξηση κυρίως μεγαλύτερη των 5 ημερών ανά έτος και τα ενδότερα μικρότερη. Η αύξηση είναι μεγαλύτερη σχεδόν σε όλες τις περιοχές της χώρας για το σενάριο RCP8.5. Η ασθενέστερη αύξηση εντοπίζεται και πάλι σε Θεσσαλία, Μακεδονία και ενδότερα της Θράκης, μεταξύ των 4 και 6 ημερών ανά έτος. Στην υπόλοιπη χώρα, η αύξηση κυμαίνεται κυρίως μεταξύ 5 και 9 ημερών ανά έτος. Εξαιρούνται η Λέσβος και τα Δωδεκάνησα, όπου η αύξηση σε ορισμένες περιοχές ξεπερνά τις 9 ημέρες ανά έτος, και η ανατολική Κρήτη, όπου ξεπερνά και τις 11 ημέρες ανά έτος. Στην περίοδο 2071-2100 κατά το σενάριο RCP4.5, η μικρότερη αύξηση, μεταξύ 2 και 6 ημερών ανά έτος, εμφανίζεται και πάλι στις ίδιες περιοχές, με τις χαμηλότερες τιμές να εντοπίζονται στα βόρεια της κεντρικής Μακεδονίας. Στην υπόλοιπη χώρα, η αύξηση κυμαίνεται μεταξύ 5 και 9 ημερών ανά έτος με εξαίρεση τη Ρόδο, όπου ξεπερνά τις 11 ημέρες ανά έτος, και την Κρήτη, ιδίως στα ανατολικά, όπου ξεπερνά και τις 12,5 ημέρες ανά έτος.

Πολύ ισχυρότερη σε ολόκληρη τη χώρα είναι η αύξηση για την ίδια περίοδο κατά το σενάριο RCP8.5. Σε Θράκη, Μακεδονία, Θεσσαλία και στη ραχοκοκαλιά της Πίνδου, η αύξηση κυμαίνεται μεταξύ 10 και 17 ημερών ανά έτος. Στην υπόλοιπη χώρα, η αύξηση είναι ισχυρότερη, μεταξύ 14 και 20 ημέρες ανά έτος. Εξαιρούνται τα Δωδεκάνησα, όπου η αύξηση κυμαίνεται μεταξύ 17,5 και 24 ημερών ανά έτος, και η ανατολική Κρήτη, όπου η αύξηση ξεπερνά και τις 24 ημέρες ανά έτος.



Σχήμα 1.2.13. Μεταβολή του μέγιστου αριθμού συνεχόμενων ξηρών ημερών ανά έτος (σε ημέρες/έτος) σε σχέση με την περίοδο αναφοράς, 1971-2000, για τις μελλοντικές περιόδους 2031-2060 (επάνω σειρά) και 2071-2100 (κάτω σειρά) και για τα σενάρια εκπομπών RCP4.5 (αριστερή στήλη) και RCP8.5 (δεξιά στήλη). Μέση τιμή από τα αποτελέσματα 21 προσομοιώσεων.

1.2.14 Δείκτης ξηρότητας

Η ανθρωπογενής κλιματική αλλαγή αναμένεται να μετατοπίσει το κλίμα της Ελλάδας προς το ξηρότερο με διπλό τρόπο, αφενός εξαιτίας της εκτιμώμενης μείωσης των βροχοπτώσεων, και αφετέρου εξαιτίας της ανόδου της θερμοκρασίας που έχει ως επακόλουθο την αύξηση της εξατμισοδιαπνοής. Στην παρούσα ενότητα μελετάται ο

δείκτης ξηρότητας (Aridity Index) και οι μεταβολές του με βάση τις εκτιμήσεις του συνόλου των 21 προσομοιώσεων. Ο δείκτης ξηρότητας υπολογίζεται με βάση τη σχέση:

$$AI = \frac{Βροχόπτωση}{Δυνητική\ Εξατμισοδιαπνοή}$$

Οι μηνιαίες τιμές της Δυνητικής Εξατμισοδιαπνοής (PET) υπολογίζονται με βάση τον τύπο του Thornthwaite (1948):

$PET_i = 1,6*(10*T_i/I)^a$

όπου T_i η μέση μηνιαία θερμοκρασία, I ένας εμπειρικός συντελεστής που ορίζεται ως ίσος με: $I = \frac{\sum_{i=1}^{12} Ti}{5}$ και $a = 0,000000675*I^3 - 0,000077*I^2 + 0,01792*I + 0,49239$.

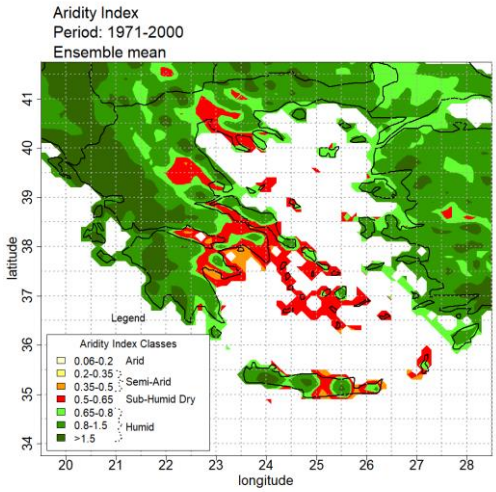
Το κλίμα ενός τόπου με βάση την κατηγοριοποίηση της UNEP (1992), ανάλογα με την τιμή του δείκτη ξηρότητας, κατατάσσεται στις ακόλουθες κλιματικές ζώνες που παρουσιάζονται στον Πίνακα 1.2.3.

Πίνακας 1.2.3. Ταξινόμηση του κλίματος ενός τόπου με βάση τις τιμές του δείκτη ξηρότητας (AI).

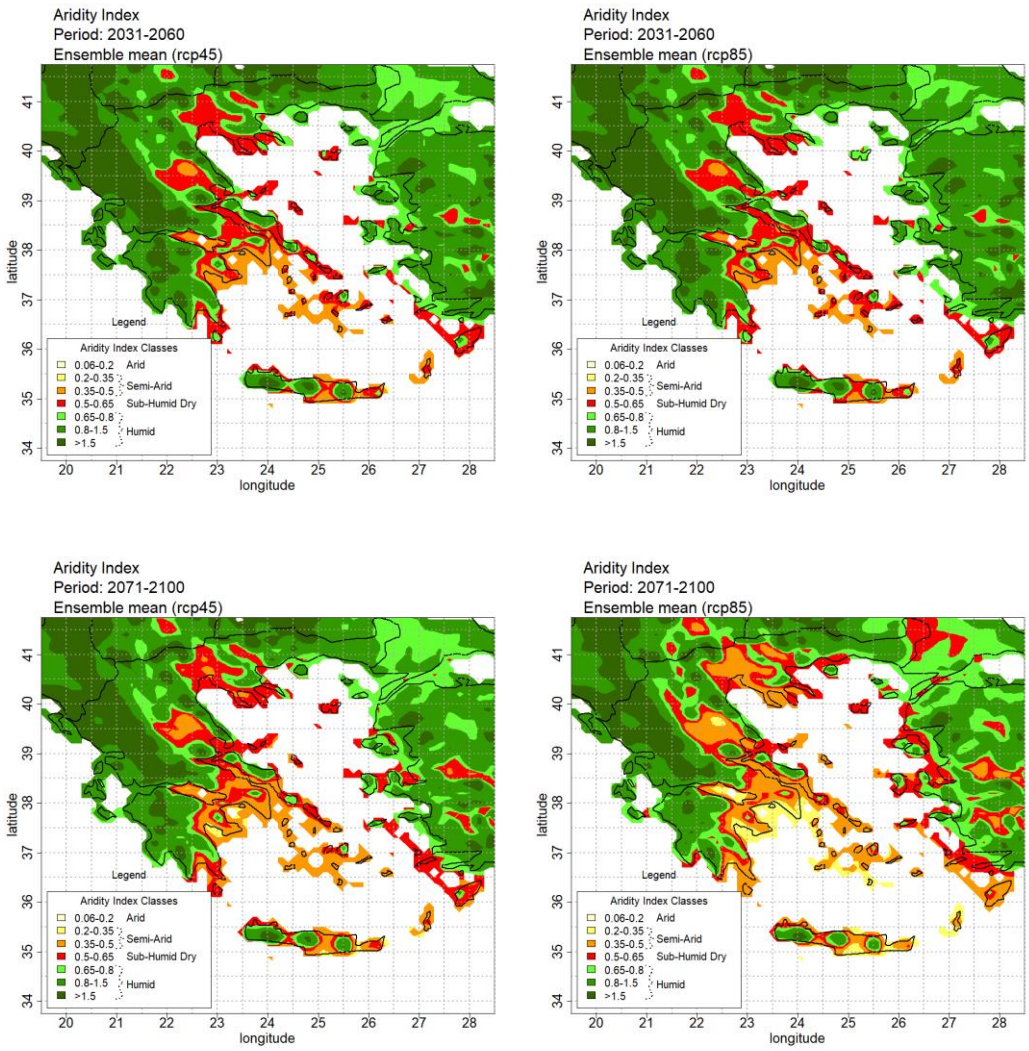
Ταξινόμηση	**Εύρος τιμών του Aridity Index (AI)**
Υπέρξηρο (Hyperarid)	AI ≤ 0,05
Ξηρό (Arid)	0,05 ≤ AI < 0,20
Ημίξηρο (Semiarid)	0,20 ≤ AI < 0,50
Ύφυγρο (Subhumid)	0,50 ≤ AI < 0,65
Υγρό (Humid)	0,65 ≤ AI

Στο Σχήμα 1.2.14 φαίνεται η χωρική κατανομή του δείκτη ξηρότητας με βάση τις προσομοιώσεις των κλιματικών μοντέλων κατά την περίοδο αναφοράς 1971-2000. Όπως είναι εμφανές, κατά την περίοδο αναφοράς, το μεγαλύτερο μέρος της Ελλάδας κατατάσσεται στο υγρό κλίμα, καθώς οι τιμές του δείκτη ξηρότητας υπερβαίνουν το 0,65, με εξαίρεση τον Θεσσαλικό κάμπο, τα ανατολικά τμήματα του Μακεδονικού κάμπου, τα πεδινά τμήματα της Αττικής και Βοιωτίας, τα παραθαλάσσια τμήματα του Αργολικού και του Λακωνικού Κόλπου, καθώς και τα πεδινά τμήματα της νότιας Εύβοιας, των Κυκλάδων, της ανατολικής Κρήτης και των δυτικών Δωδεκανήσων που κατατάσσονται στο ύφυγρο κλίμα.

Η κατάσταση αυτή αναμένεται με βάση τις προσομοιώσεις να μεταβληθεί επί τα χείρω κατά το μέλλον, καθώς η κλιματική μεταβολή θα εξελίσσεται όπως φαίνεται στους χάρτες του Σχήματος 1.2.15. Ηπιότερες μεταβολές αναμένονται κατά το εγγύς μέλλον, περίοδος κατά την οποία το μεγαλύτερο τμήμα της χώρας εξακολουθεί για την περίπτωση τόσο του σεναρίου RCP4.5 όσο και του RCP8.5 να κατατάσσεται στο υγρό κλίμα, ωστόσο η ζώνη του ύφυγρου κλίματος επεκτείνεται ελαφρά, ενώ τοπικά στα εσωτερικά τμήματα του Θεσσαλικού κάμπου, στα παραθαλάσσια τμήματα της Αττικής και της Βοιωτίας και του Αργολικού κόλπου, στις νότιες Κυκλάδες, στην ανατολική Κρήτη και στα Δυτικά Δωδεκάνησα θα απαντώνται και ημίξηρες κλιματικά συνθήκες (AI<0,5). Ωστόσο, κατά το απώτερο μέλλον, για το σενάριο RCP4.5 και ιδιαίτερα για το σενάριο RCP8.5, οι μεταβολές αναμένονται δραματικές. Για το μεν σενάριο RCP4.5, οι ημίξηρες κλιματικά συνθήκες προβλέπεται να επικρατήσουν στα εσωτερικά τμήματα της Θεσσαλικής και της Μακεδονικής πεδιάδας, στα πεδινά τμήματα της ανατολικής Στερεάς Ελλάδας και της Πελοποννήσου καθώς και στις Κυκλάδες και την ανατολική Κρήτη, ενώ περιμετρικά αυτών των περιοχών θα επεκταθεί η ζώνη του ύφυγρου κλίματος. Δραματικές μεταβολές αναμένονται για το σενάριο RCP8.5 για το οποίο προβλέπονται ημίξηρες κλιματικά συνθήκες στο σύνολο της Θεσσαλικής και της Μακεδονικής πεδιάδας, στα πεδινά τμήματα της ανατολικής Στερεάς και της Πελοποννήσου, στις Κυκλάδες, στα Δωδεκάνησα και στην Κρήτη, με εξαίρεση τον νομό Χανίων και τα ορεινά τμήματα του υπόλοιπου νησιού, ενώ περιμετρικά αυτών των περιοχών θα επεκταθεί η ζώνη του ύφυγρου κλίματος.



Σχήμα 1.2.14. Χωρική κατανομή του δείκτη ξηρότητας στην Ελλάδα με βάση τις προσομοιώσεις των κλιματικών μοντέλων κατά την περίοδο αναφοράς 1971-2000.



Σχήμα 1.2.15. Χωρική κατανομή του δείκτη ξηρότητας στην Ελλάδα με βάση τις προσομοιώσεις των κλιματικών μοντέλων κατά το εγγύς μέλλον 2031-2060 (επάνω σειρά) και το απώτερο μέλλον 2071-2100 (κάτω σειρά) υπό τα σενάρια RCP4.5 (αριστερή στήλη) και RCP8.5 (δεξιά στήλη).

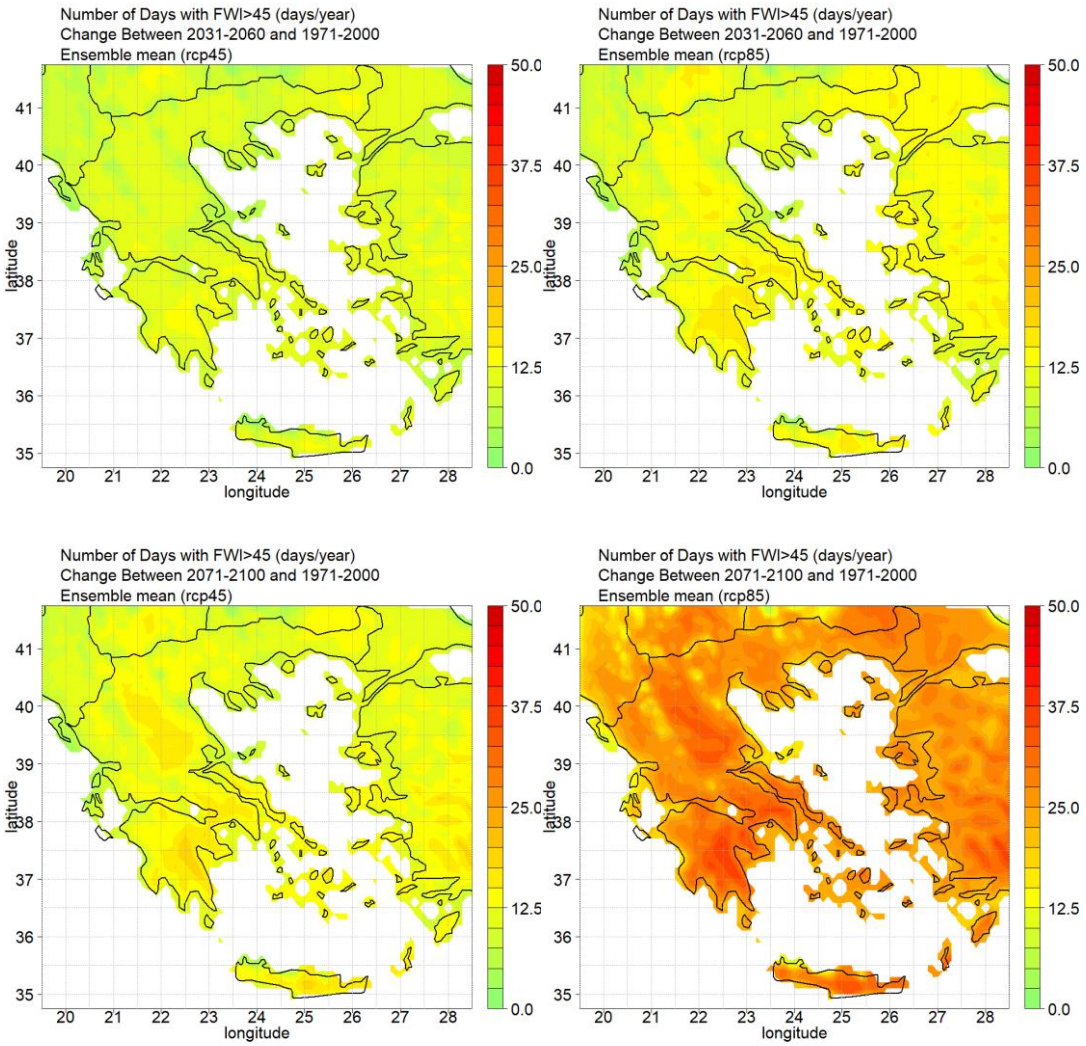
1.2.15 Ημέρες με κίνδυνο εκδήλωσης δασικών πυρκαγιών

Ο δείκτης επικινδυνότητας πυρκαγιάς (Fire Weather Index - FWI) είναι ένας ημερήσιος δείκτης βασισμένος σε μετεωρολογικές παραμέτρους, ο οποίος κατασκευάστηκε στον Καναδά και χρησιμοποιείται παγκόσμια για την εκτίμηση του κινδύνου πυρκαγιάς σε ένα γενικευμένο τύπο καυσίμου. Ο δείκτης FWI είναι η αριθμητική εκτίμηση της έντασης μιας πυρκαγιάς και χρησιμοποιείται για να υπολογιστεί η δυσκολία ελέγχου της πυρκαγιάς. Ο δείκτης υπολογίζεται χρησιμοποιώντας ως δεδομένα εισόδου από τα

περιοχικά κλιματικά μοντέλα τη μέγιστη θερμοκρασία, την ελάχιστη σχετική υγρασία, την ταχύτητα του ανέμου το μεσημέρι καθώς και τις βροχοπτώσεις. Ο δείκτης FWI αναπτύχθηκε για τα καναδικά δάση, αλλά βρήκε ευρεία εφαρμογή και σε άλλες χώρες και περιβάλλοντα, όπως το Μεξικό, τη νοτιοανατολική Ασία, τη Φλόριντα, την Αργεντινή κ.λπ. Διάφορες μελέτες έδειξαν ότι ο δείκτης FWI είναι κατάλληλος για την εκτίμηση του κινδύνου της πυρκαγιάς στην περιοχή της Μεσογείου (Moriondo *et al.* 2006). Βρέθηκε ότι οι τιμές του FWI που ξεπερνούν το 45 συνδέονται με εξαιρετικά αυξημένο κίνδυνο εκδήλωσης δασικής πυρκαγιάς (Good *et al.* 2008).

Στο Σχήμα 1.2.16 παρουσιάζεται η μεταβολή του αριθμού ημερών ανά έτος με ακραίο κίνδυνο πυρκαγιάς (δηλαδή η μεταβολή του αριθμού ημερών ανά έτος με FWI>45) σε σχέση με την περίοδο αναφοράς, 1971-2000, για τις μελλοντικές περιόδους 2031-2060 και 2071-2100 και για τα σενάρια εκπομπών RCP4.5 και RCP8.5. Η μεταβολή είναι θετική σε ολόκληρη τη χώρα και για όλες τις χρονικές περιόδους και τα υπό μελέτη σενάρια εκπομπών, με τη μεγαλύτερη αύξηση να εντοπίζεται στα ανατολικά ηπειρωτικά τμήματα της χώρας και την Κρήτη. Η μεταβολή αυτή αντικατοπτρίζει την τάση ανόδου της θερμοκρασίας με παράλληλη μείωση των βροχοπτώσεων και της σχετικής υγρασίας και την ενίσχυση των Ετησίων ανέμων. Στην περίοδο 2031-2060 (εγγύς μέλλον), υπό το σενάριο RCP4.5, οι αυξήσεις ανά την Ελλάδα είναι μικρές και δεν ξεπερνούν σε καμία περιοχή τις 10 ημέρες/έτος, στα δε πολύ ορεινά τμήματα της χώρας ουσιαστικά είναι μηδενικές. Ελαφρώς μεγαλύτερες αυξήσεις αναμένονται στο εγγύς μέλλον υπό το σενάριο RCP8.5 καθώς και στο απώτερο μέλλον (2071-2100) υπό το σενάριο RCP4.5, οπότε και στα ανατολικά ηπειρωτικά τμήματα της κεντρικής και νότιας χώρας και στην Κρήτη αναμένονται αυξήσεις έως και κατά 15 ημέρες/έτος, στα νησιά του Αιγαίου και στη Μακεδονία έως και κατά 10 ημέρες/έτος, στα νησιά του Ιονίου περί τις 5 ημέρες/έτος, ενώ και πάλι στα πολύ ορεινά τμήματα της χώρας οι αυξήσεις είναι ουσιαστικά μηδενικές.

Πολύ ισχυρότερη σε ολόκληρη τη χώρα είναι η αύξηση του αριθμού ημερών ανά έτος με ακραίο κίνδυνο πυρκαγιάς για το απώτερο μέλλον υπό το σενάριο RCP8.5. Στην ανατολική Στερεά, στην Αττική, στην ανατολική Πελοπόννησο και στην κεντρική και νότια Κρήτη, η αύξηση ξεπερνά τις 35 ημέρες και φτάνει έως και τις 50 ημέρες ανά έτος. Στην υπόλοιπη ηπειρωτική χώρα, και στα νησιά του Αιγαίου, η αύξηση είναι ελαφρώς μικρότερη και κυμαίνεται μεταξύ 25 - 35 ημέρες ανά έτος, ενώ ακόμα μικρότερη αύξηση (γύρω στις 20 ημέρες/έτος) αναμένεται στα νησιά του Ιονίου. Σημειώνεται ότι στο απώτερο μέλλον στην περίπτωση του δυσμενούς σεναρίου εκπομπών RCP8.5, αυξήσεις του αριθμού ημερών με ακραίο κίνδυνο πυρκαγιάς έως και κατά 20 ημέρες/έτος αναμένονται ακόμα και στην οροσειρά της Πίνδου και τα υπόλοιπα πολύ ορεινά τμήματα της Ελλάδας.



Σχήμα 1.2.16. Μεταβολή του αριθμού ημερών ανά έτος με ακραίο κίνδυνο πυρκαγιάς σε σχέση με την περίοδο αναφοράς, 1971-2000, για τις μελλοντικές περιόδους 2031-2060 (επάνω σειρά) και 2071-2100 (κάτω σειρά) και για τα σενάρια εκπομπών RCP4.5 (αριστερή στήλη) και RCP8.5 (δεξιά στήλη). Μέση τιμή από τα αποτελέσματα 21 προσομοιώσεων.

1.2.16 Συμπεράσματα

Σύμφωνα με τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων των περιοχικών κλιματικών μοντέλων, η ανθρωπογενής αλλαγή του κλίματος της Ελλάδας θα είναι περισσότερο έντονη στο απώτερο μέλλον, δηλαδή προς το τέλος του 21^{ου} αιώνα, ιδίως στην περίπτωση του IPCC σεναρίου εκπομπών RCP8.5 (σενάριο μη δράσης). Συνοπτικά, για

την περίοδο αυτή εκτιμήθηκαν οι παρακάτω μεταβολές των μέσων τιμών των κλιματικών μεταβλητών και δεικτών σε σχέση με την περίοδο αναφοράς 1971-2000:

1. Αύξηση της θερμοκρασίας που θα αγγίξει τους 4,5°C.
2. Μείωση του ύψους της βροχόπτωσης που στα μεγαλύτερα υψόμετρα στο βόρειο τμήμα της χώρας θα φτάσει ποσοστό της τάξης του 20%, ενώ στα νότια τμήματα της χώρας αναμένεται να είναι πιο έντονη (π.χ. 30% στα ορεινά της Κρήτης).
3. Μικρές μεταβολές της ταχύτητας του ανέμου (αυξήσεις και μειώσεις) στο μεγαλύτερο τμήμα της χώρας. Οι μεγαλύτερες μεταβολές (αυξήσεις) εκτιμήθηκαν σε νησιά του Αιγαίου και σε τμήματα της Κρήτης.
4. Αύξηση της προσπίπτουσας στην επιφάνεια ηλιακής ακτινοβολίας κατά έως 5 W/m^2 συνδεόμενη με μειώσεις στο κλάσμα νεφοκάλυψης.
5. Μείωση του αριθμού των ημερών με νυχτερινό παγετό που είναι μέγιστη στη βόρεια Πίνδο.
6. Αύξηση της βλαστητικής περιόδου ως αποτέλεσμα της πρώιμης λήξης και καθυστερημένης έναρξης των ανοιξιάτικων και φθινοπωρινών παγετών αντίστοιχα. Η αύξηση είναι της τάξης των 55 έως 70 ημερών ανά έτος, με εξαίρεση τις παραθαλάσσιες κυρίως περιοχές όπου η αύξηση είναι μικρότερη.
7. Αύξηση των ημερών με υψηλές μεσημβρινές και νυχτερινές τιμές θερμοκρασίας (ημέρες καύσωνα και τροπικές νύχτες αντίστοιχα). Σε τμήματα της χώρας, όπως σε πεδινές περιοχές της Θεσσαλίας και της κεντρικής Μακεδονίας, οι ημέρες καύσωνα μπορεί να ξεπερνούν τους 2 μήνες.
8. Αύξηση του μέγιστου αριθμού συνεχόμενων ξηρών ημερών και ημίξηρες κλιματικά συνθήκες στο σύνολο της Θεσσαλικής και της Μακεδονικής πεδιάδας, στα πεδινά τμήματα της ανατολικής Στερεάς και της Πελοποννήσου, στις Κυκλάδες, στα Δωδεκάνησα και σε τμήματα της Κρήτης.
9. Αύξηση σε ολόκληρη τη χώρα του αριθμού ημερών ανά έτος με ακραίο κίνδυνο πυρκαγιάς. Στην ανατολική Στερεά, την Αττική, την ανατολική Πελοπόννησο και την κεντρική και νότια Κρήτη, η αύξηση ξεπερνά τις 35 και φτάνει έως και τις 50 ημέρες ανά έτος. Αυξήσεις έως και κατά 20 ημέρες ανά έτος αναμένονται ακόμα και στην οροσειρά της Πίνδου και τα υπόλοιπα πολύ ορεινά τμήματα της Ελλάδας.

Ξενόγλωσση

Clarke LE, Edmonds JA, Jacoby HD, Pitcher HM, Reilly JM, Richels RG 2007. Scenarios of Greenhouse Gas Emissions and Atmospheric Concentrations: Report. Climate Change Science Program (U.S.), 166 pages

Déqué M, Rowell DP, Lüthi D, Giorgi F, Christensen JH, Rockel B, Jacob D, Kjellström E, de Castro M, van den Hurk B. 2007. An intercomparison of regional climate simulations for Europe: assessing uncertainties in model projections. *Clim. Change* 81:53-70.

Dickinson RE, Errico RM, Giorgi F, Bates GT. 1989. A regional climate model for the western United States. *Clim. Change* 15:383-422.

Giorgi F, Marinucci MR, Visconti G 1990. Use of a limited-area model nested in a general circulation model for regional climate simulation over Europe. *J. Geophys. Res.* 95(D11):18,413-18,431.

Good P, Moriondo M, Giannakopoulos C, Bindi M 2008. The meteorological conditions associated with extreme fire risk in Italy and Greece: relevance to climate model studies. *Int. J. Wildland Fire* 17(2):155-165.

IPCC 2014. A Review of Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability and "Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change", Eugenie L. Birch, *J. Am. Plann. Assoc.* 80:184-185.

IPCC 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M.Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2391 pp, doi:10.1017/9781009157896.

Moriondo M, Good P, Durao R, Bindi M, Giannakopoulos C, Corte-Real J 2006. Potential impact of climate change on fire risk in the Mediterranean area. *Clim Res* 31:85–95.

Riahi K, Rao S, Krey V, Cho C, Chirkov V, Fischer G, Kindermann G, Rafaj P 2011. RCP8.5—A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. *Clim. Change* 109:33-57.

Thomson AM, Calvin KV, Smith SJ, Kyle GP, Volke A, Patel P, Delgado-Arias S, Bond-Lamberty B, Wise MA, Clarke LE, Edmonds JA. 2011. RCP4.5: a pathway for stabilization of radiative forcing by 2100. *Clim. Change* 109:77-94.

Thornthwaite CW 1948. An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geogr. Rev.* 38:55–94.

UNEP 1992. World atlas of desertification. United Nations Environment Programme., UNEP(017)/W927.

Κεφάλαιο 1.3: Κλιματική Αλλαγή και Ανθεκτικότητα των Δασικών Οικοσυστημάτων

Μαργαρίτα Αριανούτσου[1], Φίλιππος Αραβανόπουλος[2], Νικόλαος Μ. Φύλλας[3], Ιωάννης Καψωμενάκης[4], Χρήστος Ζερεφός[4]

[1]Τομέας Οικολογίας και Ταξινομικής, Τμήμα Βιολογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών

[2]Εργαστήριο Δασικής Γενετικής και Βελτιώσεως Δασοπονικών Ειδών, Τμήμα Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης

[3]Εργαστήριο Διαχείρισης Βιοποικιλότητας, Τμήμα Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου

[4]Κέντρον Ερεύνης Φυσικής της Ατμοσφαίρας και Κλιματολογίας, Ακαδημία Αθηνών

1.3.1 Εισαγωγή

Η επίδραση του ανθρώπου στο κλίμα της Γης γίνεται όλο και περισσότερο εμφανής (IPCC 2021). Ανάμεσα στις επιπτώσεις αυτής της επίδρασης σημαντική θέση κατέχει και η επίδραση που έχουν οι βασικές μεταβολές του κλίματος επί των δασικών οικοσυστημάτων του πλανήτη (Alkama and Cescatti 2016, Lloret and Batlori 2021). Τα δασικά οικοσυστήματα διαδραματίζουν ένα ξεχωριστό ρόλο στην ισορροπία και του κλίματος αλλά και των υπηρεσιών που προσφέρουν τα οικοσυστήματα (Seidl *et al.* 2016, βλέπε Κεφάλαιο 2.2).

Τα φυτικά είδη των δασικών οικοσυστημάτων είναι ιδιαίτερα ευάλωτα στην κλιματική αλλαγή κυρίως γιατί είναι βραδυαυξή, μακρόβια είδη. Αυτά τα δύο χαρακτηριστικά δεν τους επιτρέπουν ταχεία προσαρμογή στις περιβαλλοντικές αλλαγές (Aitken *et al.* 2008).

Σύμφωνα με όλες τις εκτιμήσεις ένα ποσοστό της τάξης του 6% των ευρωπαϊκών δασών κατ' έτος υφίσταται συνέπειες συνδεόμενες με την κλιματική αλλαγή. Σημαντικό μέρος αυτών συντελείται στη Μεσογειακή λεκάνη (Spathelf *et al.* 2013) και εκφράζεται ως νεκρώσεις δένδρων (Sarris *et al.* 2011, Christopoulou *et al.* 2022), μείωση της ζωτικότητας πληθυσμών ως αποτέλεσμα καταπόνησης από την ξηρασία, αλλαγές στη γενετική συγκρότηση των πληθυσμών δασικών ειδών (Aurelle *et al.* 2022), αύξηση προσβολών από έντομα (Klapwijk et al 2013, Pureswaran *et al.* 2018) και αλλαγές σε ένταση και εποχικότητα δασικών πυρκαγιών (Rovithakis *et al.* 2022) στις οποίες εκτίθενται τα δάση.

1.3.2 Ανθεκτικότητα των δασών

Το ερώτημα που προκύπτει είναι κατά πόσον τα δασικά οικοσυστήματα της Ευρώπης, της Μεσογείου και της Ελλάδας είναι ανθεκτικά στην κλιματική αλλαγή, δηλαδή με άλλα λόγια αν μπορούν να απορροφήσουν τις αλλαγές στο εδραιωμένο κλιματικό πρότυπο υπό το οποίο έχουν εξελιχθεί. Το πρόβλημα είναι εξαιρετικά σύνθετο καθώς πέραν του ότι για τα περισσότερα είδη ισχύουν τιμές κατωφλίου (δηλ. ακραίες τιμές πάνω ή κάτω από τις οποίες η επιβίωση τους τίθεται εν αμφιβόλω), η αναμενόμενη αύξηση τόσο της έντασης όσο και της συχνότητας ακραίων καιρικών φαινομένων (Herring *et al.* 2015) και διαταραχών, θέτει όρια στη δυνατότητα προσαρμογής των δασικών οικοσυστημάτων (Seidl *et al.* 2016). Είναι προφανές πως η απόκριση ενός οικοσυστήματος σε μια μεταβολή βασικών παραμέτρων που διέπουν τη δομή και τη λειτουργία του εξαρτάται από το εύρος της μεταβολής αλλά και από το εύρος της οικοθέσης των ειδών που το συγκροτούν. Σε κάθε περίπτωση πάντως η κυρίαρχη συνιστώσα της απόκρισης εξαρτάται από το κυρίαρχο δασικό είδος που χαρακτηρίζει τη φυσιογνωμία της βλάστησης του οικοσυστήματος. Αυτό εξηγεί γιατί η έμφαση στις σχετικές μελέτες έχει εστιαστεί στα δασικά είδη, χωρίς αυτό να σημαίνει πως θάμνοι ή ακόμη και ποώδη είδη δεν θα "αντιδράσουν" στη μεταβολή. Ίσως μάλιστα η μεταβολή να είναι σημαντικότερη για ορισμένα ποώδη είδη (Skov and Svenning 2004), τα οποία μπορεί και να ανήκουν στα σημαντικά είδη των οικοσυστημάτων αυτών (ενδημικά, σπάνια, απειλούμενα).

Οι αποκρίσεις των δασικών ειδών στην κλιματική αλλαγή μελετώνται α) σε εργαστηριακά πειράματα, στα οποία γίνονται προσομοιώσεις των επιπέδων διαφόρων περιβαλλοντικών παραγόντων πχ CO_2 ως προς τις αλλαγές που προκαλούν στη λειτουργία των ειδών (για παράδειγμα, στο ρυθμό φωτοσύνθεσης) (Asshoff *et al.* 2006), β) σε εργασίες πεδίου σε μόνιμες ή τυχαίες δειγματοληπτικές επιφάνειες, όπου καταγράφονται μεταβολές στα φαινολογικά πρότυπα (Peñuelas *et al.* 2009), στο ρυθμό αύξησης (Sarris *et al.* 2011, Christopoulou *et al.* 2022), αλλά και γ) με οικολογικά μοντέλα, τα οποία παραμετροποιούνται με δεδομένα μετρήσεων πεδίου (Fyllas and Troumbis 2009, Lindner *et al.* 2014, Fyllas *et al.* 2017, Morin *et al.* 2010, βλέπε και Κεφάλαιο 3.1) και τα οποία εκτιμούν πιθανές μετακινήσεις / μεταβολές στη γεωγραφική κατανομή των ειδών αυτών καθώς και αλλαγές στην λειτουργία των δασικών οικοσυστημάτων και στην εμφάνιση διαταραχών.

Σε γενικές γραμμές, τα ερωτήματα που τίθενται στις μελέτες επικεντρώνονται στην εκτιμώμενη μέσω προτύπων ή πειραματικών χειρισμών επίδραση της αύξησης της συγκέντρωσης του CO_2, της αναμενόμενης επίδρασης της ανόδου της θερμοκρασίας από μόνη της ή σε συνδυασμό με μείωση ή μεταβολή του προτύπου των βροχοπτώσεων καθώς και των αλλαγών στο καθεστώς των διαταραχών (McDowell *et al.* 2020). Οι μεταβολές αυτές ελέγχονται αφενός ως προς στοιχεία της δομής των δασικών οικοσυστημάτων, δηλαδή αλλαγές στην κατανομή του μεγέθους των δένδρων,

μετατόπιση των δασικών ειδών και ενδεχόμενη αντικατάστασή τους από άλλα σε συνάρτηση με την κλίμακα του χωροχρόνου και αφετέρου παραμέτρους της λειτουργίας τους όπως φωτοσύνθεση, αναπνοή, παραγωγικότητα.

Η βιβλιογραφία αναφέρει ότι η άνοδος της συγκέντρωσης CO_2 μπορεί να οδηγήσει σε αυξημένους φωτοσυνθετικούς ρυθμούς, αλλά αυτό εξαρτάται από το είδος και τις ειδικές περιβαλλοντικές συνθήκες (Saxe *et al.* 1998, Norby *et al.* 1999, Ainsworth and Long 2005). Για παράδειγμα, τα δασικά είδη *Fagus sylvatica* και *Quercus petraea* αποκρίθηκαν ισχυρότερα από τα *Carpinus betulus, Prunus avium* και *Tilia platyphyllos* (Asshoff *et al.* 2006) σε πείραμα που πραγματοποιήθηκε σε συνθήκες Κεντρικής Ευρώπης. Αν αυτό συμβαίνει, τότε η αύξηση των δασικών ειδών μπορεί να είναι μεγαλύτερη, ωστόσο πάντα θα καθορίζεται από άλλους περιοριστικούς παράγοντες, όπως η διαθεσιμότητα των θρεπτικών (Hungate *et al.* 2003, Luo *et al.* 2004). Από την άλλη μεριά, αναφέρεται πως η αυξημένη παροχή άνθρακα στο ριζικό σύστημα των δένδρων μπορεί να καταστήσει τα δένδρα ικανά να εκμεταλλευτούν νερό από βαθύτερα στρώματα του εδάφους βελτιώνοντας έτσι τις συνθήκες του υδατικού τους ισοζυγίου αποφεύγοντας με αυτό τον τρόπο μερικώς την υδατική καταπόνηση (Wullschleger *et al.* 2002).

Είναι προφανές πως η επίδραση της αυξημένης θερμοκρασίας θα διαφέρει από περιοχή σε περιοχή μια και οι βιοκλιματικές ζώνες της Γης θέτουν διαφορετικούς περιορισμούς στην παραγωγικότητα των δασών (Lloret and Batlori 2021). Η υψηλότερη θερμοκρασία αναμένεται να λειτουργήσει θετικά επιμηκύνοντας την αυξητική περίοδο στις βόρειες περιοχές του πλανήτη. Ωστόσο, σε άλλες βιοκλιματικές ζώνες όπου υπάρχει και θα υπάρχει ο περιοριστικός παράγοντας της διαθεσιμότητας του νερού, η αύξηση της θερμοκρασίας μάλλον θα δημιουργήσει πρόβλημα, όπως στις Μεσογειακές περιοχές (Loustau *et al.* 2006).

Στη σύγχρονη βιβλιογραφία, η ανθεκτικότητα των δασών προσεγγίζεται συνήθως μέσω της χρήσης μιας σειράς δεικτών, οι συνηθέστεροι από τους οποίους χρησιμοποιούν όρους που συνθέτουν την ανθεκτικότητα των δασικών οικοσυστημάτων όπως έκθεση, τρωτότητα, προσαρμοστική ικανότητα (Lidner *et al.* 2010). Στη συνέχεια γίνεται μια σύντομη αναφορά αυτών των όρων.

Έκθεση

Ως έκθεση (exposure) ορίζεται η αναμενόμενη (προβαλλόμενη) αλλαγή σε διάφορες κλιματικές παραμέτρους ή συνδυασμού αυτών, η οποία μπορεί να επηρεάσει τα δασικά οικοσυστήματα.

Ευαισθησία

Ως ευαισθησία (sensitivity) ορίζεται το εύρος κατά το οποίο ένα οικοσύστημα μπορεί να επηρεαστεί από μεταβολές στις παραμέτρους έκθεσης. Η ευαισθησία μπορεί να σχετίζεται με θετικές ή αρνητικές μεταβολές συγκεκριμένων δεικτών. Η επίδραση της κλιματικής αλλαγής στην ευαισθησία των δασικών οικοσυστημάτων μπορεί να είναι άμεση (πχ η επίδραση των κλιματικών συνθηκών στην αύξηση των δένδρων) ή έμμεση (για παράδειγμα μέσω της αλλαγής του καθεστώτος της φωτιάς, δηλαδή συχνότερα περιστατικά, μεγαλύτερης έκτασης κλπ).

Επίδραση

Ως επίδραση (impact) ορίζονται οι επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στη λειτουργία και τις οικοσυστημικές υπηρεσίες των δασικών οικοσυστημάτων, οι οποίες προκύπτουν ως αποτέλεσμα της αλληλεπίδρασης Έκθεσης x Ευαισθησία. Διαφοροποιείται από την έννοια της ευαισθησίας καθώς μπορεί να εμφανίζει μεταβλητότητα μεταξύ διαφορετικών τύπων οικοσυστημάτων, ή ακόμα και εντός ενός συγκεκριμένου τύπου οικοσυστήματος που βρίσκεται υπό διαφορετικές συνθήκες έκθεσης στην κλιματική αλλαγή.

Προσαρμοστική ικανότητα

Κάθε οικοσύστημα εμφανίζει μια εσωτερική ικανότητα προσαρμογής (adaptability, resilience) σε μεταβολές των κλιματικών συνθηκών. Η προσαρμοστική ικανότητα μπορεί να διακριθεί στην φυσική (π.χ. γενετική ποικιλότητα, πλαστικότητα οικοφυσιολογικών χαρακτηριστικών) και ανθρωπογενή (ικανότητα εφαρμογής διαχειριστικών πρακτικών άμβλυνσης επιπτώσεων) συνιστώσα.

Τρωτότητα

Η τρωτότητα (vulnerability) των δασικών οικοσυστημάτων ορίζεται ως ο βαθμός κατά τον οποίο ένα οικοσύστημα μπορεί να είναι ευάλωτο στις επιδράσεις της κλιματικής αλλαγής.

Η τρωτότητα μπορεί να ποσοτικοποιηθεί ως η συνδυαστική δράση των παραγόντων Εκθεση x Επίδραση x Προσαρμοστική ικανότητα.

1.3.3. Η ανθεκτικότητα των δασικών οικοσυστημάτων στη Μεσογειακή βιοκλιματική ζώνη

Έκθεση των δασικών οικοσυστημάτων στην κλιματική αλλαγή

Η μέση παγκόσμια θερμοκρασία με βάση τις ενόργανες μετρήσεις έχει σημειώσει άνοδο κατά 1,2 ^{o}C από τα προβιομηχανικά επίπεδα (1850) σε παγκόσμιο επίπεδο (IPCC 2021). Οι προβλέψεις για τη Βόρεια και Κεντρική Ευρώπη αναφέρουν τιμές για αναμενόμενη άνοδο της θερμοκρασίας από 2-3 ^{o}C, ενώ για περιοχές της Μεσογειακής Λεκάνης οι προβλέψεις είναι περισσότερο δυσοίωνες και φτάνουν τους 4-5 ^{o}C (Christensen *et al.* 2007). Ως προς τις εκτιμήσεις των μεταβολών της βροχόπτωσης στην Ευρώπη με βάση τον μέσο όρο των μοντέλων του προγράμματος CORDEX προβλέπεται μια στατιστικά σημαντική αύξηση των ετήσιων βροχοπτώσεων σε μεγάλα τμήματα της κεντρικής και βόρειας Ευρώπης (έως περίπου 30%) και μια μείωση στην νότια Ευρώπη (έως και πάνω από 40%) μεταξύ της περιόδου αναφοράς 1971–2000 και της μελλοντικής περιόδου 2071–2100 για την περίπτωση του σεναρίου μη δράσης RCP8.5 (EEA 2021). Επί πλέον, η συχνότητα ακραίων φαινομένων όπως καύσωνες (Nastos and Kaspomenakis 2015), ραγδαίες βροχοπτώσεις και έντονες ξηρασίες (Babaousmail *et al.* 2022) αναμένεται να αυξηθεί.

Ευαισθησία

Οι προβλεπόμενες μεταβολές των τιμών των κλιματικών παραγόντων, δηλ. η άνοδος της θερμοκρασίας, ιδίως κατά τους θερινούς μήνες και η μείωση της βροχόπτωσης αναμένεται να ενισχύσουν την καταπόνηση που προκαλεί η ξηρασία ακόμη και στα είδη των οικοσυστημάτων που είναι προσαρμοσμένα στην ξηρασία (Rambal *et al.* 2003). Η κατάσταση αυτή είναι πολύ πιθανό να οδηγήσει σε μειωμένη πρωτογενή παραγωγή (Ogaya *et al.* 2003), ενώ δεν είναι απίθανο να επηρεαστεί και η αναπαραγωγική διαδικασία των ειδών (Lloret *et al.* 2004).

Υψομετρικές μεταβολές στις κατανομές δασικών ειδών που έχουν καταγραφεί στα Πυρηναία όρη έχουν αποδοθεί στη μειωμένη αναπαραγωγική δραστηριότητα και αποφύλλωση των ειδών που υποχώρησαν (Peñuelas and Boada 2003, Peñuelas *et al.* 2004, Montserrat-Martín *et al.* 2009, Morin *et al.* 2010), (βλέπε και Κεφάλαιο 3.1). Πιθανές επίσης είναι οι μετακινήσεις εντόμων (Battisti 2004, Hadar and Zamora 2004) ενώ αναμένεται να γίνουν επιθετικότερα και τα θερμοανθεκτικά παθογόνα σε περιπτώσεις όπου βρίσκουν εξασθενημένα από την ξηρασία δένδρα (Desprez-Loustau *et al.* 2006) προκαλώντας μαζικούς θανάτους σε αυτά (forest die-back).

Λόγω της στενής σχέσης της φωτιάς με τις μετεωρολογικές συνθήκες, είναι βέβαιο πως η μεταβολή της θερμοκρασίας και της βροχόπτωσης θα επηρεάσει και το καθεστώς

εκδήλωσης δασικών πυρκαγιών στη Μεσογειακή λεκάνη (συχνότητα εκδήλωσης, εποχή, εκδήλωση πυρκαγιών σε μεγαλύτερα υψόμετρα), (Carvalho *et al.* 2010, Giannakopoulos *et al.* 2009, Moriondo *et al.* 2006, Rovithakis *et al.* 2022), (βλέπε Κεφάλαιο 3.4).

Επίδραση

Η κλιματική αλλαγή αναμένεται να επηρεάσει σημαντικά τις οικοσυστημικές υπηρεσίες των δασών της Μεσογειακής λεκάνης, τόσο σε επίπεδο παροχής όσο και στις ρυθμιστικές (βλέπε Κεφάλαιο 2.2). Η παραγωγή ξύλου αναμένεται να μειωθεί, όπως έχει ήδη αναφερθεί σε περιοχές της Ισπανίας (Martinez-Vilalta *et al.* 2008).

Η αναμενόμενη ξηρασία αλλά και το μεταβαλλόμενο καθεστώς εκδήλωσης δασικών πυρκαγιών προβλέπεται να έχουν σημαντικές επιπτώσεις και στις κατανομές των ειδών αλλά και στη συνολική βιοποικιλότητα (Colombaroli *et al.* 2007). Ο ρόλος της φωτιάς στη διαμόρφωση της φυτοποικιλότητας των μεσογειακού κλίματος περιοχών και της Μεσογειακής λεκάνης ειδικότερα έχει επαρκώς τεκμηριωθεί (Cowling *et al.* 1996, Pausas and Keeley 2009) καθιστώντας τις θερμά σημεία βιοποικιλότητας (Verdú and Pausas 2007).

Ωστόσο, η πλανητική αλλαγή με τις δραματικές μεταβολές χρήσεων γης έχει επηρεάσει τα πρότυπα βιοποικιλότητας. Στην αλληλεπίδραση αυτή εμπλέκεται και η αλλαγή του καθεστώτος εκδήλωσης των πυρκαγιών, η οποία αναμένεται να επιδεινώσει την κατάσταση αυτή (Moreira *et al.* 2012).

Η σχέση της φωτιάς με το κλίμα δεν είναι γραμμική μια και η πιθανότητα εκδήλωσης πυρκαγιάς αυξάνεται "εκθετικά" καθώς οι κλιματικές συνθήκες πλησιάζουν σε ένα κατώφλι (Pausas and Paula 2012, Westerling and Bryant 2008) και πέφτει απότομα ακόμη και σε πολύ ξηρές συνθήκες αν συναντήσει ασυνέχεια στη βλάστηση (Pausas and Bradstock 2007). Κατά συνέπεια, μικρές μεταβολές στις κλιματικές συνθήκες μπορεί να επάγουν μεταβολές στις συνθήκες ευφλεκτότητας. Για παράδειγμα, οι μετακινήσεις δασικών ειδών αναμένεται να σχετίζονται περισσότερο με τις μεταβολές στο καθεστώς των πυρκαγιών παρά με τις συνθήκες ξηρασίας σε δασικά ορεινά οικοσυστήματα (Fyllas and Troumbis 2009).

Προσαρμοστικότητα

Τα δασικά είδη είναι από τους μακροβιότερους οργανισμούς του πλανήτη. Ένα μεγάλο μέρος της γενετικής συγκρότησης των δασικών ειδών έχει εξελιχθεί μέσα από την προσαρμογή τους σε ποικίλους βιοτικούς και αβιοτικούς παράγοντες του ως επί το πλείστον σταθερού περιβάλλοντος από την τελευταία παγετώδη περίοδο έως σήμερα. Τα φυσικά δάση γενικά χαρακτηρίζονται από υψηλά επίπεδα γενετικής ποικιλότητας και

ετεροζυγωτίας ώστε κατά τη διάρκεια του κύκλου ζωής τους να προσαρμόζονται στην ετερογένεια των περιβαλλοντικών παραμέτρων στο χώρο και στο χρόνο (Hamrick *et al.*1992). Οι φυσικοί πληθυσμοί των δασικών ειδών στην Ελλάδα ιδιαίτερα, χαρακτηρίζονται από σημαντική γενετική ποικιλότητα και υψηλή γενετική διαφοροποίηση (Aravanopoulos κ.α. 2019). Η γενετική δομή των δασικών ειδών εξασφαλίζει τη διατήρηση ενός εξειδικευμένου, για κάθε είδος, γενετικού συστήματος, το οποίο είναι απαραίτητο για την επιβίωση και την αναπαραγωγή, άρα και τη διαιώνισή του. Οι έντονες και αιφνίδιες περιβαλλοντικές αλλαγές που προξενεί η κλιματική μεταβολή μπορεί να αποδειχθούν δύσκολα ανεκτές από τα δασικά είδη. Όταν τα δασικά δένδρα βρεθούν αντιμέτωπα με συνεχείς καταπονήσεις μπορούν να υποστούν σημαντικές απώλειες στα επίπεδα γενετικής ποικιλότητας και ενδέχεται να παρουσιάσουν στο μέλλον μειωμένη ικανότητα προσαρμογής σε μεταβαλλόμενες συνθήκες καταπόνησης (Aravanopoulos 1998).

Ξενόγλωσση

Ainsworth EA and Long SP 2005. What have we learned from 15 years of free-air CO_2 enrichment (FACE)? A meta-analytic review of the responses of photosynthesis, canopy properties and plant production to rising CO2. *New Phytol.* 165:351–372.

Aitken SN, Yeaman S, Holliday JA, Wang T, Curtis-McLane S 2008. Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evol. Applic.* 1:95–111.

Alkama R and Cescatti A 2016. Biophysical climate impacts of recent changes in global forest cover. *Science* 351:600–4.

Aravanopoulos FA 1998. Environmental pollution effects on the evolutionary genetics of forest trees. *Eur. Environ. Res*. 1(2):29-52.

Aravanopoulos FA, Alizoti PG, Farsakoglou AM, Malliarou E, Avramidou EV, Tourvas N 2019. State of biodiversity and forest genetic resources in Greece in relation to conservation. *Adv. Global Change Res*. 65:73-86.

Asshoff R, Zotz G, Komer C 2006. Growth and phenology of mature temperate forest trees in elevated CO2. *Global Change Biol*. 12:848-861.

Aurelle D, Thomas, S, Albert, C, Bally, M, Bondeau A, Boudouresque CF Cahill AE, Carlotti F, Chenuil A, Cramer W et al. 2022. Biodiversity, climate change, and adaptation in the Mediterranean. *Ecosphere* 13(4):e3915.

Babaousmail H, Hou R, Ayugi B, Sian, K. T. C, Ojara M, Mum R, Chehbouni A, Ongoma V 2022. Future changes in mean and extreme precipitation over the Mediterranean and Sahara regions using bias-corrected CMIP6 models. *Int. J. Climatol*. 1:18. https://doi.org/10.1002/joc.7644.

Battisti A 2005. Overview on the entomological research in the forest ecosystems of the northern rim of the Mediterranean basin. In: *Entomological research in Mediterranean forest ecosystems*. Lieutier F, Ghaioule D (eds), INRA Editions, Paris, France, pp.15-22.

Battisti A, Holm G, Fagrell B, Larsson S 2011. Urticating hairs in Arthropods: their nature and medical significance. *Annu. Rev. Entomol*. 56:203-220.

Carvalho A, Flannigan MD, Logan KA, Gowman LM, Miranda AM, Borrego C 2010. The impact of spatial resolution on area burned and fire occurrence projections in Portugal under climate change. *Clim. Change* 98:177–197.

Christensen JH and Christensen OB 2007. A summary of the PRUDENCE model projections of changes in European climate by the end of this century. *Clim. Change* 81:7–30,. https://doi.org/10.1007/s10584-006-9210-7.

Christopoulou A, Fyllas NM, Gmińska-Nowak B, Özarslan Y, Arianoutsou M, Robert Brandes R, Ważny T 2022. Exploring the past of Mavrovouni forest in the Pindus Mountain range (Greece) using tree rings of Bosnian pines. *Trees* 36:153–166 https://doi.org/10.1007/s00468-021-02189-6.

Colombaroli D, Marchetta A, Tinner W 2007. Long-term interactions between Mediterranean climate, vegetation and fire regime at Lago di Massaciuccoli (Tuscany, Italy). *J. Ecol*. 95:755-770.

Cowling RM, Rundel PW, Lamont BB, Arroyo MK, Arianoutsou M 1996. Plant diversity in Mediterranean-climate regions. *Trends Ecol. Evol*. 11(9):362-366.

Desprez-Loustau M, Marcais B, Nageleisen L, Piou D, Vannini A, 2006. Interactive effects of drought and pathogens in forest trees*. Ann. For. Sci*. 63:597-612.

EEA 2019. https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/european-precipitation-2

Fyllas NM, Christopoulou A, Galanidis A, Michelaki CZ, Giannakopoulos C, Dimitrakopoulos PG, Arianoutsou M, Gloor M 2017. Predicting species dominance shifts across elevation gradients in mountain forests in Greece under a warmer and drier climate *Reg. Environ. Change* 17:1165–77.

Fyllas NM and Troumbis AY 2009. Simulating vegetation shifts in north-eastern Mediterranean mountain forests under climatic change scenarios. *Glob. Ecol. Biogeogr*.18:64–77.

Giannakopoulos C, Le Sager P, Bindi M, Moriondo M, Kostopoulou E, Goodess CM 2009. Climatic changes and associated impacts in the Mediterranean resulting from a 2 degrees C global warming. *Glob. Planet. Change* 68:209–224.

Hamrick JL, Godt MJW, Sherman-Broyles SL 1992. Factors influencing levels of genetic diversity on woody plant species. *New Forests* 6:95-124.

Herring SC, Hoerling MP, Kossin JP, Peterson TC, Stott PA 2015. Explaining extreme events of 2014 from a climate perspective. *Bull. Am. Meteor. Soc*. 96:S1–S172.

Hungate BA, Duke JS, Shaw MR, Luo Y, Field CB 2003. Nitrogen and Climate Change. *Science* 302:1512-1513.

IPCC 2021: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N.

Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2391 pp, doi:10.1017/9781009157896, 16 pages.

Klapwijk MJ, Csóka G, Hirka A, Björkman C 2013. Forest insects and climate change: long-term trends in herbivore damage *Ecol. Evol*. 3:4183–96

Lindner M, Fitzgerald JB, Zimmermann NE, Reyer Ch, Delzon S, van der Maaten E, Schelhaas M-J, Lasch P, Eggers J, van der Maaten-Theunissen M, et al. 2010. Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *J. Environ. Manage.* 146:69-83.

Lloret F and Batllori E 2021. Climate-induced global forest shifts due to heatwave-drought. In: *Ecosystem collapse and climate change*. JP and RB Jackson (eds). Ecological Studies 241. Springer, pp 155-186. https://doi.org/10.1007/978-3-030-71330-0_7

Lloret F, Peňuelas J, Estiarte M 2004. Experimental evidence of reduced diversity of seedlings due to climate modification in a Mediterranean-type community. *Glob. Change Biol*. 10:248-258.

Luo Y, Su B, Currie WS, Dukes JS, Finzi A, Hartwig U, Hungate B, McMurtrie RE, Oren R, Parton WJ, Pataki DE, Shaw MR, Zak DR, Field CB 2004. Progressive nitrogen limitation of ecosystem responses to rising atmospheric carbon dioxide. *Bioscience* 54:731-739.

Martínez-Vilalta J, López BC, Adell N, Badiella L, Ninyerola M 2008. Twentieth century increase of Scots pine radial growth in NE Spain shows strong climate interactions. *Glob. Change Biol*. 14:2868-2881.

McDowell NG, Allen CD, Anderson-Teixeira K, Aukema BH, Bond-Lamberty B, Chini L, Clark JS, Dietze M, Grossiord C, Hanbury-Brown A, et al. 2020. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world *Science* 368:eaaz9463.

Montserrat-Martín G, Camarero JJ, Palacios S, Pérez-Rontomé C, Rubén M, Jorge Albuixech J, Maestro M 2009. Summer-drought constrains the phenology and growth of two coexisting Mediterranean oaks with contrasting leaf habits: implications for their persistence and reproduction. *Tree-Struct. Funct.* 23:787–799.

Moreira F, Arianoutsou M, Corona P, De las Heras J (eds) 2012. Post-fire management and restoration of southern European forests. Managing Forest Ecosystems 24. Springer Science & Business Media, Berlin.

Morin X, Roy J, Sonie L, Chuine I 2010. Changes in leaf phenology of three European oak species in response to experimental climate change. *New Phytol*.186:900–910.

Moriondo M, Good P, Durao R, Bindi M, Giannakopoulos C, Corte-Real J 2006. Potential impact of climate change on fire risk in the Mediterranean area. *Clim. Res*. 3:85–95.

Nastos PT and Kapsomenakis J 2015. Regional climate model simulations of extreme air temperature in Greece. Abnormal or common records in the future climate? *Atmos. Res*. 152:43 - 60.

Norby RJ, Wullschleger SD, Gunderson CA, Johnson DW, Ceulemans R 1999. Tree responses to rising CO2 in field experiments: implications for the future forest. *Plant, Cell Environ.* 22(6):683-714.

Ogaya R, Peňuelas J, Martínez-Vilalta J, Mangiron M 2003. Effect of drought on diameter increment of *Quercus ilex, Phillyrea latifolia,* and *Arbutus unedo* in a holm oak forest of NE Spain. *For. Ecol. Manage*. 180:175-184.

Pausas J.G and Keeley JE. 2009. A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience* 59:593–601.

Pausas JG and Bradstock RA 2007. Fire persistence traits of plants along a productivity and disturbance gradient in Mediterranean shrublands of south-east Australia*. Glob. Ecol. Biogeogr*.16:330–340.

Pausas JG and Paula S 2012. Fuel shapes the fire–climate relationship: evidence from Mediterranean ecosystems. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21:1074-1082.

Peňuelas H and Boada M 2003. A global change induced mountains (NE Spain). *Glob. Change Biol*. 9:131–140.

Peñuelas J, Filella I, Zhang WY, Llorens L, Ogaya R 2004. Complex spatiotemporal phenological shifts as a response to rainfall changes. *New Phytol.* 161:837–846.

Peñuelas J, Rutishauser T, Filella I 2009 Phenology Feedbacks on Climate Change *Science* 324:887–8.

Pureswaran DS, Roques A, Battisti A 2018 Forest Insects and Climate Change *Curr. For. Rep.* 4:35–50.

Rambal S, Ourcival JM, Joffre R, Mouillot F, Nouvellon Y, Reichstein M, Rocheteau A 2003. Drought controls over conductance and assimilation of a Mediterranean evergreen ecosystem: scaling from leaf to canopy. *Glob. Change Biol*. 9:1813-1824.

Rovithakis A, Grillakis MG, Seiradakis KD, Giannakopoulos C, Karali A, Field R, Lazaridis M, Voulgarakis A 2022. Future climate change impact on wildfire danger over the Mediterranean: the case of Greece. *Environ. Res. Lett.* 17:045022.

Sarris D, Christodoulakis D, Körner C 2011. Impact of recent climatic change on growth of low elevation eastern Mediterranean forest trees. *Clim. Change* 106:203-223.

Saxe H, Ellsworth DS, Heath J 1998.Tree and forest functioning in an enriched CO_2 atmosphere. *New Phytol*. 139:395-436.

Seidl R, Spies TA, Peterson DL, Stephens SL, Hicke JA 2016 Searching for resilience: addressing the impacts of changing disturbance regimes on forest ecosystem services *J. Appl. Ecol*. 53:120–9.

Skov F and Svenning JC 2004 Potential impact of climatic change on the distribution of forest herbs in Europe *Ecography* 27:366–80

Spathelf P, van der Maaten E, van der Maaten-Theunissen M, Campioli M, Dobrowolska D 2013. Climate change impacts in European forests: the expert views of local observers *Ann For. Sci.* 81(2):131-137.

Verdú M and Pausas JG 2007. Fire drives phylogenetic clustering in Mediterranean Basin woody plant communities. *J. Ecol.* 95:1316–1323.

Westerling AL and Bryant BP 2008. Climate change and wildfire in California. *Clim. Change* 87:231–249.

Wullschleger SD, Tschaplinski TJ, Norby RJ 2002. Plant water relations at elevated CO2–implications for water-limited environments. *Plant Cell Environ.* 25(2):319-31.

ΜΕΡΟΣ 2: ΔΑΣΙΚΑ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ. ΚΛΙΜΑ ΚΑΙ ΔΑΣΙΚΕΣ ΠΥΡΚΑΓΙΕΣ ΣΤΗΝ ΕΛΛΑΔΑ

Κεφάλαιο 2.1: Χλωρίδα και Βλάστηση των Δασών της Ελλάδας

Ιωάννης Τσιριπίδης[1] και Ιωάννης Μπαζός[2]

[1]Τομέας Βοτανικής, Τμήμα Βιολογίας, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης

[2]Τομέας Οικολογίας και Ταξινομικής, Τμήμα Βιολογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών

2.1.1 Ορισμός δασικής βλάστησης

Υπάρχουν διαφορετικοί ορισμοί για το τι χαρακτηρίζεται ως δάσος ή δασική βλάστηση. Συνήθως, ο χαρακτηρισμός της βλάστησης ως δασικής γίνεται με βάση την εκατοστιαία κάλυψη των δένδρων (κάθετη προβολή της κόμης των δένδρων στο έδαφος), τη χρήση γης και την έκταση που καλύπτει η βλάστηση. Για παράδειγμα, ένας από τους πιο συχνά χρησιμοποιούμενους ορισμούς είναι αυτός που έχει υιοθετηθεί από πολλούς διεθνείς οργανισμούς, σύμφωνα με τον οποίο ως δάσος θεωρείται η έκταση, που είναι μεγαλύτερη από 0.5ha και που καλύπτεται από δένδρα (ξυλώδη φυτά με ύψος πάνω από 5m) με κάλυψη τουλάχιστον 10%. Νεαρές συστάδες, που αναμένεται να υπερβούν τα παραπάνω όρια κάλυψης και ύψους δένδρων, θεωρούνται και αυτές δάση. Αντίθετα, δεν θεωρούνται δάση οι εκτάσεις που καλύπτονται από συστάδες δένδρων που φυτεύτηκαν για γεωργικούς σκοπούς (π.χ. οπωρώνες) (ορισμός που χρησιμοποιείται από τους οργανισμούς-επιτροπές FAO, UNECE, Forest Europe, Ευρωπαϊκή Επιτροπή, Eurostat, Ευρωπαϊκός Οργανισμός Περιβάλλοντος).

Σύμφωνα με την επιστήμη της βλάστησης, ως δάσος ή δασική βλάστηση θα μπορούσε να θεωρηθεί οποιαδήποτε έκταση φιλοξενεί συστάδα δενδρωδών ειδών, η οποία είναι αρκετά μεγάλη, έτσι ώστε να δημιουργείται εντός αυτής (κάτω από την κόμη των δενδρωδών ειδών) δασογενές περιβάλλον, που να φιλοξενεί τυπικά φυτικά είδη δασικής βλάστησης. Ένας τέτοιος ορισμός είναι παρόμοιος με αυτόν που δίνεται από τον Ντάφη (2010), και στον οποίο δίνεται βάρος στη δημιουργία δασικής βιοκοινότητας εντός μιας συστάδας, που ονομάζεται από τον συγγραφέα δασοβιοκοινότητα. Στον παραπάνω ορισμό δίνεται βαρύτητα στον χαρακτηρισμό του δάσους ως βιοκοινότητας, για την οποία λαμβάνονται υπόψη όλοι οι οργανισμοί (π.χ. φυτικοί και ζωικοί). Στο παρόν Κεφάλαιο ο ορισμός τους δάσους βασίζεται στη χλωριδική σύνθεση της συστάδας και συγκεκριμένα στη σύνθεσή της σε αγγειόφυτα (πτεριδόφυτα και σπερματόφυτα). Ο ορισμός τους δάσους με βάση τη χλωριδική σύνθεσή του είναι εφικτός από πρακτική άποψη με βάση τη μεθοδολογία που εφαρμόζεται στον επιστημονικό κλάδο της φυτοκοινωνιολογίας και στην ιεραρχική ταξινόμηση της βλάστησης, που εκπονείται στην Ευρώπη εδώ και πολλές δεκαετίες (από το πρώτο μισό του 20ου αιώνα). Επομένως, ως

δασική βλάστηση θα μπορούσε να θεωρηθεί οποιαδήποτε συστάδα, η οποία με βάση τη χλωριδική της σύνθεση ταξινομείται στις κλάσεις του ιεραρχικού συστήματος ταξινόμησης της βλάστησης, που αφορούν δασικές φυτοκοινότητες. Πιο συγκεκριμένα, ως δάσος μπορεί να θεωρηθεί μία συστάδα δενδρωδών ειδών, η οποία με βάση τη χλωριδική της σύνθεση σε αγγειόφυτα μπορεί να ταξινομηθεί σε μία από τις παρακάτω κλάσεις του ιεραρχικού συστήματος ταξινόμησης της βλάστησης της Ευρώπης (Mucina *et al.* 2016): Quercetea ilicis, Erico-Pinetea, Junipero-Pinetea sylvestris, Quercetea pubescentis, Carpino-Fagetea sylvaticae, Brachypodio pinnati-Betuletea pendulae, Vaccinio-Piceetea, Alno glutinosae-Populetea albae και Salicetea purpureae. Όλες οι παραπάνω φυτοκοινωνιολογικές κλάσεις περιλαμβάνουν δασικούς τύπους ζωνικής και αζωνικής βλάστησης. Ως ζωνική βλάστηση θεωρείται αυτή η οποία καθορίζεται, κυρίως, βάσει του κλίματος και μεταβάλλεται με το γεωγραφικό πλάτος ή/και το υψόμετρο, ενώ ως αζωνική αυτή που απαντάται σε διαφορετικές κλιματικές ζώνες και εξαρτάται, κυρίως, από συγκεκριμένους οικολογικούς παράγοντες, που επιδρούν στη βλάστηση σε τοπική κλίμακα, όπως το νερό και η αλατότητα (Walter 1964). Επιπλέον των παραπάνω κλάσεων, ξυλώδη βλάστηση περιλαμβάνουν, επίσης, οι κλάσεις Crataego-Prunetea και Nerio-Tamaricetea. Η πρώτη κλάση περιλαμβάνει ανοιχτούς θαμνώνες (με μικρή κάλυψη θάμνων) ή κρασπεδική βλάστηση φυλλοβόλων εύκρατων δασών, ενώ η δεύτερη περιλαμβάνει παρόχθια θαμνώδη βλάστηση. Η βλάστηση αυτών των δύο κλάσεων ανήκει στη λεγόμενη ενδοζωνική βλάστηση σύμφωνα με τους Mucina *et al.* (2016), η οποία περιλαμβάνει τύπους βλάστησης που καλύπτουν πολύ μικρότερη έκταση από ότι η ζωνική βλάστηση, αλλά σε αντίθεση με την αζωνική βλάστηση, σχετίζεται σε μεγαλύτερο ή μικρότερο βαθμό με τη ζωνική βλάστηση και με συγκεκριμένες κλιματικές ζώνες. Η βλάστηση που εντάσσεται σε αυτές τις δύο κλάσεις θα μπορούσε να θεωρηθεί ως δάσος, αλλά φαίνεται να σχετίζεται περισσότερο με τον όρο «άλλη δασώδης έκταση», που χρησιμοποιείται από διεθνείς οργανισμούς και επιτροπές (FAO, UNECE, Forest Europe, Ευρωπαϊκή Επιτροπή, Eurostat, Ευρωπαϊκός Οργανισμός Περιβάλλοντος), γιατί η κάλυψη των δένδρων είναι σχετικά μικρή και η φυσιογνωμία της βλάστησης είναι αραιή θαμνώδης. Ο Ντάφης (2010), λαμβάνοντας υπόψη ότι οι θαμνώνες της χώρας μας καλύπτονται τουλάχιστον κατά 10% από ξυλώδη είδη, τα οποία στην ώριμη ηλικία τους ξεπερνούν τα 5 m ύψος, προτείνει τον χαρακτηρισμό τους ως δάση. Επιπρόσθετο κριτήριο που θα πρέπει να πληρείται για τον χαρακτηρισμό τέτοιων θαμνώνων ως δάση είναι η ένταξή τους σε κάποια από τις κλάσεις ζωνικής και αζωνικής βλάστησης που αναφέρθηκαν παραπάνω, με βάση τη συνολική χλωριδική τους σύνθεση. Άλλωστε, πολλές φορές τέτοιοι θαμνώνες αποτελούν στάδια υποβάθμισης υψηλότερων δασών, λόγω διαταραχών.

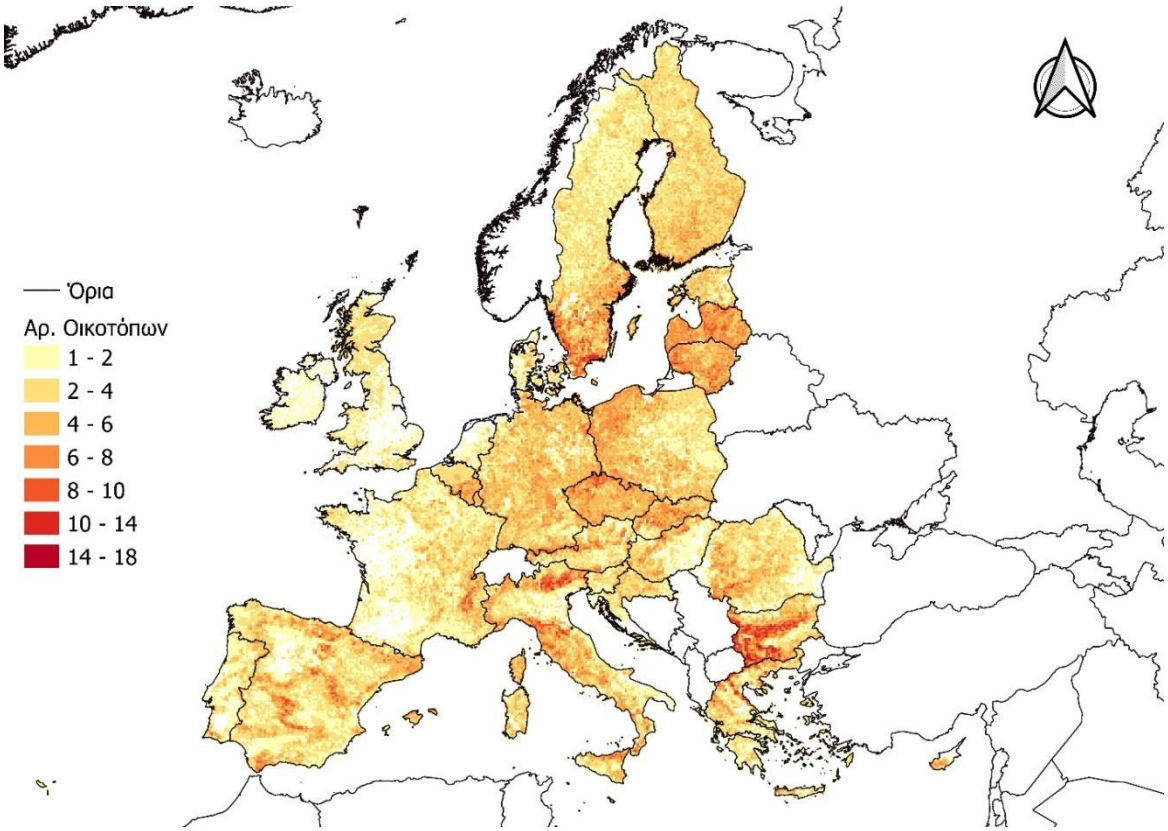
Τέλος, θα πρέπει να αναφερθεί ότι οι κλάσεις δασικής βλάστησης που αναφέρονται παραπάνω, αφορούν την Ελλάδα, καθώς υπάρχουν και άλλες κλάσεις που περιλαμβάνουν δασική βλάστηση, αλλά δεν απαντώνται στην Ελλάδα. Επιπλέον, θα πρέπει να αναφερθεί ότι η προσέγγιση που ακολουθείται σε αυτό το Κεφάλαιο

ακολουθεί τον επιστημονικό κλάδο της φυτοκοινωνιολογίας, σύμφωνα με τον οποίο οι τύποι δασών, όπως και όλοι οι άλλοι τύποι βλάστησης, αντιμετωπίζονται ως φυτοκοινωνιολογικές μονάδες (syntaxa) διάφορης ιεραρχικής διαβάθμισης (π.χ. κλάση, τάξη, ένωση, κοινωνία ή κοινότητα), οι οποίες εντάσσονται σε ένα ιεραρχικό σύστημα ταξινόμησης με βάση τη χλωριδική τους σύνθεση και την οικολογία τους.

2.1.2 Η ποικιλότητα της δασικής βλάστησης στην Ελλάδα

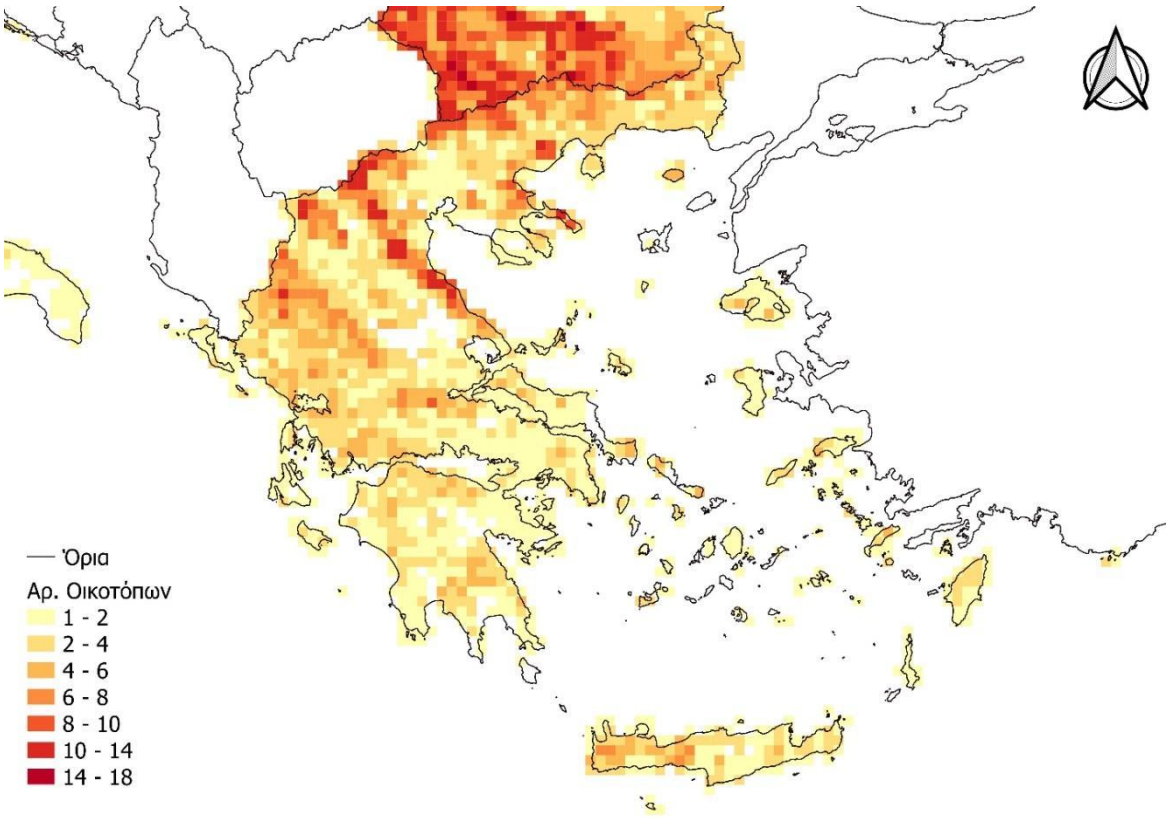
Η Ελλάδα φιλοξενεί υψηλή ποικιλότητα δασικών τύπων βλάστησης. Ενδεικτικό αυτής της υψηλής ποικιλότητας είναι ότι στη χώρα έχουν καταγραφεί 28 δασικοί τύποι οικοτόπων σύμφωνα με την Οδηγία 92/43/ΕΕ, που αποτελεί τον τρίτο μεγαλύτερο αριθμό τύπων οικοτόπων ανάμεσα στα Κράτη-Μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης. Οι χώρες με μεγαλύτερο αριθμό τύπων οικοτόπων από την Ελλάδα είναι η Γαλλία με 29 δασικούς τύπους οικοτόπων και έκταση 4,2 φορές μεγαλύτερη της Ελλάδας και η Ιταλία με 39 δασικούς τύπους οικοτόπων και έκταση 2,3 φορές μεγαλύτερη της Ελλάδας (στοιχεία από την τελευταία αναφορά σύμφωνα με το Άρθρο 17 της Οδηγίας 92/43/ΕΕ για την περίοδο 2013-2018).

Στο Σχήμα 2.1.1 παρουσιάζεται ο αριθμός των δασικών τύπων οικοτόπων στα Κράτη-Μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης ανά κελί 10Χ10 km του Ευρωπαϊκού κανάβου ETRS (LAEA 5210) (τα δεδομένα λήφθηκαν από την ιστοσελίδα του Ευρωπαϊκού Οργανισμού Περιβάλλοντος και αφορούν την περίοδο 2013-2018).



Σχήμα 2.1.1. Αριθμός δασικών τύπων οικοτόπων ανά κελί 10X10 km του Ευρωπαϊκού κανάβου ETRS (LAEA 5210) στα Κράτη-Μέλη της Ευρωπαϊκής ένωσης (τα δεδομένα λήφθηκαν από την ιστοσελίδα του Ευρωπαϊκού Οργανισμού Περιβάλλοντος και αφορούν την περίοδο 2013-2018). Τα όρια στο υπόμνημα του χάρτη αφορούν ακτογραμμή και συνοριακές γραμμές μεταξύ κρατών.

Από το Σχήμα αυτό φαίνεται ότι υπάρχουν αρκετά τετράγωνα των 100 km^2 στην Ελλάδα με υψηλό αριθμό δασικών τύπων οικοτόπων, κυρίως στο βόρειο-κεντρικό και βορειοανατολικό τμήμα της χώρας. Επίσης φαίνεται ότι οι περισσότερες περιοχές με υψηλή τοπική ποικιλότητα σε δασικούς τύπους οικοτόπων (κελιά 100 km^2) ταυτίζονται με ορεινούς όγκους και οροσειρές που υπάρχουν στην Ευρώπη. Στο Σχήμα 2.1.2 παρουσιάζεται η ίδια πληροφορία με το Σχήμα 2.1.1, αλλά για τον Ελληνικό χώρο.



Σχήμα 2.1.2. Αριθμός δασικών τύπων οικοτόπων ανά κελί 10x10 km του Ευρωπαϊκού κανάβου ETRS (LAEA 5210) στην Ελλάδα. Σχετικά με την προέλευση των δεδομένων και επεξηγήσεις βλέπε Σχήμα 2.1.1.

Η ποικιλότητα της δασικής βλάστησης στην Ελλάδα μπορεί αρχικά να αποδοθεί στη γεωγραφική της θέση, καθώς η ποικιλότητα ειδών αυξάνει από το βορρά προς το νότο (Gillman *et al.* 2015, Willig and Presley 2013). Άλλωστε ο αριθμός των taxa αγγειοσπέρμων είναι σημαντικά μεγαλύτερος στις χώρες της νότιας Ευρώπης σε σχέση με αυτές της κεντρικής και βόρειας Ευρώπης, με την Ελλάδα να φιλοξενεί τον μεγαλύτερο αριθμό taxa ανά μονάδα επιφάνειας στην Ευρώπη (Bilz *et al.* 2011). Υψηλότερη ποικιλότητα φυτικών taxa δεν σημαίνει όμως απαραίτητα υψηλότερη ποικιλότητα φυτοκοινοτήτων, παρότι μία τέτοια αντιστοιχία είναι πιθανή, καθώς η ποικιλότητα των φυτοκοινοτήτων (β-ποικιλότητα), μαζί με την ποικιλότητα των taxa εντός κάθε φυτοκοινότητας (α-ποικιλότητα) αποτελούν τα δύο συνθετικά μεγέθη από τα οποία προκύπτει η συνολική ποικιλότητα των taxa μιας περιοχής (γ-ποικιλότητα) (Tuomisto 2010). Επιπλέον, έχει ήδη καταγραφεί ερευνητικά η αρνητική σχέση της β-ποικιλότητας με το γεωγραφικό πλάτος (δηλαδή αύξηση της β-ποικιλότητας προς τον ισημερινό) για διάφορες κατηγορίες οργανισμών (βλέπε Stevens and Willig 2002, Willig *et al.* 2003).

Μία άλλη αιτία στην οποία μπορεί να αποδοθεί η υψηλή ποικιλότητα της δασικής βλάστησης στην Ελλάδα είναι το πολυσχιδές και έντονο ανάγλυφό της. Οι ορεινές περιοχές αποτελούν παγκοσμίως περιοχές υψηλής ποικιλότητας. Συγκεκριμένα, η υψηλή γεωμορφολογική ποικιλότητα που υπάρχει στους ορεινούς όγκους, έχει ως αποτέλεσμα μία αντίστοιχη οικολογική ποικιλότητα και επομένως μία υψηλή ποικιλότητα οικοθέσεων (Spehn and Körner 2005). Επίσης, στις ορεινές περιοχές, ιδιαίτερα του βορείου ημισφαιρίου και των μέσων τιμών γεωγραφικού πλάτους (20^{o}-40^{o} βόρεια του ισημερινού), η ποικιλότητα οργανισμών, συνήθως, μεγιστοποιείται σε μέσα υψόμετρα (κάτω από το μέσο υψόμετρο μίας υψομετρικής βαθμίδας) (Guo *et al.* 2013), τα οποία φιλοξενούν την τυπική ζώνη ανάπτυξης φυλλοβόλων δασών σε αυτά τα γεωγραφικά πλάτη. Η υψηλή ποικιλότητα των ορεινών περιοχών μπορεί να οφείλεται εν μέρει και στον συνήθως μικρότερο βαθμό διαταραχών στις ορεινές περιοχές σε σχέση με τις πεδινές (Spehn and Körner 2005). Στο Σχήμα 2.1.2 φαίνεται ότι υψηλότερη τοπική ποικιλότητα δασικών τύπων οικοτόπων εμφανίζεται κυρίως στο βόρειο-κεντρικό και βόρειο-ανατολικό τμήμα της χώρας και συγκεκριμένα στους ορεινούς όγκους κατά μήκος των βορείων συνόρων (Γράμμος, Βαρνούντας, Βόρας, Μπέλες, Ροδόπη), σε συγκεκριμένα όρη στη βορειοανατολική Ελλάδα (Παγγαίο και Άθως), και στα όρη που διασχίζουν από τον βορρά προς νοτιοανατολικά το βόρειο-κεντρικό τμήμα της χώρας (Βέρμιο, Πιέρια, Όλυμπος, Κάτω Όλυμπος, Όσσα). Κελιά με σχετικά υψηλή ποικιλότητα δασικών τύπων βλάστησης εμφανίζονται, επίσης, κατά μήκος της Πίνδου (βόρεια και νότια), στην Οίτη και στο δυτικό και κεντρικό τμήμα της Κρήτης.

Τέλος, έναν ακόμα λόγο για την υψηλή ποικιλότητα της δασικής βλάστησης στην Ελλάδα, και κυρίως στο βόρειο τμήμα της, αποτελεί το γεγονός ότι η ευρύτερη περιοχή (νότια Βαλκάνια) λειτούργησε ως καταφύγιο για αρκετά είδη δένδρων κατά το Πλειστόκαινο (π.χ. Košir *et al.* 2008, Médail and Diadema 2009, Tzedakis 2004, Tzedakis *et al.* 2002). Περιοχές που έχουν λειτουργήσει ως καταφύγια χαρακτηρίζονται συνήθως από υψηλή ποικιλότητα ειδών και τέτοιες σχέσεις έχουν βρεθεί για την ποικιλότητα αγγειοφύτων σε δασικούς τύπους βλάστησης (π.χ. Jiménez-Alfaro *et al.* 2018), αλλά και για την ποικιλότητα των δενδρωδών ειδών στην Ευρώπη (Svenning and Skov 2007).

Χλωρίδα των δασών της Ελλάδας

Περίπου έναν αιώνα μετά την έκδοση της πρώτης Ελληνικής χλωρίδας, του *Conspectus Florae Graecae* (Halácsy 1901, 1902, 1904, 1908, 1912) εκδίδεται ο πρώτος σχολιασμένος κατάλογος των Αγγειωδών φυτών της Ελλάδας (Dimopoulos *et al.* 2013) και η χρονιά αυτή αποτελεί αναμφίβολα ένα ορόσημο για όσους ασχολούνται με τη μελέτη της φυτικής ποικιλότητας στην Ελλάδα. Είχαν προηγηθεί χρονικά η έκδοση των δύο τόμων του έργου *Mountain Flora of Greece* (Strid 1986, Strid and Tan 1991) και μία προσπάθεια, που ξεκίνησε το 1988 και η οποία είχε ως στόχο τη συγγραφή και έκδοση μίας σύγχρονης, πολύτομης χλωρίδας της Ελλάδας (*Flora Hellenica*) βασισμένης στα διοικητικά όρια της

χώρας όπως αυτά διαμορφώθηκαν μετά το 1947. Δυστυχώς από αυτό το εγχείρημα, που δεν ολοκληρώθηκε ποτέ, εκδόθηκαν μόνο οι δύο πρώτοι τόμοι (Strid and Tan 1997, 2002). Όχι αδίκως λοιπόν ο Heywood (2002), είχε συμπεριλάβει την Ελλάδα στις χώρες, που ενώ είναι σχετικά καλά μελετημένες από χλωριδική άποψη, εξακολουθούσαν να μην διαθέτουν μία πλήρη σύγχρονη χλωρίδα. Την έκδοση του πρώτου καταλόγου των Αγγειωδών φυτών της χώρας (*Vascular Plants of Greece. An annotated checklist*) ακολούθησε ένα συμπλήρωμα κυρίως με διορθώσεις λαθών της αρχικής έκδοσης (Dimopoulos *et al.* 2016), ενώ από το 2017 είναι διαθέσιμη και η ηλεκτρονική μορφή (Flora of Greece web), η οποία αποτελεί μία δυναμική βάση δεδομένων, καθώς διαρκώς ενημερώνεται με τα νέα επιστημονικά ευρήματα.

Στοιχεία για τη χλωρίδα των δασικών οικοσυστημάτων της Ελλάδας υπάρχουν διάσπαρτα σε σημαντικό αριθμό επιστημονικών δημοσιεύσεων, τόσο Ελλήνων, όσο και ξένων ερευνητών. Υπάρχουν επίσης αρκετές συμβολές που αφορούν αποκλειστικά την ξυλώδη (δένδρα και θάμνους) χλωρίδα της Ελλάδας, χωρίς όμως τα είδη που περιλαμβάνονται σε αυτές να είναι απαραίτητα όλα δασικά. Ενδεικτικά μπορούμε να αναφέρουμε το έργο *Chorology of trees and shrubs in Greece* (Boratyński *et al.* 1992), και το δίτομο *Θάμνοι και δέντρα στην Ελλάδα* (Αραμπατζής 1998, 2001). Σχετικά πρόσφατα εκδόθηκε και η επίτομη *Δασική Βοτανική: Αυτοφυή δέντρα και θάμνοι στην Ελλάδα* (Κοράκης 2015). Σε ό,τι αφορά την εφαρμογή της Οδηγίας 92/43/ΕΕ στην Ελλάδα και το δίκτυο Natura 2000, αναλυτική περιγραφή των τύπων οικοτόπων στην Ελλάδα τόσο ως προς τα χαρακτηριστικά τους είδη, αλλά και τη χλωριδική τους σύνθεση, δίνεται στον *Τεχνικό Οδηγό Αναγνώρισης, Περιγραφής και Χαρτογράφησης Τύπων Οικοτόπων της Ελλάδας* (Ντάφης κ.ά. 2001), ενώ ειδικά για τους δασικούς τύπους οικοτόπου, είναι εξαιρετικά χρήσιμος ο *Οδηγός Αναγνώρισης και Ερμηνείας Δασικών Τύπων Οικοτόπων στην Ελλάδα* (Δημόπουλος κ.ά. 2012).

Όπως ήδη αναφέρθηκε, από το 2017 είναι προσβάσιμη μέσω της πλατφόρμας EDIT, η ηλεκτρονική εκδοχή του *Vascular Plants of Greece. An annotated checklist*. Σύμφωνα με την πρώτη εκδοχή που βασίστηκε στα δεδομένα που εκδόθηκαν το 2013, η Χλωρίδα της Ελλάδας περιελάμβανε 6620 taxa (είδη και υποείδη αγγειωδών φυτών), τα οποία ανήκαν σε 1073 γένη και 185 οικογένειες. Η πρώτη αναθεώρηση έγινε το 2018 και η δεύτερη τον Ιούνιο του 2020 και σύμφωνα με αυτή ο συνολικός αριθμός των taxa (ιθαγενών και εγκλιματισμένων ξενικών) έχει αυξηθεί στα 6760 είδη και υποείδη, τα οποία ανήκουν σε 1087 γένη και 184 οικογένειες. Για κάθε taxon εκτός από την εξάπλωσή του (παρουσία ή απουσία) στις 13 χλωριδικές περιοχές της Ελλάδας, δίνονται στοιχεία για τον βιότοπό του, τη χωρολογία του, τη βιοτική του μορφή, το καθεστώς προστασίας του, συνώνυμα, σχόλια, ενώ για ένα μέρος των taxa δίνονται και φωτογραφίες. Στη χωρολογία εκτός από τον όρο ενδημικά taxa, υιοθετείται και ο όρος περιορισμένης εξάπλωσης (range restricted), κατηγορία στην οποία εντάσσονται είδη και υποείδη φυτών, που μπορεί να μην είναι απαραιτήτως ενδημικά της Ελλάδας, αλλά έχουν μικρή γεωγραφική εξάπλωση που περιλαμβάνει την Ελλάδα και κάποια ή κάποιες

από τις γειτονικές χώρες. Διακρίνονται οκτώ κύριες κατηγορίες βιοτόπων με μία από αυτές να περιλαμβάνει τα δασικά οικοσυστήματα (δάση πλατύφυλλων και κωνοφόρων, παρόχθια και ορεινά δάση) και θαμνώνες. Από το σύνολο των 6760 taxa τα 647 έχουν ως αποκλειστική ή κύρια κατηγορία βιοτόπου τα δασικά οικοσυστήματα και τους θαμνώνες (ποσοστό 9,6% του συνόλου των φυτών της Ελληνικής χλωρίδας). Εάν συμπεριλάβουμε και τα taxa που εμφανίζονται σε δασικά οικοσυστήματα και σε θαμνώνες έχοντας όμως προτίμηση κυρίως σε άλλους οικοτόπους τότε ο συνολικός αριθμός ανέρχεται στα 1.238 είδη και υποείδη ή 18,3% του συνόλου. Για την ανάλυση που ακολουθεί έχουν ληφθεί υπόψη μόνο τα taxa που έχουν ως αποκλειστική ή κύρια κατηγορία βιοτόπου τα δασικά οικοσυστήματα και τους θαμνώνες (αναφέρονται παρακάτω ως δασικά taxa).

Πλουσιότερες χλωριδικές περιοχές σε αριθμό δασικών taxa είναι κατά σειρά η Βορειοανατολική Ελλάδα (NE) με 444 taxa, ακολουθούμενη από τη Βορειοκεντρική Ελλάδα (NC) με 413 taxa και τη Βόρεια Πίνδο (NPi) με 345 taxa. Στις τελευταίες θέσεις βρίσκονται τρεις νησιωτικές περιοχές, τα νησιά του Ανατολικού Αιγαίου (EAe) με 160 δασικά taxa, καθώς και οι Κυκλάδες (Kik) και το συγκρότημα Κρήτης-Καρπάθου (KK) με 86 taxa η καθεμία (Πίνακας 2.1.1). Οι ίδιες δύο περιοχές (Βορειοανατολική Ελλάδα και Βορειοκεντρική Ελλάδα) βρίσκονται στις πρώτες θέσεις και στο σύνολο της Ελληνικής χλωρίδας με τις Κυκλάδες να είναι και πάλι στην τελευταία θέση. Σχετικά με την κατάταξη στις υπόλοιπες θέσεις ωστόσο, υπάρχουν διαφοροποιήσεις, με χαρακτηριστική την περίπτωση των πέντε νησιωτικών περιοχών της χώρας, οι οποίες βρίσκονται στις τελευταίες θέσεις ως προς τον πλούτο των δασικών taxa, κάτι που δεν συμβαίνει όταν εξετάζονται ως προς το σύνολο των taxa της Ελληνικής χλωρίδας. Χαμηλότερα, σε σχέση με το σύνολο των φυτικών taxa της Ελληνικής χλωρίδας, είναι τα ποσοστά των ελληνικών ενδημικών και των taxa περιορισμένης εξάπλωσης με 14,1% και 17,9% αντιστοίχως, ενώ στο σύνολο της Ελληνικής χλωρίδας τα ποσοστά αυτά είναι 22,6% και 29,6%. Από τα ελληνικά ενδημικά των δασικών οικοσυστημάτων η πλειονότητα (95,6%) είναι taxa περιορισμένης εξάπλωσης, ενώ από τα taxa περιορισμένης εξάπλωσης το 75% είναι ελληνικά ενδημικά ακολουθούμενα από τα βαλκανικά με 19,8% και τα ανατολικομεσογειακά με 5,2%. Από τα 91 συνολικά ελληνικά ενδημικά των δασικών οικοσυστημάτων, τα 65 (71,4%) είναι γνωστά από μία μόνο χλωριδική περιοχή. Από τα ενδημικά φανερόφυτα της Ελλάδας σε μία μόνο χλωριδική περιοχή περιορίζονται η ενδημική στην Κρήτη *Zelkova abelicea* (αμπελιτσιά) και η ενδημική δρυς της Εύβοιας *Quercus trojana* subsp. *euboica*. Και τα δύο είναι σπάνια και διατρέχουν σοβαρούς κινδύνους διατήρησης λόγω της ανεξέλεγκτης βόσκησης, της υλοτομίας και των δασικών πυρκαγιών. Ειδικότερα, οι συστάδες της *Q. trojana* subsp. *euboica* στη Βόρεια Εύβοια πρέπει να υπέστησαν πολύ σοβαρές ζημιές μετά τις καταστροφικές πυρκαγιές του καλοκαιριού του 2021. Ευρύτερη εξάπλωση σε περισσότερες χλωριδικές περιοχές έχει η *Abies cephalonica* (έλατο, Κεφαλληνιακή ελάτη), κυρίαρχο δασικό είδος σε αρκετές ορεινές περιοχές της χώρας. Από τα υπόλοιπα ενδημικά δασικά taxa της Ελλάδας, ιδιαίτερο ενδιαφέρον παρουσιάζουν τα σπάνια,

απειλούμενα και προστατευόμενα από την Ελληνική νομοθεσία (Προεδρικό Διάταγμα 67/1981) είδη *Cephalanthera cucullata* και *Paeonia parnassica*. Πλουσιότερες χλωριδικές περιοχές σε Ελληνικά ενδημικά δασικά taxa είναι η Βορειοανατολική Ελλάδα (NE) με 24 taxa ακολουθούμενη από την Πελοπόννησο (Pe) με 23 taxa και την Βορειοκεντρική Ελλάδα (NC) με 20 taxa. Στις τελευταίες θέσεις βρίσκονται τα Ιόνια νησιά (Ion), οι Κυκλάδες (Kik) και τα νησιά του Βορείου Αιγαίου (NAe) με 3, 3 και 1 taxon αντίστοιχα. Αν ωστόσο δεν εξετάσουμε τα ενδημικά taxa ως προς τον συνολικό τους αριθμό, αλλά ως ποσοστό επί του συνόλου των δασικών taxa, τότε στις πρώτες θέσεις βρίσκεται το συγκρότημα Κρήτης-Καρπάθου (KK) με ποσοστό 12,8% και ακολουθούν η Πελοπόννησος (Pe) με 8,8% και η Στερεά Ελλάδα (Ste) με 5,7%. Ισχύει δηλαδή ως ένα βαθμό, και στη συγκεκριμένη περίπτωση, το πρότυπο που αφορά το σύνολο της χλωρίδας της χώρας, σύμφωνα με το οποίο, τα ποσοστά του ενδημισμού αυξάνουν, καθώς κινούμαστε από τα βόρεια προς τα νότια της χώρας και από τα χαμηλότερα προς τα μεγαλύτερα υψόμετρα.

Μεταξύ των taxa περιορισμένης εξάπλωσης, τα 81 (69,8%) είναι γνωστά μόνο από μία χλωριδική περιοχή. Από αυτά ιδιαίτερο φυτογεωγραφικό ενδιαφέρον παρουσιάζουν τα είδη *Liquidambar orientalis*, το οποίο περιορίζεται σε λίγες θέσεις στη Ρόδο και τη ΝΔ Μικρά Ασία και *Quercus aucheri*, ένα είδος αειθαλούς δρυός που μοιάζει με την *Quercus coccifera* (πουρνάρι) και είναι γνωστό μόνο από λίγα νησιά του Ανατολικού Αιγαίου και τη ΝΔ Μικρά Ασία. Σε δύο μόνο χλωριδικές περιοχές εμφανίζεται το βαλκανικό είδος πεύκης *Pinus peuce* με σποραδικές εμφανίσεις σε ορεινές περιοχές κατά μήκος των βορείων συνόρων και σε υψόμετρα μεταξύ 1.000 και 1.800 m.

Πίνακας 2.1.1. Συγκεντρωτικός πίνακας συνολικού αριθμού δασικών taxa και αριθμού και ποσοστού ενδημικών και taxa περιορισμένης εξάπλωσης, ανά χλωριδική περιοχή της Ελλάδας. Η διαίρεση σε χλωριδικές περιοχές ακολουθεί τον Strid and Tan (1997).

Χλωριδική Περιοχή	**Σύνολο δασικών taxa**	**Ενδημικά taxa**	**Ποσοστό ενδημικών επί του συνόλου**	**Taxa περιορισμένης εξάπλωσης**	**Ποσοστό των taxa περιορισμένης εξάπλωσης επί του συνόλου**
NE	444	24	5,4	40	9,0
NC	413	20	4,8	28	6,8
Npi	345	10	2,9	19	5,5
Spi	299	8	2,7	13	4,3
StE	280	16	5,7	18	6,4
Pe	260	23	8,8	23	8,8
EC	243	5	2,1	9	3,7
Nae	201	1	0,5	3	1,5
Wae	188	10	5,3	12	6,4
Iol	167	3	1,8	4	2,4
Eae	160	8	5,0	12	7,5
Kik	86	3	3,5	1	1,2
KK	86	11	12,8	10	11,6

Στο σύνολο των δασικών taxa, τα 185 ή 28,6% από τα 647 είναι γνωστά από μία μόνο χλωριδική περιοχή. Ανάμεσα σε αυτά υπάρχουν αρκετά είδη με ιδιαίτερο φυτογεωγραφικό ενδιαφέρον όπως τα: *Juniperus drupacea*, *Malus trilobata*, *Picea abies*, *Rhododendron luteum* και *Staphylea pinnata*. Το είδος *J. drupacea* (δενδρόκεδρος) είναι ένα μικρό δένδρο με ενδιαφέρουσα διακεκομμένη γεωγραφική εξάπλωση που περιλαμβάνει τη Νότια Τουρκία, τη Συρία, τον Λίβανο και όρη της Πελοποννήσου. Οι πληθυσμοί του στην Ελλάδα (κυρίως στον Πάρνωνα, όπου σχηματίζει και αμιγείς συστάδες) είναι οι μοναδικοί στην Ευρώπη (Boratyński and Browicz 1982). Η *M. trilobata* είναι ένα από τα πιο σπάνια δένδρα της Ελληνικής χλωρίδας, καθώς εντοπίζεται σε πολύ λίγες θέσεις στο νομό Έβρου. Η κύρια εξάπλωσή της περιλαμβάνει τη Νότια και Δυτική Τουρκία, τη Συρία, τον Λίβανο και το Ισραήλ, ενώ στην Ευρώπη έχει βρεθεί και στη

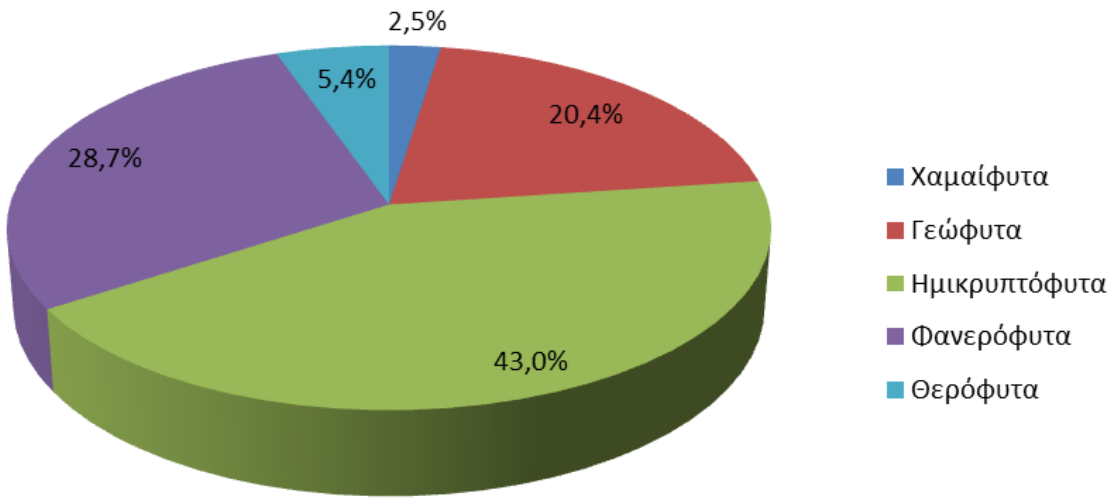
Βουλγαρία. Περιλαμβάνεται στο *Red Data Book of Rare and Threatened Plants of Greece* (Phitos 1995) ως Τρωτό. Η *P. abies* (ερυθρελάτη) είναι ένα Ευρωσιβηρικό είδος και ένα από τα κύρια δασικά είδη στην Ευρώπη. Στην Ελλάδα, και πιο συγκεκριμένα στην οροσειρά της Ροδόπης, έχει τα νοτιότερα όρια της εξάπλωσής της. Βρίσκεται σε υψόμετρα που κυμαίνονται από 1.200 έως 1.800 μέτρα, και σχηματίζει είτε αμιγείς είτε μικτές συστάδες (Κοράκης 2015). Το *Rhododendron luteum* είναι θάμνος με κύρια περιοχή εξάπλωσης την περιοχή του Εύξεινου Πόντου και του Καυκάσου. Πληθυσμοί του υπάρχουν και σε διάφορες χώρες κυρίως της Ανατολικής Ευρώπης. Στην Ελλάδα είναι γνωστό μόνο από μία μικρή γεωγραφική περιοχή της Δυτικής Λέσβου, όπου φύεται σε υγρές και σκιερές συνήθως θέσεις στις όχθες ρεμάτων και στον υπόροφο πευκοδασών (Bazos and Yannitsaros 2004). Αρκετά ενδιαφέρουσα περίπτωση είναι αυτή του θάμνου *Staphylea pinnata*. Το είδος αυτό βρέθηκε για πρώτη φορά στην Ελλάδα το 1989, αλλά λόγω της κατασκευής φράγματος στη μοναδική γνωστή θέση εμφάνισής του, θεωρήθηκε ότι εξαφανίστηκε (Raus 2006). Ωστόσο πρόσφατα βρέθηκε και πάλι σε δύο θέσεις της ΒΑ Ελλάδας (στο φαράγγι του Νέστου και κοντά στην Κάτω Βροντού). Οι πληθυσμοί αυτοί αποτελούν τα νοτιότερα σημεία εξάπλωσής της στην Ευρώπη (Raab-Straube *et al.* 2019). Ιδιαίτερο φυτογεωγραφικό ενδιαφέρον και περιορισμένη γεωγραφική εξάπλωση σε περιοχές της Β. Ελλάδας (Κοράκης 2015) έχουν και τα είδη *Abies alba* (λευκή ελάτη), *Betula pendula* (σημύδα) και *Pinus sylvestris* (δασική πεύκη).

Σε ό,τι αφορά τη χωρολογία των δασικών taxa της Ελλάδας αξιοσημείωτη είναι η μεγάλη παρουσία Ευρωπαϊκών γεωστοιχείων (Ευρωπαϊκά-ΝΔ Ασίας, Ευρωπαϊκά, Ευρωσιβηρικά) με ποσοστό 33,7% του συνόλου, των Βαλκανικών (συμπεριλαμβανομένων των Βαλκανικών-Κεντροευρωπαϊκών, Βαλκανικών-Ανατολίας και Βαλκανικών-Ιταλικών) με ποσοστό 19,9%, των Μεσογειακών (συμπεριλαμβανομένων των Μεσογειακών-ΝΔ Ασίας, Μεσογειακών-Ευρωπαϊκών και Μεσογειακών-Ατλαντικών) με ποσοστό 27,2% και φυσικά των Ελληνικών ενδημικών με ποσοστό 14,1% (Πίνακας 2.1.2).

Πίνακας 2.1.2. Κύριες χωρολογικές κατηγορίες των φυτικών taxa των δασικών οικοσυστημάτων της Ελλάδας.

Χωρολογική κατηγορία	**Αριθμός taxa**	**Ποσοστό**
Ευρωπαϊκά-ΝΔ Ασίας (European-SW Asian)	122	18,9
Ελληνικά ενδημικά (Greek endemic)	91	14,2
Μεσογειακά (Mediterranean)	68	10,5
Βαλκανικά (Balkan)	63	9,7
Ευρωπαϊκά (European)	54	8,3
Μεσογειακά-Ευρωπαϊκά (Mediterranean-European)	49	7,6
Ανατολικομεσογειακά (East Mediterranean)	44	6,8
Ευρω-Σιβηρικά (Euro-Siberian)	41	6,3
Βαλκανικά-Ανατολίας (Balkan-Anatolia)	30	4,6
Βαλκανικά-Κεντροευρωπαϊκά (Balkan-Central Europe)	22	3,4
Λοιπές κατηγορίες	62	9,7

Τέλος, σε ό,τι αφορά τις βιοτικές μορφές, κυριαρχούν τα ημικρυπτόφυτα με ποσοστό 43% και ακολουθούν τα φανερόφυτα (28,7%) και τα γεώφυτα (20,4%), ενώ ιδιαίτερα χαμηλό είναι το ποσοστό των θεροφύτων με μόλις 5,4%. Η κυριαρχία των ημικρυπτοφύτων σε συνδυασμό με την εξαιρετικά χαμηλή παρουσία των θεροφύτων είναι ενδεικτική των ψυχρότερων και υγρότερων συνθηκών των δασικών οικοσυστημάτων και είναι χαρακτηριστική και στα βιοφάσματα τοπικών χλωρίδων ορεινών περιοχών της Ελλάδας (Σχήμα 2.1.3).



Σχήμα 2.1.3. Βιοφάσμα των δασικών taxa της Ελλάδας.

2.1.3 Βασικοί τύποι βλάστησης της Ελλάδας: Οικολογία, εξάπλωση, αξία και κατάσταση διατήρησης

Στη συνέχεια περιγράφονται οι βασικοί τύποι ζωνικής βλάστησης που απαντώνται στην Ελλάδα. Αρχικά παρουσιάζονται οι ζωνικοί τύποι της μεσογειακής βλάστησης, της κλάσης Quercetea ilicis. Ακολουθεί η εύκρατη ζώνη με τους τύπους βλάστησης των πλατύφυλλων ειδών και συγκεκριμένα τα δάση των κλάσεων Quercetea pubescentis και Carpino-Fagetea sylvaticae. Έπειτα περιγράφονται τύποι βλάστησης κωνοφόρων ειδών της ορεινής ζώνης που ανήκουν στις κλάσεις Junipero-Pinetea sylvestris και Erico-Pinetea. Τέλος, περιγράφονται οι τύποι, που ανήκουν στα βόρεια δάση των κλάσεων Vaccinio-Piceetea και Brachypodio pinnati-Betuletea pendulae. Περισσότερες πληροφορίες για τους παραπάνω τύπους βλάστησης μπορούν να αντληθούν από τους Δημόπουλος κ.ά. (2012).

Θερμο- και μεσο-μεσογειακά δάση (Quercetea ilicis Br.-Bl. ex A. Bolòs et O. de Bolòs in A. Bolòs y Vayreda 1950)

Η κλάση Quercetea ilicis περιλαμβάνει βλάστηση των θερμο- και μεσο-μεσογειακών δασών, θαμνώνων και φρυγάνων. Σε αυτήν την κλάση εντάσσονται τα δάση ελιάς και χαρουπιάς, αριάς, πουρναριού, δάφνης, καθώς και τα δάση των μεσογειακών κωνοφόρων (πεύκων και κυπαρισσιού).

Δάση ελιάς-χαρουπιάς

Θεμελιώδη είδη

Η ελιά (*Olea europaea*), η χαρουπιά (*Ceratonia siliqua*) και ο σχίνος (*Pistacia lentiscus*) αποτελούν χαρακτηριστικά είδη της τυπικής μεσογειακής βλάστησης. Μαζί με τα παραπάνω είδη, άλλα δενδρώδη ή θαμνώδη είδη που συμμετέχουν στα συγκεκριμένα δάση είναι τα *Calicotome villosa*, *Juniperus turbinata*, *Myrtus communis*, *Phillyrea latifolia*, *Pinus halepensis*, *Quercus coccifera* (πουρνάρι), *Q. ilex*, *Rhamnus alaternus* και *Smilax aspera*.

Εικόνα 2.1.1. Δάσος ελιάς-χαρουπιάς (τύπος οικοτόπου 9320) στο Μεγανήσι (Ιόνιο πέλαγος) (Φωτογραφία: Φ. Ξυστράκης).

Οικολογία-ποικιλότητα

Δάση ελιάς-χαρουπιάς (Εικόνα 2.1.1) αναπτύσσονται στην υπερ- και θερμο-μεσογειακή ζώνη, ενώ σπανιότερα εισέρχονται στον μεσο-μεσογειακό όροφο βλάστησης (Gianguzzi

and Bazan 2019). Σύμφωνα με τους Bohn *et al.* (2004) η δυνητική εξάπλωση των δασών ελιάς-χαρουπιάς και θαμνώνων πουρναριού-σχίνου εμφανίζεται ως μία σχετικά ευρεία ζώνη κατά μήκος των νοτίων ακτών της Στερεάς Ελλάδας, των ακτών της Πελοποννήσου, της Εύβοιας και πολλών νησιών του Αιγαίου και του Ιονίου, καθώς και κατά μήκος των ακτών της Κρήτης. Παρά τη σχετικά ευρεία δυνητική εξάπλωση των δασών ελιάς-χαρουπιάς, η σημερινή εξάπλωσή τους είναι πολύ περιορισμένη και ιδιαίτερα κατακερματισμένη, καθώς αυτός ο τύπος βλάστησης δέχτηκε ισχυρές ανθρωπογενείς παρεμβάσεις, που περιλάμβαναν την εκχέρσωση τους, ή την μετατροπή τους σε καλλιέργειες ελιάς (Gianguzzi and Bazan 2019). Σύμφωνα με τον Renfrew (1972) στην Ελλάδα η «εξημέρωση» της ελιάς ξεκίνησε από την 3^{η} χιλιετία π.Χ., ενώ σύμφωνα με τους Runnels and Hansen (1986) χρονολογείται από το 1500-1100 π.Χ. Σύμφωνα με τους Gianguzzi and Bazan (2019), τα δάση ελιάς-χαρουπιάς αναπτύσσονται σε παράκτιες και λοφώδεις περιοχές, σε σταθμούς με νότια έκθεση και σε λιθώδη εδάφη, στα οποία αφενός τα θεμελιώδη είδη αυτού του τύπου βλάστησης μπορούν να αναπτυχθούν, λόγω του εισερχόμενου βαθιά στο έδαφος ριζικού τους συστήματος, και αφετέρου γιατί αυτά τα εδάφη δεν είναι κατάλληλα για άλλες χρήσεις γης. Αναπτύσσονται σε διάφορα γεωλογικά υποστρώματα, αλλά κυρίως σε ασβεστόλιθο. Συχνά λόγω ανθρωπογενών διαταραχών τα δάση αυτά υποβαθμίζονται σε θαμνώνες ή φρύγανα. Επιπλέον, σύμφωνα με τους Raus (1979) και Αθανασιάδης κ.ά. (1998), τύποι βλάστησης με χλωριδική σύνθεση παρόμοια με αυτή των δασών ελιάς-χαρουπιάς, μπορεί να αναπτυχθούν ως δευτερογενής βλάστηση λόγω υποβάθμισης δασών αειθαλών δρυών.

Γεωγραφική εξάπλωση

Τα δάση ελιάς-χαρουπιάς εξαπλώνονται στα νησιά του Ιονίου, κατά μήκος των ακτών της Στερεάς Ελλάδας, ανερχόμενα στις ακτές της Θεσσαλίας μέχρι τη Μαγνησία, στην Αττική, στην Εύβοια, στις Σποράδες, στις Κυκλάδες και στα Δωδεκάνησα, ενώ έχουν πιο συχνή εμφάνιση στην Κρήτη (Raus 1979, Bohn *et al.* 2004, Ντάφης 2010). Σύμφωνα με τις δύο τελευταίες βιβλιογραφικές πηγές, αλλά και τους Αθανασιάδης κ.ά. (1998) τέτοια δάση αναπτύσσονται σποραδικά και στις ακτές των χερσονήσων της Χαλκιδικής.

Αξία-Κατάσταση Διατήρησης

Τα δάση ελιάς-χαρουπιάς εντάσσονται στον τύπο οικοτόπου 9320 (Δάση ελιάς και χαρουπιάς) σύμφωνα με την Οδηγία 92/43/ΕΕ. Για αρκετές περιοχές όμως της Ελλάδας, σε αυτόν τον τύπο οικοτόπου έχουν ενταχθεί τύποι βλάστησης θαμνώνων, ενώ τύποι βλάστησης με φυσιογνωμία δάσους είναι αρκετά πιο περιορισμένοι. Ο τύπος οικοτόπου 9320 αξιολογήθηκε σε ικανοποιητική κατάσταση διατήρησης κατά την τελευταία περίοδο εθνικής αναφοράς (2013-2018). Σύμφωνα με τους Jansen *et al.* (2016), τα δάση ελιάς-χαρουπιάς έχουν ενταχθεί στον τύπο βλάστησης G2.4 (Δάση *Olea europaea* -

Ceratonia siliqua) και έχουν αξιολογηθεί στην κατηγορία «Χαμηλού Κινδύνου», με βάση την ευρεία εξάπλωσή τους και τη μικρή μείωση της έκτασής τους ή υποβάθμιση της ποιότητάς τους.

Δάση αειθαλών δρυών και δάφνης

Θεμελιώδη είδη

Τα κύρια taxa που δομούν αυτά τα δάση είναι τα *Quercus ilex* (αριά), *Q. coccifera* (πουρνάρι) και *Laurus nobilis* (δάφνη). Τα παραπάνω είδη σχηματίζουν αμιγή, αλλά και μικτά δάση μεταξύ τους, αλλά και με άλλα είδη δρυός (Εικόνα 2.1.2). Μαζί με τα παραπάνω είδη και ανάλογα με το κυρίαρχο είδος, τις οικολογικές συνθήκες και τη γεωγραφική περιοχή εμφανίζονται είδη από διαφορετικούς τύπους και ζώνες βλάστησης, όπως τα *Arbutus unedo* (κουμαριά), *Buxus sempervirens, Carpinus orientalis, Cercis siliquastrum, Erica arborea, Fraxinus ornus, Juniperus oxycedrus* aggr., *Myrtus communis, Olea europaea, Phillyrea latifolia, Pinus brutia, P. halepensis, P. pinea*, *Pistacia lentiscus, P. terebinthus, Quercus pubescens, Rhamnus alaternus, Smilax aspera* κ.ά.

Εικόνα 2.1.2. Δάσος αριάς (*Quercus ilex,* τύπος οικοτόπου 9340) στην περιοχή της Τριχωνίδας (Φωτογραφία: Κ. Βιδάκης).

Οικολογία-ποικιλότητα

Τα είδη *Quercus ilex* και *Laurus nobilis* σχηματίζουν συστάδες σε θερμές και υγρές θέσεις. Συγκεκριμένα, η *Laurus nobilis* αναπτύσσεται κυρίως στη θερμο-μεσογειακή ζώνη, ενώ η *Quercus ilex*, κυρίως, στη μεσο-μεσογειακή ζώνη (Bergmeier 1990). Το πρώτο είδος αφενός είναι ευαίσθητο στους παγετούς και γι' αυτό τον λόγο περιορίζεται σε χαμηλότερα υψόμετρα, αλλά αφετέρου είναι ευάλωτο στην ξηρασία και γι' αυτό περιορίζεται μόνο σε θέσεις με υψηλή υγρασία (Mitrakos 1982, Konstantinidou *et al.* 2008, Alessi *et al.* 2018). Τέτοιες συνθήκες απαντώνται συνήθως σε χαράδρες και στη βάση απότομων πλαγιών. Ο Bergmeier (1990) ερμηνεύει, εν μέρει, τον περιορισμό της δάφνης σε τέτοιους σταθμούς, στην ευαισθησία του είδους σε ανθρωπογενείς διαταραχές (π.χ. υλοτομία, κλαδονομή), καθώς αυτοί οι θέσεις είναι δυσπρόσιτες στον άνθρωπο. Η δάφνη αποτελεί ένα υπολειμματικό είδος της τελευταίας περιόδου του Τριτογενούς, και η βλάστηση που δημιουργεί θεωρείται αντίστοιχη ή υπολειμματική των δαφνοειδών δασών της υποτροπικής περιοχής (Rodríguez-Sánchez and Arroyo 2008). Το είδος *Quercus ilex* είναι σχετικά πιο ανθεκτικό στον παγετό (Mitrakos 1982), οπότε απαντάται σε μεγαλύτερα υψόμετρα (Bergmeier 1990). Προτιμάει και αυτό υγρά και πλούσια σε θρεπτικά στοιχεία εδάφη, αλλά σε αντίθεση με τη δάφνη είναι αρκετά πιο ανθεκτικό σε ανθρωπογενείς διαταραχές (Raus 1979).

Έχουν περιγραφεί διαφορετικοί τύποι βλάστησης για τα δάση αριάς και δάφνης στην Ελλάδα. Δύο από τις πλέον συχνά αναφερόμενες φυτοκοινωνίες που αναφέρονται για αυτά τα δάση είναι οι Orno-Quercetum ilicis (δάση αριάς-δάφνης) και Arbuto andrachne-Quercetum ilicis (δάση ή θαμνώνες με αριά και κουμαριά) (π.χ. Bergmeier 1990, Θεοδωρόπουλος 1991, Αθανασιάδης κ ά. 1998, Καρέτσος 2002). Αυτές οι δύο φυτοκοινωνίες θεωρήθηκε ότι διαδέχονται η μία την άλλη (συγκεκριμένα η πρώτη τη δεύτερη) σε βορειότερες περιοχές ή υψομετρικά και επομένως αποτελούν τελικούς δυνητικούς τύπους βλάστησης (Ντάφης 1973, Zoller *et al.* 1977). Φαίνεται όμως πιο πιθανό, η μετάβαση από τη μία φυτοκοινωνία στην άλλη, να είναι αποτέλεσμα τοπικών σταθμολογικών συνθηκών και τα δάση αριάς-δάφνης να αποτελούν την τελική δασική φυτοκοινωνία στη θερμο- και μεσο-μεσογειακή ζώνη και να αναπτύσσονται σε λιγότερο διαταραγμένες και με πλουσιότερο έδαφος σε θρεπτικά στοιχεία και υγρασία θέσεις και τα δάση ή θαμνώνες με αριά και κουμαριά να αποτελούν στάδιο υποβάθμισης των δασών αριάς-δάφνης, που είναι πιθανότερο να αναπτυχθούν σε περισσότερο ξηρές και φτωχές σε θρεπτικά στοιχεία θέσεις (Raus 1979, Bergmeier 1990). Στάδια περαιτέρω υποβάθμισης των δασών αριάς-δάφνης αποτελούν οι θαμνώνες με *Arbutus unedo* και *Erica arborea* (Bergmeier 1990, Αθανασιάδης κ.ά. 1998).

Το είδος *Quercus coccifera* δημιουργεί θαμνώδεις και δασικούς τύπους βλάστησης σε ένα μεγάλο εύρος οικολογικών συνθηκών και υψομέτρου. Συγκεκριμένα, οι τύποι βλάστησης που δημιουργεί εξαπλώνονται από τη θερμο-μεσογειακή μέχρι την υπερ-

μεσογειακή ζώνη, αντικαθιστώντας τύπους βλάστησης αριάς και φυλλοβόλων ειδών δρυός. Η εξάπλωση του πουρναριού καθορίζεται, κυρίως, από διαταραχές του παρελθόντος (π.χ. υλοτόμηση, πυρκαγιές), το καθεστώς διαχείρισης (του παρόντος και του παρελθόντος), αλλά και από οικολογικούς παράγοντες, όπως το γεωλογικό υπόστρωμα, το υψόμετρο και οι μικροκλιματικές συνθήκες (Zoller *et al.* 1977, Raus 1980, Bergmeier 1990, Μαρούλης και συν. 2002). Η αντοχή του πουρναριού στον παγετό, αλλά και σε παρατεταμένη ξηρασία (κυρίως λόγω του μεγάλου βάθους του ριζικού του συστήματος), το καθιστούν ικανό να παραμένει ανταγωνιστικό σε ένα μεγάλο εύρος οικολογικών συνθηκών, που απαντώνται σε ένα μεγάλο υψομετρικό εύρος (από λίγα μέτρα πάνω από το επίπεδο της θάλασσας μέχρι και τα 1000 m) (Bergmeier 1990). Επιπλέον, η υψηλή ικανότητα του να αναγεννάται μέσω αναβλαστημάτων (μετά από κοπή ή πυρκαγιά) και η αντοχή του σε διαταραχές (π.χ. βόσκηση) είναι οι λόγοι που οδήγησαν στην κυριαρχία της βλάστησης με πουρνάρι, η οποία αποτελεί δευτερογενή τύπο βλάστησης, σε περιοχές με υψηλή ένταση ή/και συχνότητα διαταραχών (Bergmeier 1990). Τα παραπάνω χαρακτηριστικά αποτυπώνονται εξαιρετικά στο απόφθεγμα από την ομιλία του Σπυρίδωνα Ντάφη κατά τη διάρκεια της εναρκτήριας ομιλίας του κατά την 13η Συνάντηση Εργασίας του «European Vegetation Survey» το 2004, ότι αν οι Έλληνες θα ήθελαν να «κάνουν άγαλμα» (να τιμήσουν) κάποιο φυτικό είδος, αυτό θα έπρεπε να είναι το πουρνάρι γιατί είναι εξαιρετικά ανθεκτικό σε ανθρωπογενείς διαταραχές (π.χ. βόσκηση), επιβιώνει κάτω από τέτοιες δύσκολες συνθήκες και συμβάλλει σημαντικά μέσω της εδαφοκάλυψής του και του ριζικού συστήματός του στην προστασία του εδάφους από τη διάβρωση. Οι περισσότεροι τύποι βλάστησης που δημιουργεί το πουρνάρι είναι χαμηλοί ή υψηλοί θαμνώνες, ενώ η βλάστηση του πουρναριού έχει φυσιογνωμία δάσους (κυριαρχούν άτομα με ύψος πάνω από 10 m και με ένα κορμό) σε περιορισμένες θέσεις (πολλές φορές σε περιοχές εκτός διαχείρισης, όπως σε μοναστηριακά δάση). Παρόλα αυτά, τα τελευταία 30 με 40 χρόνια, η εγκατάλειψη ή η σημαντική μείωση της έντασης και έκτασης παραδοσιακών μορφών χρήσης γης, όπως η βόσκηση, έχει επιτρέψει, βάσει παρατηρήσεων, την καθ' ύψος ανάπτυξη των θαμνώνων του πουρναριού, καθώς και το κλείσιμο της κομοστέγης τους και οδηγεί στη σταδιακή μετατροπή τους σε συστάδες με φυσιογνωμία δάσους. Για τη βλάστηση με *Quercus coccifera* έχουν διακριθεί διαφορετικές φυτοκοινότητες-φυτοκοινωνίες, οι οποίες διαφοροποιούνται, κυρίως, ανάλογα με τις κλιματικές συνθήκες, όπως αυτές μεταβάλλονται με το γεωγραφικό πλάτος ή/και με το υψόμετρο.

Εικόνα 2.1.3. Δάσος πουρναριού (*Querus coccifera*, τύπος οικοτόπου εθνικής σημασίας GR 934Α) στα Λευκά όρη (Κρήτη) (Φωτογραφία: Φ. Ξυστράκης).

Στη βόρεια και κεντρική Ελλάδα έχουν συχνά αναγνωρισθεί φυτοκοινότητες με *Quercus coccifera* και *Carpinus orientalis* ή/και *Juniperus oxycedrus* ή/και *Phillyrea latifolia*, οι οποίες αναπτύσσονται σε περιοχές που η δυνητική βλάστηση είναι εύκρατα φυλλοβόλα δάση (Quercetalia pubescenti-petraeae) (π.χ. Raus 1980, Καραγιαννακίδου-Ιατροπούλου 1983, Bergmeier 1990, Θεοδωρόπουλος 1991, Κοράκης 2003). Η βλάστηση με *Quercus coccifera* και άλλα αειθαλή δενδρώδη ή θαμνώδη είδη, που αναπτύσσεται στη ζώνη των εύκρατων δασών ή έχει αντικαταστήσει εύκρατα φυλλοβόλα δάση ονομάζεται ψευδομακί (pseudomaquis, από τη γαλλική λέξη maquis που αναφέρεται στους θαμνώνες αειφύλλων σκληροφύλλων ειδών). Στη νότια Ελλάδα και στην Πελοπόννησο, αλλά και σε βορειότερες περιοχές με θερμο- ή μεσο-μεσογειακό κλίμα (π.χ. χερσόνησος Άθω), αναπτύσσονται υψηλοί και πυκνοί θαμνώνες βλάστησης μακί (Pistacio lentisci-Rhamnetalia alaterni) με *Quercus coccifera* και *Olea europaea* ή/και *Pistacia lentiscus* ή/και *Phillyrea latifolia* (π.χ. Αθανασιάδης κ.ά. 1998, Δημητρέλλος 2005, Κοκμοτός 2008). Το πουρνάρι στην Κρήτη αλλά και σε άλλες περιοχές της ανατολικής Μεσογείου (π.χ. Κύπρος, Λίβανος, Συρία, Ισραήλ, Ανατολία), εμφανίζεται συχνότερα με δενδρώδη μορφή και η διαφοροποίηση αυτή μαζί με άλλες μορφολογικές-ανατομικές διαφοροποιήσεις είχε οδηγήσει στη διάκριση διαφορετικού είδους (*Quercus calliprinos*) ή υποείδους (*Quercus coccifera* subsp. *calliprinos*) ή ποικιλίας (Christensen 1997a, Bauer and Bergmeier 2011). Παρότι σύμφωνα με την ισχύουσα ταξινόμηση (π.χ. Christensen 1997a,

Dimopoulos *et al.* 2013, 2016) η παραπάνω διαφοροποίηση θεωρείται ως φαινοτυπική ποικιλότητα εντός του είδους *Quercus coccifera*, στην Κρήτη εμφανίζονται συχνά δασικοί τύποι βλάστησης (Εικόνα 2.1.3) με πουρνάρι, οι οποίοι θεωρούνται ως ένας ξεχωριστός τύπος βλάστησης που εντάσσεται στην τάξη Quercetalia calliprini (Bauer and Bergmeier 2011). Στην ίδια τάξη εντάσσεται και ο ενδημικός τύπος βλάστησης της Κρήτης με *Zelkova abelicea* και *Acer sempervirens* (Bauer and Bergmeier 2011).

Γεωγραφική εξάπλωση

Τα δάση δάφνης και αριάς εξαπλώνονται στη θερμο- και μεσο-μεσογειακή ζώνη κατά μήκος των ακτών της χώρας και σε νησιά του Ιονίου και Αιγαίου Πελάγους, αλλά και σε όρη της νότιας Ελλάδας, πιο εσωτερικά των ακτών με αντίστοιχες κλιματικές συνθήκες (Αθανασιάδης κ.ά. 1998, Chytrý *et al.* 2020). Οι θαμνώνες πουρναριού έχουν ευρεία εξάπλωση στην ηπειρωτική και νησιωτική Ελλάδα, ενώ δάση πουρναριού εμφανίζονται, κυρίως, στην Κρήτη, αλλά σποραδικά και σε άλλα νησιά και στην ηπειρωτική χώρα (Ντάφης κ.ά. 2001).

Αξία-Κατάσταση Διατήρησης

Τα δάση αριάς ή τα μικτά αριάς-δάφνης εντάσσονται στον τύπο οικοτόπου 9340 (Δάση με *Quercus ilex* και *Quercus rotundifolia*) της Οδηγίας 92/43/ΕΕ. Τα δάση ή/και οι θαμνώνες δάφνης εντάσσονται στους τύπους οικοτόπου σκληρόφυλλων θαμνώνων 5230 (Δενδρώδεις θαμνώνες με *Laurus nobilis*) και 5310 (Πυκνές λόχμες με *Laurus nobilis*). Ο τύπος οικοτόπου 5230 αποτελεί τύπο προτεραιότητας σύμφωνα με την Οδηγία 92/43/ΕΕ. Τα δάση και οι θαμνώνες με *Quercus coccifera*, δυστυχώς, δεν συμπεριλαμβάνονται στο Παράρτημα Ι της Οδηγίας 92/43, παρότι στη νότια Ευρώπη αποτελούν τύπο βλάστησης μεγάλης σημασίας και έκτασης, αλλά έχουν ενταχθεί σε δύο τύπους οικοτόπου εθνικής σημασίας (Ντάφης κ.ά. 2001). Συγκεκριμένα, η θαμνώδης βλάστηση με *Quercus coccifera* συμπεριλαμβάνεται στον τύπο οικοτόπου GR 5350 (Ψευδομακί), ενώ η δασική βλάστηση με *Q. coccifera* εντάσσεται στον τύπο οικοτόπου GR 934A (Ελληνικά δάση Πρίνου). Όλοι οι παραπάνω τύποι οικοτόπων της Οδηγίας 92/43/ΕΕ αξιολογήθηκαν σε ικανοποιητική κατάσταση διατήρησης, σύμφωνα με την τελευταία εθνική έκθεση αναφοράς για την περίοδο 2013-2018. Επιπλέον, σύμφωνα με τους Janssen *et al.* (2016), οι παραπάνω τύποι οικοτόπων εντάχθηκαν στους τύπους βλάστησης G2.1 (Μεσογειακά αειθαλή δάση *Quercus*) (αφορά τον τύπο οικοτόπου 9340) και F5.1 (Μεσογειακά μακί και δενδρώδεις θαμνώνες) (αφορά τους τύπους οικοτόπων 5230 και 5310). Και οι δύο τύποι βλάστησης αξιολογήθηκαν ως «Χαμηλού Κινδύνου» λόγω της μικρής ή μηδενικής μείωσης της έκτασής τους και υποβάθμισης της ποιότητάς τους.

Δάση μεσογειακών κωνοφόρων

Θεμελιώδη είδη

Τα δάση αυτά δομούνται από ένα από τα παρακάτω είδη μεσογειακών πεύκων: *Pinus halepensis* (χαλέπιος πεύκη) (Εικόνα 2.1.4), *P. brutia* (τραχεία πεύκη) και *P. pinea* (κουκουναριά). Επίσης, στα δάση μεσογειακών κωνοφόρων εντάσσονται και τα δάση κυπαρισσιού (*Cupressus sempervirens*) της Κρήτης και ανατολικού Αιγαίου. Συχνά εμφανιζόμενα θαμνώδη ή ξυλώδη είδη στα δάση των μεσογειακών πεύκων είναι τα *Acer monspessulanum*, *Arbutus unedo*, *Erica arborea*, *Juniperus oxycedrus*, *J. turbinata*, *Olea europaea, Phillyrea latifolia, Pistacia lentiscus*, *P. terebinthus, Quercus coccifera* και *Q. ilex* (Chytrý *et al.* 2020). Στα δάση κυπαρισσιού, συχνά συν-εμφανιζόμενα είδη είναι τα *Acer sempervirens, Arbutus andrachne, Juniperus excelsa, J. foetidissima, J. oxycedrus, Olea europaea, Phillyrea latifolia, Pinus brutia, Pistacia lentiscus, P. terebinthus* και *Quercus coccifera.*

Εικόνα 2.1.4. Δάσος χαλεπίου πεύκης (*Pinus halepensis,* τύπος οικοτόπου 9540) στη Σιθωνία Χαλκιδικής (Φωτογραφία: Ι. Τσιριπίδης).

Οικολογία-ποικιλότητα

Τα είδη *Pinus halepensis* (χαλέπιος πεύκη) και *P. brutia* (τραχεία πεύκη) παλαιότερα θεωρούνταν διαφορετικά υποείδη ενός είδους (του *Pinus halepensis*) (Christensen 1997b). Και τα δύο είδη εξαπλώνονται στη Νότια Ευρώπη, αλλά το *Pinus halepensis* είναι περισσότερο συχνό στη δυτική-νότια Ευρώπη, ενώ το *P. brutia* στην ανατολική (Ne'eman and Trabaud 2000). Ενώ και τα δύο είδη έχουν παρόμοια οικοθέση (είναι ανθεκτικά είδη στην ξηρασία, στις υψηλές θερμοκρασίες και σε φτωχά εδάφη και προσαρμοσμένα να αναγεννώνται μετά από πυρκαγιά, (Konstantinidis *et al.* 2012) έχουν διακριτή γεωγραφική εξάπλωση με τη χαλέπιο πεύκη να εξαπλώνεται στην ηπειρωτική χώρα και την τραχεία πεύκη στα νησιά του βόρειου και ανατολικού Αιγαίου, στην Κρήτη και στο ανατολικότερο άκρο της βορειοανατολικής Ελλάδας (Christensen 1997b). Η χαλέπιος πεύκη αναπτύσσεται σε βασικά (ασβεστόλιθος, μάργα), σε όξινα (π.χ. γνεύσιος) και σε οφιολιθικά πετρώματα. Ανάλογα με το γεωλογικό υπόστρωμα και τις κλιματικές συνθήκες, η χαλέπιος πεύκη φιλοξενεί στον υπόροφό της αειθαλή πλατύφυλλα είδη της θερμο- και μεσο-μεσογειακής ζώνης βλάστησης (Quercetalia ilicis) ή φρύγανα της τάξης Cisto-Micromerietalia julianae (Quezél 1986, Αθανασιάδης κ.ά. 1998, Γκουβάς 2001,

Δημόπουλος 1993). Η βλάστηση με χαλέπιο πεύκη αντικαθιστά άλλους τύπους βλάστησης λόγω ανθρωπογενών διαταραχών και συγκεκριμένα ανθρωπογενών πυρκαγιών, που ευνοούν την επικράτηση της χαλεπίου πεύκης έναντι άλλων φυλλοβόλων ή αειθαλών ειδών δρυός (Janssen *et al.* 2016, Bergmeier *et al.* 2021, Bonari *et al.* 2021).

Με βάση τη διαφορετική σύνθεση του υπορόφου των δασών χαλεπίου πεύκης έχουν περιγραφεί διαφορετικές φυτοκοινότητες-φυτοκοινωνίες για αυτά τα δάση.

Η τραχεία πεύκη αναπτύσσει δάση στη θερμο- και μεσο-μεσογειακή ζώνη βλάστησης, αλλά στις νοτιότερες περιοχές εξάπλωσής της ανέρχεται σε αρκετά μεγάλο υψόμετρο (π.χ. περίπου στα 1000m στην Κρήτη, Bauer and Bergmeier 2011). Δημιουργεί δάση σε διάφορα γεωλογικά υποστρώματα, αλλά προτιμάει τα ασβεστολιθικά εδάφη (Bauer and Bergmeier 2011, Konstantinidis *et al.* 2012, Janssen *et al.* 2016). Η τραχεία πεύκη δημιουργεί συχνότερα από την χαλέπιο πεύκη δάση (Jansen *et al.* 2016), αν και είναι είδος που εγκαθίσταται γρήγορα μετά από διαταραχές και πυρκαγιές (Konstantinidis *et al.* 2012). Σύμφωνα, όμως, με τους Bonari *et al.* (2021), τόσο τα δάση της χαλεπίου πεύκης, όσο και τα δάση της τραχείας πεύκης αποτελούν καταληκτική βλάστηση, ιδιαίτερα σε θέσεις με ξηρασία και φτωχό έδαφος, στις οποίες δεν μπορεί να αναπτυχθεί άλλου είδους δασική βλάστηση (π.χ. αειφύλλων πλατυφύλλων). Σύμφωνα με τους παραπάνω συγγραφείς, μία τέτοια άποψη μπορεί να στηριχθεί σε παλαιοβοτανικά δεδομένα, που δείχνουν την κυριαρχία βλάστησης πεύκων σε περιοχές της Μεσογείου.

Η κουκουναριά (Εικόνα 2.1.5) εμφανίζεται σποραδικά σε διάφορες περιοχές στην Ελλάδα. Το είδος εξαπλώνεται κυρίως στη δυτική μεσογειακή περιοχή, ενώ στην ανατολική θεωρείται ότι έχει εισαχθεί από τον άνθρωπο (Αθανασιάδης και Γερασιμίδης 1985, Bonari *et al.* 2021). Στην Ελλάδα, ένα από τα σημαντικότερα από οικολογικής άποψης δάση κουκουναριάς είναι αυτό που αναπτύσσεται σε αμμοθινικό υπόστρωμα στη Στροφυλιά (βορειοδυτική Πελοπόννησος).

Το κυπαρίσσι δημιουργεί αμιγή ή μικτά δάση με την τραχεία πεύκη (Εικόνα 2.1.6, 2.1.7). Εκτεταμένα δάση κυπαρισσιού απαντώνται, κυρίως, στην Κρήτη από την ημιορεινή ζώνη έως και τα 1.600-1.700m και αναπτύσσονται σε ασβεστόλιθο ή δολομίτη (Bauer and Bergmeier 2011, López-Sáez *et al.* 2019). Στα δάση κυπαρισσιού της Κρήτης έχουν διακριθεί διαφορετικές φυτοκοινωνίες, που ανάλογα με το υψόμετρο εμφάνισής τους, έχουν ενταχθεί σε διαφορετικές τάξεις ή ακόμα και κλάσεις (βλέπε Brullo *et al.* 2001, Bauer and Bergmeier 2011, López-Sáez *et al.* 2019).

Εικόνα 2.1.5. Δάσος κουκουναριάς (*Pinus pinea*) σε αμμοθινικό υπόστρωμα (τύπος οικοτόπου 2270) στο Σχοινιά (Φωτογραφία: Κ. Βιδάκης).

Γεωγραφική εξάπλωση

Τα δάση χαλεπίου πεύκης εξαπλώνονται στην ηπειρωτική Ελλάδα και κυρίως στη Χαλκιδική (χερσόνησοι Κασσάνδρας και Σιθωνίας), στην Εύβοια, στις βόρειες Σποράδες, στη Στερεά Ελλάδα (κυρίως στην Αττική), στην Πελοπόννησο και στα νησιά του Ιουνίου (Christensen 1997b, Ντάφης 2010). Τα δάση της τραχείας πεύκης στην ηπειρωτική χώρα περιορίζονται στη βορειοανατολική Ελλάδα (στο νομό Έβρου), αλλά εμφανίζονται σε αρκετά νησιά του βορείου και βορειοανατολικού Αιγαίου, στα Δωδεκάνησα και στην Κρήτη (Christensen 1997b, Ντάφης 2010). Δάση κυπαρισσιού απαντώνται στην Κρήτη και στα νησιά Κω και Ρόδο, ενώ συστάδες έχουν βρεθεί στη Σάμο, Σύμη, Μήλο, Χίο και Κάλυμνο (Brofas *et al.* 2006).

Εικόνα 2.1.6. Δάσος κυπαρισσιού (*Cupressus sempervirens*, τύπος οικοτόπου 9290) στα Λευκά Όρη (Κρήτη) (Φωτογραφία: Φ. Ξυστράκης).

Αξία-Κατάσταση Διατήρησης

Τα δάση χαλεπίου και τραχείας πεύκης εντάσσονται στον τύπο οικοτόπου 9540 (Μεσογειακά πευκοδάση με ενδημικά είδη πεύκων της Μεσογείου) σύμφωνα με την Οδηγία 92/43/ΕΕ, ενώ τα δάση κυπαρισσιού στον τύπο οικοτόπου 9290 (Δάση κυπαρισσιού (Acero - Cupression)). Τα δάση της κουκουναριάς, που αναπτύσσονται σε αμμοθίνες, εντάσσονται στον τύπο οικοτόπου προτεραιότητας 2270 (Θίνες με δάση από *Pinus pinea* ή/και *Pinus pinaster*). Οι τύποι οικοτόπων 9540 και 9290 αξιολογήθηκαν σε ικανοποιητική κατάσταση διατήρησης κατά την τελευταία περίοδο αναφοράς (2013-2018), αλλά ο τύπος οικοτόπου 2270 αξιολογήθηκε σε μη ικανοποιητική-ανεπαρκή κατάσταση διατήρησης με βάση την κατάσταση της δομής και των λειτουργιών του. Στον Κόκκινο Κατάλογο των τύπων οικοτόπων της Ευρώπης (Jansen *et al.* 2016) τα δάση χαλεπίου και τραχείας πεύκης εντάχθηκαν στον τύπο G3.7 (Μεσογειακά πεδινά έως υποορεινά δάση *Pinus*), τα δάση κυπαρισσιού στον τύπο G3.9b (Μεσογειακά δάση Cupressaceae) και τα δάση κουκουναριάς σε αμμοθίνες στον τύπο B1.7d (Μεσογειακά δάση κωνοφόρων σε παράκτιες αμμοθίνες). Όλοι οι παραπάνω τύποι βλάστησης αξιολογήθηκαν στην κατηγορία «Χαμηλού Κινδύνου».

Εικόνα 2.1.7. Κυπαρίσσι (*Cupressus sempervirens*) στην περιοχή του Γκίγκιλου (Λευκά όρη, Κρήτη) (Φωτογραφία: Ι. Τσιριπίδης).

Δάση δρυός, φυλλοβόλων και κωνοφόρων ειδών της υπερμεσογειακής ζώνης (Quercetea pubescentis Doing-Kraft ex Scamoni et Passarge 1959)

Η κλάση Quercetea pubescentis περιλαμβάνει δάση δρυός και δάση κωνοφόρων θερμών σχετικά σταθμών, εντός της εύκρατης ζώνης της κεντρικής και νότιας Ευρώπης και της υπερμεσογειακής ζώνης (Mucina *et al.* 2016).

Στην Ελλάδα, τα δάση που κατατάσσονται σε αυτήν την κλάση είναι τα δάση φυλλοβόλων και ημι-φυλλοβόλων ειδών δρυός, τα δάση καστανιάς, τα δάση της κεφαλληνιακής ελάτης και τα δάση μαύρης πεύκης της νότιας Ελλάδας. Επίσης, εδώ κατατάσσονται υψηλοί θαμνώνες ή χαμηλά δάση με φυλλοβόλα είδη ή μικτοί θαμνώνες ή δάση με φυλλοβόλα και αειθαλή είδη (pseudomaquis).

Δάση φυλλοβόλων ειδών δρυός και καστανιάς

Θεμελιώδη είδη

Τα φυλλοβόλα δάση δρυός στην Ελλάδα συντίθενται, κυρίως, από το είδος *Quercus frainetto* (πλατύφυλλη δρυς) (Εικόνα 2.1.8), αλλά ανάλογα με τη γεωγραφική περιοχή και τις οικολογικές συνθήκες δάση περισσότερο ή λιγότερο εκτεταμένα δημιουργούνται και από τα είδη δρυός *Quercus petraea* subsp. *polycarpa* (απόδισκη δρυς) (Εικόνα 2.1.9), *Q. cerris* (ευθύφλοια δρυς), *Q. pubescens* (χνοώδης δρυς), *Q. trojana* subsp. *trojana* (μακεδονική δρυς) και *Q. ithaburensis* subsp. *macrolepis* (βελανιδιά). Μικτά δάση με τα παραπάνω είδη δημιουργούνται, επίσης, ανάλογα με τη γεωγραφική περιοχή και τις οικολογικές συνθήκες. Στα δάση δρυός συμμετέχουν συχνά και άλλα φυλλοβόλα πλατύφυλλα είδη, όπως τα *Castanea sativa* (καστανιά), *Carpinus orientalis* (ανατολικός γαύρος) και *Ostrya carpinifolia* (οστρυά). Τα τελευταία δύο είδη σχηματίζουν υψηλούς θαμνώνες ή χαμηλά δάση με ή χωρίς σημαντική συμμετοχή ειδών δρυός και συνήθως αποτελούν στάδια υποβάθμισης των δρυοδασών. Περαιτέρω υποβάθμιση των δρυοδασών οδηγεί στην είσοδο αειφύλλων, πλατυφύλλων ειδών, όπως των *Quercus coccifera* και *Phillyrea latifolia* (φυλλίκι), στους θαμνώνες ή τα χαμηλά δάση φυλλοβόλων ειδών.

Εικόνα 2.1.8. Δάσος πλατυφύλλου δρυός (*Quercus frainetto*, τύπος οικοτόπου 91M0) στην περιοχή των Ζαγορίων (Φωτογραφία: Κ. Βιδάκης).

Οικολογία-ποικιλότητα

Τα δάση δρυός διαφοροποιούνται όσον αφορά τα κυρίαρχα είδη τους, αλλά και τη συνολική χλωριδική τους σύνθεση με βάση τις κλιματικές συνθήκες (όπως αυτές διαφοροποιούνται με το υψόμετρο και το γεωγραφικό πλάτος), το γεωλογικό υπόστρωμα (ασβεστολιθικό ή πυριτικό), τις εδαφικές ιδιότητες (θρεπτικά στοιχεία και εδαφική υγρασία), φυσιογραφικούς παράγοντες, τη διαχείριση και τις ανθρωπογενείς διαταραχές (π.χ. διαχείριση συστάδων ως πρεμνοφυείς) (Bergmeier and Dimopoulos 2008). Σύμφωνα με τους παραπάνω συγγραφείς οι οικολογικοί παράγοντες τοπικής κλίμακας, όπως το γεωλογικό υπόστρωμα, το έδαφος και η φυσιογραφία ερμηνεύουν μεγαλύτερο τμήμα της χλωριδικής ποικιλότητας των δρυοδασών απ' ότι το μακροκλίμα (διαφοροποίηση κλιματικών συνθηκών με το γεωγραφικό πλάτος). Οι Bergmeier and Dimopoulos (2008) ταξινόμησαν τα δρυοδάση και τα δάση καστανιάς σε δύο μεγάλες ομάδες (φυτοκοινωνιολογικές ενώσεις) και συγκεκριμένα, αυτά που αναπτύσσονται σε ασβεστολιθικό υπόστρωμα στη Fraxino orni-Ostryion, ενώ αυτά που αναπτύσσονται σε πυριτικό υπόστρωμα στη Quercion confertae. Σύμφωνα με τους Preislerová *et al.* (2022), εκτός από τις παραπάνω δύο φυτοκοινωνιολογικές ενώσεις, στην Ελλάδα εμφανίζονται τρεις επιπλέον ενώσεις, οι Carpinion orientalis, Syringo-Carpinion orientalis και Melitto albidae-Quercion. Η πρώτη ένωση, σύμφωνα με τους Mucina *et al.* (2016), περιλαμβάνει θερμόφιλα φυλλοβόλα δάση σε χαμηλά υψόμετρα και σε ασβεστολιθικό υπόστρωμα, που κυριαρχούνται από το είδος *Carpinus orientalis*.

Εικόνα 2.1.9. Δάσος απόδισκης δρυός (*Quercus petraea* subsp. *polycarpa*, τύπος οικοτόπου 91M0) στα όρη Βροντούς (Φωτογραφία: Ι. Τσιριπίδης).

Τα δάση αυτά εξαπλώνονται εκατέρωθεν της Αδριατικής Θάλασσας, εμφανιζόμενα στην Ιταλική και Βαλκανική Χερσόνησο. Η ένωση Syringo-Carpinion orientalis περιλαμβάνει, επίσης, θερμόφιλα δάση του είδους *Carpinus orientalis*, αλλά σε ξηρότερους σταθμούς και σε περισσότερο κεκλιμένα εδάφη (Čarni *et al.* 2009, Mucina *et al.* 2016). Επιπλέον, σε αντίθεση με την Carpinion orientalis, εμφανίζεται πιο ανατολικά και στην Ελλάδα απαντάται κυρίως στη βορειοανατολική χλωριδική περιοχή της. Η ένωση Melitto albidae-Quercion αφορά τα δάση δρυός της νότιας Ελλάδας (κυρίως της Πελοποννήσου) και περιλαμβάνει δάση των ειδών *Quercus frainetto* και *Castanea sativa*, που αναπτύσσονται σε όξινα εδάφη (Barbero and Quézel 1976, Mucina *et al.* 2016, αλλά βλέπε και Di Pietro *et al.* 2020). Τέλος, θεωρείται πιθανή και η παρουσία μίας ακόμα ένωσης στην Ελλάδα και συγκεκριμένα της Quercion petraeo-cerridis, στην οποία οι Tzonev *et al.* (2019) έχουν εντάξει δύο φυτοκοινωνίες που εξαπλώνονται στην Ελλάδα. Η ένωση αυτή περιλαμβάνει θερμόφιλα ορεινά δάση, κυρίως, του είδους *Quercus petraea* subsp. *polycarpa*.

Οι παραπάνω ενώσεις αφορούν όλα τα δάση των ειδών δρυός *Quercus petraea*, *Q. cerris*, *Q. pubescens* και *Q. trojana* subsp. *trojana*, καθώς και τα δάση καστανιάς, και τους υψηλούς θαμνώνες ή χαμηλά δάση φυλλοβόλων ειδών, όπως τα *Carpinus orientalis* και *Ostrya carpinifolia*. Για τα δάση καστανιάς, θα πρέπει να αναφερθεί ότι αυτά που αναπτύσσονται σε σχετικά μεγαλύτερα υψόμετρα και σε περιοχές με υψηλότερη εδαφική υγρασία φιλοξενούν αρκετά είδη των δασών οξιάς-ελάτης (Carpino-Fagetea sylvaticae), γεγονός που έχει οδηγήσει κάποιους συγγραφείς στην ταξινόμηση τους στην παραπάνω κλάση και στην ένωση που ανήκουν τα δάση χαραδρών σφενδαμιού-φλαμουριάς (βλέπε παρακάτω) (π.χ. Bergmeier 1990, Bergmeier and Dimopoulos 2008). Συγκεκριμένα αυτή η συνταξινόμηση προτάθηκε για την φυτοκοινωνία Tilio-Castanetum Dafis 1973. Σύμφωνα με τους Mastrogianni (2020) και Mastrogianni *et al.* (2019), πολύ λίγες επιφάνειες της παραπάνω φυτοκοινωνίας ταξινομήθηκαν μαζί με τις επιφάνειες των δασών χαραδρών, ενώ η πλειονότητά τους ταξινομήθηκε με τα δάση δρυός της ένωσης Quercion confertae.

Τα δάση του είδους *Quercus ithaburensis* subsp. *macrolepis* (βαλανιδιά) (Εικόνα 2.1.10) σχηματίζουν μια διαφορετική ένωση, την Quercion macrolepidis (Mucina *et al.* 2016, Kavgacı *et al.* 2021). Τα δάση αυτού του είδους βρίσκονται σε σχετικά ξηρούς και θερμούς σταθμούς και έχουν ανοιχτή δομή, καθώς υπόκεινται σε διαχείριση συνήθως ως αγροδασικά συστήματα, στα οποία ασκείται βόσκηση (Vrahnakis *et al.* 2014, Bergmeier *et al.* 2021). Οι Theocharopoulos *et al.* (2020) ενέταξαν τα δάση της *Quercus ithaburensis* subsp. *macrolepis* στη μεσογειακή κλάση βλάστησης, Quercetea ilicis, λόγω της συχνότερης παρουσίας και της υψηλότερης κάλυψης χαρακτηριστικών ειδών της συγκεκριμένης κλάσης. Η βελανιδιά είναι είδος ιδιαίτερα ανθεκτικό στην ξηρασία και τις υψηλές θερμοκρασίες (Ganatsas *et al.* 2017) και αναπτύσσεται, συχνότερα, σε πεδινές έως ημιορεινές περιοχές (Theocharopoulos *et al.* 2020), οπότε, ιδιαίτερα στη νότια Ελλάδα, τα δάση της βελανιδιάς, πιθανώς, αποτελούν τμήμα της μεσογειακής ζώνης βλάστησης. Δάση βελανιδιάς απαντώνται σε διαφορετικά γεωλογικά υποστρώματα, αλλά πιο συχνά σε ασβεστολιθικά (Pantera *et al.* 2008).

Τα δάση δρυός συντίθενται από διαφορετικά δενδρώδη είδη και αναπτύσσονται σε ένα μεγάλο εύρος οικολογικών συνθηκών. Επίσης, δομούν οικοσυστήματα τα οποία ο άνθρωπος διαχειρίζεται έντονα, καθώς παρέχουν σε αυτόν πολλά διαφορετικά προϊόντα και υπηρεσίες. Τα παραπάνω έχουν ως αποτέλεσμα τα δάση αυτά να εμφανίζουν μία υψηλή ποικιλότητα φυτοκοινοτήτων. Οι Bergmeier and Dimopoulos (2008) διέκριναν 11 διαφορετικές φυτοκοινωνίες εντός των φυτοκοινωνιολογικών ενώσεων Fraxino orni-Ostryion και Quercion confertae. Οι Theocharopoulos *et al.* (2020), επίσης, διέκριναν μεγάλο αριθμό τύπων βλάστησης για τα δάση της βελανιδιάς.

Εικόνα 2.1.10. Δάσος βελανιδιάς (*Quercus ithaburensis* subsp. *macrolepis*, τύπος οικοτόπου 9350) στην Αιτωλοακαρνανία (Φωτογραφία: Κ. Βιδάκης).

Η καστανιά (*Castanea sativa*) (Εικόνα 2.1.11) έχει εξαπλωθεί στην Ελλάδα και τη νότια Ευρώπη με τη βοήθεια του ανθρώπου και τα δάση της έχουν δημιουργηθεί σε σημαντικό βαθμό από τον άνθρωπο με σκοπό την παραγωγή ξυλείας (υπόκεινται σε διαχείριση ως πρεμνοφυή δάση και ονομάζονται καστανωτά) ή την παραγωγή καρπών (υπόκεινται σε διαχείριση ως σπερμοφυή δάση και ονομάζονται κασταναριά) (Raus 1980, Bergmeier 1990, Konstantinidis *et al.* 2008, Bergmeier and Dimopoulos 2008). Τα δάση καστανιάς έχουν συνήθως παρόμοια χλωριδική σύνθεση με τα δάση δρυός και κυρίως με αυτά του είδους *Quercus frainetto*.

Γεωγραφική εξάπλωση

Τα δάση των φυλλοβόλων ειδών δρυός αποτελούν περισσότερο από το 1/3 της συνολικής έκτασης δασών στην Ελλάδα (Γενική Διεύθυνση Δασών και ΦΠ 1992, Ντάφης 2010). Σημαντικά μεγαλύτερη εξάπλωση εμφανίζουν στη βόρεια και κεντρική Ελλάδα μέχρι και τη Στερεά Ελλάδα. Η παρουσία τους είναι σποραδική στην Πελοπόννησο και πολύ περιορισμένη στα νησιά. Το είδος που δομεί τα πιο εκτεταμένα δάση δρυός στην

Ελλάδα είναι το *Quercus frainetto* που εξαπλώνεται σε όλη την ηπειρωτική Ελλάδα. Το είδος *Quercus petraea* δημιουργεί δάση στη βορειοανατολική, βόρειο-κεντρική Ελλάδα και κεντρική-ανατολική Ελλάδα, ενώ στην οροσειρά της Ροδόπης, όπου το κλίμα γίνεται πιο ηπειρωτικό δημιουργεί μία σαφή και εκτεταμένη ζώνη βλάστησης. Το είδος *Quercus cerris* σχηματίζει αμιγείς και μικτές συστάδες στο βόρειο και κεντρικό τμήματα της χώρας, αλλά συχνότερα και με μεγαλύτερη έκταση συστάδες του είδους εμφανίζονται στη δυτική Μακεδονία και στην οροσειρά της Πίνδου. Η *Quercus trojana* subsp. *trojana* δημιουργεί χαρακτηριστικά στεπόμορφα δάση στη βόρεια-κεντρική Ελλάδα και στη βόρεια Πίνδο. Το είδος *Quercus pubescens*, παρότι εξαπλώνεται σε όλη τη χώρα δεν σχηματίζει εκτεταμένες συστάδες, αλλά απαντάται σε μίξη με άλλα είδη δρυός ή φυλλοβόλων πλατυφύλλων. Σύμφωνα με τον Ντάφη (2010), οι σημερινές συστάδες του είδους αποτελούν υπολειμματικές εμφανίσεις εκτεταμένων δασών του παρελθόντος, τα οποία όμως περιορίστηκαν σημαντικά λόγω εκχερσώσεων. Όμοια, και για την βελανιδιά (*Quercus ithaburensis* subsp. *macrolepis*), μόνο μικρής έκτασης υπολειμματικές συστάδες έχουν παραμείνει σήμερα από τα παλαιότερα εκτεταμένα δάση σε αλλουβιακές πεδιάδες, που εξαπλώνονται σε διάφορες περιοχές, κυρίως, στην κεντρική, νότια και νησιωτική Ελλάδα, με πιο συχνή και εκτεταμένη εξάπλωση κατά μήκος των δυτικών ακτών της ηπειρωτικής χώρας (Theocharopoulos *et al.* 2020).

Εικόνα 2.1.11. Δάσος καστανιάς (*Castanea sativa*, τύπος οικοτόπου 9260) στο όρος Μενοίκιο (Φωτογραφία: Ι. Τσιριπίδης).

Θαμνώνες και χαμηλά δάση με φυλλοβόλα πλατύφυλλα εκτείνονται σε όλη την ηπειρωτική χώρα. Δάση καστανιάς αναπτύσσονται σε διάφορα όρη της βόρειας και κεντρικής Ελλάδας, όπως τα Ροδόπη, Παγγαίο, Φαλακρό, Άθως, Στρατωνικό, Βέρμιο, Βόιο, Πάικο, Πιέρια, Κάτω Όλυμπος, Όσσα, Πήλιο, αλλά και στην Πελοπόννησο (π.χ. Πάρνωνας).

Αξία-Κατάσταση Διατήρησης

Τα δάση δρυός έχουν ενταχθεί σε τέσσερις τύπους οικοτόπου, σύμφωνα με την Οδηγία 92/43/ΕΕ. Ο τύπος οικοτόπου 91Μ0 (Παννωνικά-βαλκανικά δάση τουρκικής δρυός – απόδισκης δρυός) περιλαμβάνει τα δάση των ειδών *Quercus cerris*, *Q. petraea* και *Q. frainetto*. Ο τύπος οικοτόπου 9250 αφορά τα δάση που κυριαρχούνται από την *Quercus trojana* subsp. *trojana*. Ο τύπος οικοτόπου 9310 (Δάση δρυός του Αιγαίου με *Quercus brachyphylla*) περιλαμβάνει τα δάση της *Quercus pubescens* (η *Q. brachyphylla* ήταν είδος που είχε διακριθεί εντός της ομάδας του *Q. pubescens*, αλλά πλέον θεωρείται

συνώνυμο του τελευταίου είδους) στα νησιά του Αιγαίου και κυρίως στην Κρήτη. Ο τύπος οικοτόπου 9350 (Δάση της *Quercus macrolepis*) αφορά τις συστάδες του *Quercus ithaburensis* subsp. *macrolepis*. Τα δάση καστανιάς εντάσσονται στον τύπο 9260 (Δάση με *Castanea sativa*). Οι παραπάνω τύποι οικοτόπων, εκτός από τον 9310, αξιολογήθηκαν σε ικανοποιητική κατάσταση διατήρησης κατά την τελευταία εθνική έκθεση αναφοράς για την περίοδο 2013-2018. Ο τύπος οικοτόπου 9310 αξιολογήθηκε σε μη ικανοποιητική-ανεπαρκή κατάσταση διατήρησης λόγω της αντίστοιχης κατάστασης διατήρησης της δομής και των λειτουργιών του. Οι υψηλοί θαμνώνες ή τα χαμηλά δάση με *Carpinus orientalis* και *Ostrya carpinifolia* δεν περιλαμβάνονται στο Παράρτημα Ι της Οδηγίας των Ενδιαιτημάτων, αλλά εντάσσονται στον εθνικής σημασίας τύπο οικοτόπου GR 925A (Δάση οστρυάς, ανατολικού γαύρου και μικτά θερμόφιλα δάση).

Τα δάση δρυός που περιγράφηκαν παραπάνω εντάχθηκαν σε δύο τύπους οικοτόπου στον Κόκκινο Κατάλογο των Τύπων Οικοτόπων της Ευρώπης (Janssen *et al.* 2016) και αξιολογήθηκαν ως «Χαμηλού Κινδύνου». Οι τύποι οικοτόπων της Οδηγίας 92/43/ΕΕ 91M0, 9250 και 9130 εντάχθηκαν στα «Εύκρατα και υπομεσογειακά, θερμόφιλα, φυλλοβόλα δάση» (G1.7a) και εκτιμήθηκε ότι η ποιότητά τους έχει υποβαθμιστεί κατά μέσο όρο ελαφρά, αλλά κατά περιοχές σημαντικά, ενώ ο τύπος οικοτόπου 9350 εντάχθηκε στα «Μεσογειακά θερμόφιλα φυλλοβόλα δάση» (G1.7b) και αξιολογήθηκε ότι έχει υποβαθμιστεί ελαφρώς, τόσο ποσοτικά, όσο και ποιοτικά (Janssen *et al.* 2016). Τα δάση καστανιάς εντάχθηκαν σε έναν τρίτο τύπο βλάστησης, στα «Οξύφιλα δάση *Quercus*» (G1.8), τα οποία αξιολογήθηκαν στην κατηγορία «Τρωτό», λόγω της σημαντικής υποβάθμισης της ποιότητάς τους σε σημαντικό ποσοστό (≈70%) της έκτασής τους.

<u>Δάση κεφαλληνιακής ελάτης και μαύρης πεύκης της νότιας Ελλάδας</u>

Θεμελιώδη είδη

Τα δάση αυτά δομούνται από τα είδη *Abies cephalonica* (κεφαλληνιακή ελάτη) (Εικόνα 2.1.12) και *Pinus nigra* subsp. *nigra* (μαύρη πεύκη) (Εικόνα 2.1.13), τα οποία σχηματίζουν αμιγείς, αλλά και μικτές συστάδες μεταξύ τους. Στα βορειότερα όρια εξάπλωσης των δασών της κεφαλληνιακής ελάτης, στη Στερεά Ελλάδα, στον δενδρώδη όροφο εμφανίζεται και το φυσικό υβρίδιο ελάτης *Abies* × *borisii-regis*. Στον θαμνώδη όροφο αυτών των δασών συχνότερα εμφανίζονται τα είδη *Quercus coccifera*, *Phillyrea latifolia*, *Juniperus oxycedrus*, *Crataegus* spp. και *Juniperus drupacea* (το τελευταίο στον Πάρνωνα).

Εικόνα 2.1.12. Δάση κεφαλληνιακής ελάτης (*Abies cephalonica*, τύπος οικοτόπου εθνικής σημασίας GR 951B) στο όρος Μαίναλο (Φωτογραφία: Κ. Βιδάκης).

Οικολογία-ποικιλότητα

Στο νότιο τμήμα της ηπειρωτικής χώρας (Στερεά Ελλάδα και Πελοπόννησος), τα δάση ορεινών κωνοφόρων (κεφαλληνιακής ελάτης και μαύρης πεύκης) γίνονται πιο εκτεταμένα, αντικαθιστώντας δάση φυλλοβόλων δρυών (Dimopoulos *et al.* 1996). Σύμφωνα με τους Mucina *et al.* (2016) και τον Bergmeier (2002), τα δάση αυτά κατατάσσονται στη φυτοκοινωνιολογική ένωση Abietion cephalonicae, αλλά σύμφωνα με αρκετούς άλλους συγγραφείς (π.χ. Dimopoulos *et al.* 1996, Καρέτσος 2002, Δημητρέλλος 2005, Κοκμοτός 2008) οι φυτοκοινότητες αυτών των δασών που εμφανίζονται στην κατώτερη υψομετρικά ζώνη των δασών ελάτης και μαύρης πεύκης εντάσσονται στα μεσογειακά δάση (Quercetea ilicis), ενώ μόνο αυτά που εμφανίζονται στην ανώτερη υψομετρικά ζώνη ανήκουν στην ένωση Abietion cephalonicae. Τα δάση της κεφαλληνιακής ελάτης και της μαύρης πεύκης αναπτύσσονται από την ημιορεινή ζώνη έως και τα δασοόρια σε κάποια όρη (π.χ. 1700-1800 m). Αναπτύσσονται σε διαφορετικά γεωλογικά υποστρώματα, τόσο βασικής, όσο και όξινης αντίδρασης (π.χ. ασβεστόλιθος, δολομίτης, σχιστόλιθος). Η χωρική-υψομετρική κατανομή των δύο κύριων ειδών που δομούν τα δάση ορεινών κωνοφόρων στη νότια Ελλάδα φαίνεται να σχετίζεται με την ξηρασία (Samaras 2012), το γεωλογικό υπόστρωμα (Debazac 1970) και διαταραχές από πυρκαγιές (Bergmeier 2002). Σύμφωνα με τον τελευταίο συγγραφέα, η

μαύρη πεύκη είναι λιγότερο ανθεκτική στην ξηρασία από την κεφαλληνιακή ελάτη. Επιπλέον, σε υγρές σχετικά θέσεις συνυπάρχουν και τα δύο είδη. Ο Bergmeier (2002) συμπεραίνει ότι η εμφάνιση συστάδων στις οποίες κυριαρχεί η μαύρη πεύκη σε θέσεις όπου θα αναμενόταν να κυριαρχεί η ελάτη, οφείλεται σε πυρκαγιές του παρελθόντος, που ευνοούν τη μαύρη πεύκη, η οποία εγκαθίσταται πιο γρήγορα από την ελάτη σε καμένες εκτάσεις. Παρόλα αυτά, δεδομένης της κυριαρχίας της ελάτης στην αναγέννηση του υπορόφου, τόσο σε δάση ελάτης, όσο και σε δάση μαύρης πεύκης, θεωρείται ότι απουσία διαταραχών αναμένεται να κυριαρχήσει η ελάτη.

Εικόνα 2.1.13. Δάσος μαύρης πεύκης (*Pinus nigra* subsp. *nigra*, τύπος οικοτόπου 9530) στο όρος Ταΰγετος (Φωτογραφία: Φ. Ξυστράκης).

Για τα δάση ελάτης έχουν διακριθεί διαφορετικές κοινότητες και συγκεκριμένα πέντε φυτοκοινότητες και τέσσερις φυτοκοινωνίες. Οι πιο συχνά καταγεγραμμένες φυτοκοινωνίες σε αυτά τα δάση είναι οι Helictotricho convoluti-Abietetum cephalonicae και η Lilio chalcedonicae-Abietetum cephalonicae, με την πρώτη να αναπτύσσεται σε θερμότερους και ξηρότερους σταθμούς (π.χ. Barbero and Quézel 1976, Dimopoulos *et al.* 1996, Bergmeier 2002, Καρέτσος 2002, Βλάχος 2006, Κοκμοτός 2008). Για τα δάση

μαύρης πεύκης, επίσης, έχουν διακριθεί διαφορετικές φυτοκοινωνίες (π.χ. τρεις φυτοκοινωνίες έχουν περιγραφεί από τους Dimopoulos *et al.* (1996) και Bergmeier (2002)).

Γεωγραφική εξάπλωση

Τα δάση που εντάσσονται στην ένωση Abietion cephalonicae εξαπλώνονται στα όρη της Πελοποννήσου και της Στερεάς Ελλάδας μέχρι και της νότιας Πίνδου (π.χ. Οίτη, Τυμφρηστός, Βαρδούσια, Ελικώνας, Παρνασσός, Οξιά, Χελμός, Ταΰγετος, Κυλλήνη, Πάρνωνας, Ερύμανθος, Μαίναλο). Επίσης, έχουν καταγραφεί στον Αίνο (Κεφαλονιά).

Αξία-Κατάσταση Διατήρησης

Τα δάση κεφαλληνιακής ελάτης, δυστυχώς, δεν έχουν συμπεριληφθεί σε κάποιο τύπο οικοτόπου στο Παράρτημα Ι της Οδηγίας 92/43/ΕΕ, αλλά αποτελούν τον τύπο οικοτόπου εθνικής σημασίας GR 951B (Δάση ελληνικής ελάτης (*Abies cephalonica*)). Τα αμιγή δάση μαύρης πεύκης, αλλά και τα μικτά στα οποία κυριαρχεί, εντάσσονται στον τύπο οικοτόπου προτεραιότητας 9530 ((Υπο)μεσογειακά δάση πεύκης με ενδημικά taxa μαύρης πεύκης). Ο συγκεκριμένος τύπος οικοτόπου περιλαμβάνει και τα δάση μαύρης πεύκης της κεντρικής και βόρειας Ελλάδας, που δεν εντάσσονται στην ένωση Abietion cephalonicae. Κάποια μικτά δάση ελάτης ή μαύρης πεύκης με είδη αρκεύθου, όπως η φυτοκοινωνία Junipero drupaceae-Abietetum cephalonicae που περιέγραψε ο Bergmeier (2002) από τον Πάρνωνα, θα μπορούσαν να ενταχθούν στον τύπο οικοτόπου προτεραιότητας 9560 (Ενδημικά δάση με *Juniperus* spp.). Στην τελευταία εθνική έκθεση αναφοράς για την περίοδο 2013-2018, ο τύπος οικοτόπου 9530 αξιολογήθηκε σε ικανοποιητική κατάσταση διατήρησης, ενώ ο τύπος οικοτόπου 9560 σε μη ικανοποιητική-ανεπαρκή κατάσταση διατήρησης, λόγω της αντίστοιχης κατάστασης διατήρησης της δομής και λειτουργιών του και λόγω των φτωχών μελλοντικών προοπτικών του. Οι Janssen *et al.* (2016) έχουν ταξινομήσει τα δάση της ένωσης Abietion cephalonicae σε δύο τύπους βλάστησης, τον G3.1c (Μεσογειακά ορεινά δάση *Abies*) και τον G3.9b (Μεσογειακά δάση Cupressaceae). Και τους δύο τύπους οικοτόπου τους αξιολόγησαν ως «Χαμηλού Κινδύνου» διαπιστώνοντας μικρή ποσοτική και ποιοτική υποβάθμιση αυτών των δασών.

Μεσόφιλα δάση φυλλοβόλων και κωνοφόρων ειδών της εύκρατης ζώνης (Carpino-Fagetea sylvaticae)

Αυτή η φυτοκοινωνιολογική κλάση περιλαμβάνει φυλλοβόλα και μικτά δάση της εύκρατης ζώνης που αναπτύσσονται σε εδάφη με μέτρια ή καλά ισορροπημένη υγρασία

(Mucina *et al.* 2016). Στην Ελλάδα, τα δάση που κατατάσσονται σε αυτήν την κλάση είναι τα δάση οξιάς (*Fagus sylvatica*), τα δάση της υβριδογενούς ελάτης (*Abies* x *borisii-regis*), τα δάση καστανιάς που φύονται σε βαθιά και πλούσια σε θρεπτικά στοιχεία εδάφη, και τα δάση σφενδάμου-φλαμουριάς που αναπτύσσονται σε κολλουβιακές αποθέσεις και σε χαράδρες (Mucina *et al.* 2016).

Δάση οξιάς και υβριδογενούς ελάτης

Θεμελιώδη είδη

Το κυρίαρχο taxon στα δάση οξιάς είναι το *Fagus sylvatica*, το οποίο διακρίνεται σε δύο υποείδη, το subsp. *sylvatica* και το subsp. *orientalis*. Το πρώτο υποείδος απαντάται σε όλη την περιοχή εξάπλωσης της οξιάς στην Ελλάδα, ενώ το δεύτερο εμφανίζεται στο βορειοανατολικό τμήμα της χώρας (π.χ. Christensen 1997a, Dimopoulos *et al.* 2013). Ανάμεσα στα δύο υποείδη, δημιουργούνται φυσικοί υβριδογενείς πληθυσμοί, που καλύπτουν σημαντικό τμήμα της εξάπλωσης της οξιάς στην Ελλάδα (π.χ. Μουλόπουλος 1965, Hatziskakis *et al.* 2011). Τα παραπάνω υποείδη έχουν αναγνωριστεί στο παρελθόν, αλλά αναγνωρίζονται και σήμερα (σύμφωνα με την World Checklist of Selected Plant Families 2010) ως διαφορετικά είδη. Τα δάση οξιάς συχνά εμφανίζονται ως αμιγή, καθώς η οξιά είναι ιδιαίτερα ανταγωνιστικό είδος και δημιουργεί ισχυρή σκίαση κάτω από την κόμη της που λίγα δενδρώδη είδη μπορούν να αντέξουν. Μερικά από τα δενδρώδη taxa που συνυπάρχουν με την οξιά είναι τα *Abies* x *borisii-regis*, *Acer pseudoplatanus*¸ *Acer opalus* subsp. *obtusatum*, *A. platanoides*, *Carpinus betulus*, *Castanea sativa*, *Quercus frainetto*, *Q. petraea* subsp. *polycarpa*, *Picea abies* subsp. *abies*, *Pinus nigra*, *P. sylvestris*, και *Ostrya carpinifolia*.

Εικόνα 2.1.14. Οξύφιλα δάση οξιάς (*Fagus sylvatica*, τύπος οικοτόπου 9110) στα όρη Βροντούς, (Φωτογραφία: Ι. Τσιριπίδης).

Τα δάση ελάτης που ανήκουν στην κλάση της Carpino-Fagetea sylvaticae στην Ελλάδα συντίθενται από την υβριδογενή ελάτη (*Abies* x *borisii-regis*). Η σύνθεση των δασών υβριδογενούς ελάτης είναι παρόμοια με αυτή των δασών οξιάς.

Οικολογία-ποικιλότητα

Τα δάση οξιάς στην Ελλάδα εξαπλώνονται στην υπο-ορεινή και ορεινή ζώνη, ενώ σπανιότερα εμφανίζονται συστάδες σε υψόμετρο μικρότερο από 500 m. Σε πολλά όρη στα οποία εμφανίζονται δάση οξιάς, αυτά εκτείνονται έως και τα δασοόρια (Schreiber 1998). Τα δάση οξιάς αναπτύσσονται σε περιοχές με ωκεάνιο κλίμα, με σχετικά ομοιόμορφη κατανομή κατακρημνισμάτων κατά τη διάρκεια του έτους, ήπιους χειμώνες και δροσερά καλοκαίρια (Κοράκης 2015, Ντάφης 2010, Willner *et al.* 2017). Τα εδάφη είναι συνήθως πλούσια σε θρεπτικά στοιχεία, έχουν μέτρια ή σχετικά υψηλή εδαφική υγρασία, αλλά είναι καλά αποστραγγιζόμενα και αεριζόμενα. Στην Ελλάδα, τα δάση οξιάς αναπτύσσονται σε διαφορετικά γεωλογικά υποστρώματα (τόσο πυριτικά, όσο και

ασβεστολιθικά), εφόσον οι γενικότερες κλιματικές συνθήκες (που οφείλονται στο γεωγραφικό πλάτος και στο υψόμετρο) ή οι τοπικές συνθήκες (που οφείλονται σε φυσιογραφικούς παράγοντες) εξασφαλίζουν επαρκή εδαφική υγρασία, αλλά αποφεύγουν τα ασβεστολιθικά εδάφη, που είναι πιο ξηρά και θερμά, όταν η εδαφική υγρασία γίνεται οριακή (Tsiripidis *et al.* 2005).

Εικόνα 2.1.15. Μεσόφιλα δάση οξιάς (*Fagus sylvatica*, τύπος οικοτόπου 9130) στο Δάσος Φρακτού (Ροδόπη) (Φωτογραφία: Ι. Τσιριπίδης).

Τα δάση οξιάς στην Ευρώπη, αλλά και στον ελληνικό χώρο έχουν υψηλή β-ποικιλότητα, καθώς διακρίνεται σε αυτά υψηλός αριθμός φυτοκοινοτήτων που διαφοροποιούνται με βάση οικολογικούς παράγοντες όπως είναι το μεσο- και μικρο-κλίμα, το γεωλογικό υπόστρωμα και το έδαφος, αλλά και με βάση βιογεωγραφικούς παράγοντες που σχετίζονται με το μακρο-κλίμα και τις διαφορετικές δεξαμενές ειδών στον γεωγραφικό χώρο, που διαμορφώνονται ως αποτέλεσμα της μετανάστευσης των ειδών κατά τις παγετώδεις και μετα-παγετώδεις περιόδους, και της γεωγραφικής κατανομής παγετωδών καταφυγίων (Bergmeier and Dimopoulos 2001, Tsiripidis *et al.* 2007a, Willner *et al.* 2009, 2017). Στην Ελλάδα εμφανίζονται τέσσερις βασικές οικολογικές ομάδες δασών οξιάς (Bergmeier and Dimopoulos 2001): α) δάση σε υγρά και πλούσια σε θρεπτικά εδάφη, β) σε όξινα εδάφη, γ) σε ασβεστολιθικά εδάφη σε υψηλά υψόμετρα, και δ) σε μέτρια θερμές και ξηρές θέσεις. Σύμφωνα με τους Tsiripidis *et al.* (2005), η τελευταία οικολογική ομάδα μπορεί να διαιρεθεί σε δύο, με βάση το γεωλογικό υπόστρωμα (πυριτικό ή ασβεστολιθικό) στο οποίο αναπτύσσεται, και επομένως να

διακριθούν πέντε οικολογικές ομάδες στον Ελληνικό χώρο. Σύμφωνα με τα αποτελέσματα των Bergmeier and Dimopoulos (2001) και Tsiripidis *et al.* (2007) στον ελληνικό χώρο μπορούν να διακριθούν τρεις φυτογεωγραφικά οριζόμενες ομάδες. Η μία αφορά τα δάση οξιάς της βορειοδυτικής Ελλάδας, τα οποία χλωριδικά ομοιάζουν με αυτά της νότιας Ιταλίας, η δεύτερη ομάδα αφορά τα δάση κυρίως της κεντρικής Ελλάδας, ενώ η τρίτη τα δάση της βορειοανατολικής Ελλάδας. Επιπλέον, σύμφωνα με τα αποτελέσματα των παραπάνω συγγραφέων, τεκμηριώνεται η ύπαρξη τουλάχιστον 16 φυτοκοινωνιών-φυτοκοινοτήτων αμιγών και μικτών δασών οξιάς στην Ελλάδα.

Η ποικιλότητα των δασών οξιάς στην Ελλάδα και την Ευρώπη αντικατοπτρίζεται, επίσης στον μεγάλο αριθμό τύπων οικοτόπων που έχουν συμπεριληφθεί στην Οδηγία των Ενδιαιτημάτων. Στην Ελλάδα έχουν αναγνωριστεί έξι τύποι οικοτόπων που αφορούν αποκλειστικά δάση οξιάς, ενώ μικτά δάση οξιάς θα μπορούσαν να ενταχθούν και σε έναν ακόμη τύπο οικοτόπου (βλέπε παράγραφο για αξία διατήρησης).

Η υβριδογενής ελάτη συχνά συνυπάρχει με την οξιά, έχοντας παρόμοια οικοθέση, αλλά είναι σχετικά ξηρανθεκτικότερο είδος από την οξιά και σχηματίζει δάση σε περιοχές και θέσεις που δεν μπορεί να αναπτυχθεί η οξιά (Raus 1980, Bergmeier 1990). Σύμφωνα με τα μέχρι σήμερα δημοσιευμένα δεδομένα (π.χ. Raus 1980, Bergmeier 1990, Bergmeier and Dimopoulos 2001, Τσιριπίδης 2001, Φωτιάδης 2004, Tsiripidis *et al.* 2007b) τα δάση της υβριδογενούς ελάτης φαίνεται να ταξινομούνται μαζί με τα δάση οξιάς στις φυτοκοινωνιολογικές μονάδες που έχουν αναγνωριστεί για τα τελευταία δάση. Απαιτείται όμως περαιτέρω διερεύνηση της συνταξινόμησης των δασών ελάτης σε ξηρότερες θέσεις και σε περιοχές όπου τα δάση οξιάς δεν σχηματίζουν μια σαφή ζώνη βλάστησης (π.χ. νοτιότερο τμήμα της βόρειας Πίνδου).

Γεωγραφική εξάπλωση

Τα δάση οξιάς εξαπλώνονται κυρίως στη βορειοανατολική και κεντρική Ελλάδα και στη βόρεια Πίνδο. Στη βορειοανατολική Ελλάδα δημιουργούν μια διακριτή ζώνη βλάστησης στα περισσότερα όρη όπου ξεπερνούν τα 1.000 m υψόμετρο, όπως στην οροσειρά της Ροδόπης (δυτική και ανατολική), τα όρη Παγγαίο, Φαλακρό, Βροντού, Μενοίκιο, Μπέλες, Λεκάνης, Χολομώντας, Στρατωνικό, Όρβηλος και Χορτιάτης. Στην κεντρική (βόρεια και ανατολική) Ελλάδα εκτεταμένα δάση οξιάς εμφανίζονται στα όρη Βόρας, Πάικο, Βέρμιο, Πιέρια, Τίταρος, Κάτω Όλυμπος, Όσσα, Πήλιο, Βαρνούντας, Βέρνο, Σινιάτσικο και Αντιχάσια. Στη βόρεια Πίνδο δάση οξιάς εμφανίζονται διάσπαρτα, αλλά πιο εκτεταμένα στο Γράμμο και στο Βόιο. Στην νότια Πίνδο εμφανίζονται σπάνια και πιο περιορισμένα (κυρίως στο βόρειο τμήμα της χλωριδικής περιοχής), ενώ η νοτιότερη περιοχή εξάπλωσης της οξιάς στην Ελλάδα βρίσκεται στο όρος Γραμμένη Οξιά, στα Βαρδούσια.

Αξία-Κατάσταση Διατήρησης

Όλες οι φυτοκοινότητες των αμιγών και μικτών δασών οξιάς έχουν συμπεριληφθεί στο Παράρτημα Ι της Οδηγίας 92/43/ΕΕ. Συγκεκριμένα, οι τύποι οικοτόπων που αφορούν δάση οξιάς είναι οι: (9110) Δάση οξιάς του Luzulo-Fagetum (Εικόνα 2.1.14), (9130) Δάση οξιάς του Asperulo-Fagetum (Εικόνα 2.1.15), (9140) Μεσοευρωπαϊκά υπαλπικά δάση οξιάς με *Acer* και *Rumex arifolius,* (9150) Μεσοευρωπαϊκά ασβεστόφιλα δάση οξιάς του Cephalanthero-Fagion, (9270) Ελληνικά δάση οξιάς με *Abies* x *borisii-regis* και (9280) Δάση με *Quercus frainetto*. Επιπλέον, μικτά δάση οξιάς μπορεί να ενταχθούν στον τύπο οικοτόπου (9180) Δάση σε πλαγιές, λιθώνες ή χαράδρες του Tilio-Acerion. Από τους παραπάνω τύπους οικοτόπων, μόνο ο 9180 θεωρείται τύπος προτεραιότητας. Σύμφωνα με την τελευταία εθνική έκθεση αναφοράς για την περίοδο 2013-2018, οι τύποι οικοτόπων 9140 και 9150 βρέθηκαν σε μη ικανοποιητική-ανεπαρκή κατάσταση διατήρησης, ενώ οι υπόλοιποι τύποι οικοτόπων βρέθηκαν σε ικανοποιητική κατάσταση διατήρησης. Σύμφωνα, με τους Janssen *et al.* (2016), όλοι οι τύποι οικοτόπων των δασών οξιάς αξιολογούνται ως «Χαμηλού Κινδύνου» στον Ευρωπαϊκό Κόκκινο Κατάλογο των Τύπων Οικοτόπων, λόγω της μέτριας υποβάθμισης της ποιότητας της δομής και των λειτουργιών των τύπων οικοτόπων σε περισσότερο από το 1/3 της έκτασής τους και της χαμηλής υποβάθμισης των παραπάνω σε περισσότερο από το 70% της έκτασή τους, με τις πιέσεις και απειλές να συνεχίζουν να υφίστανται.

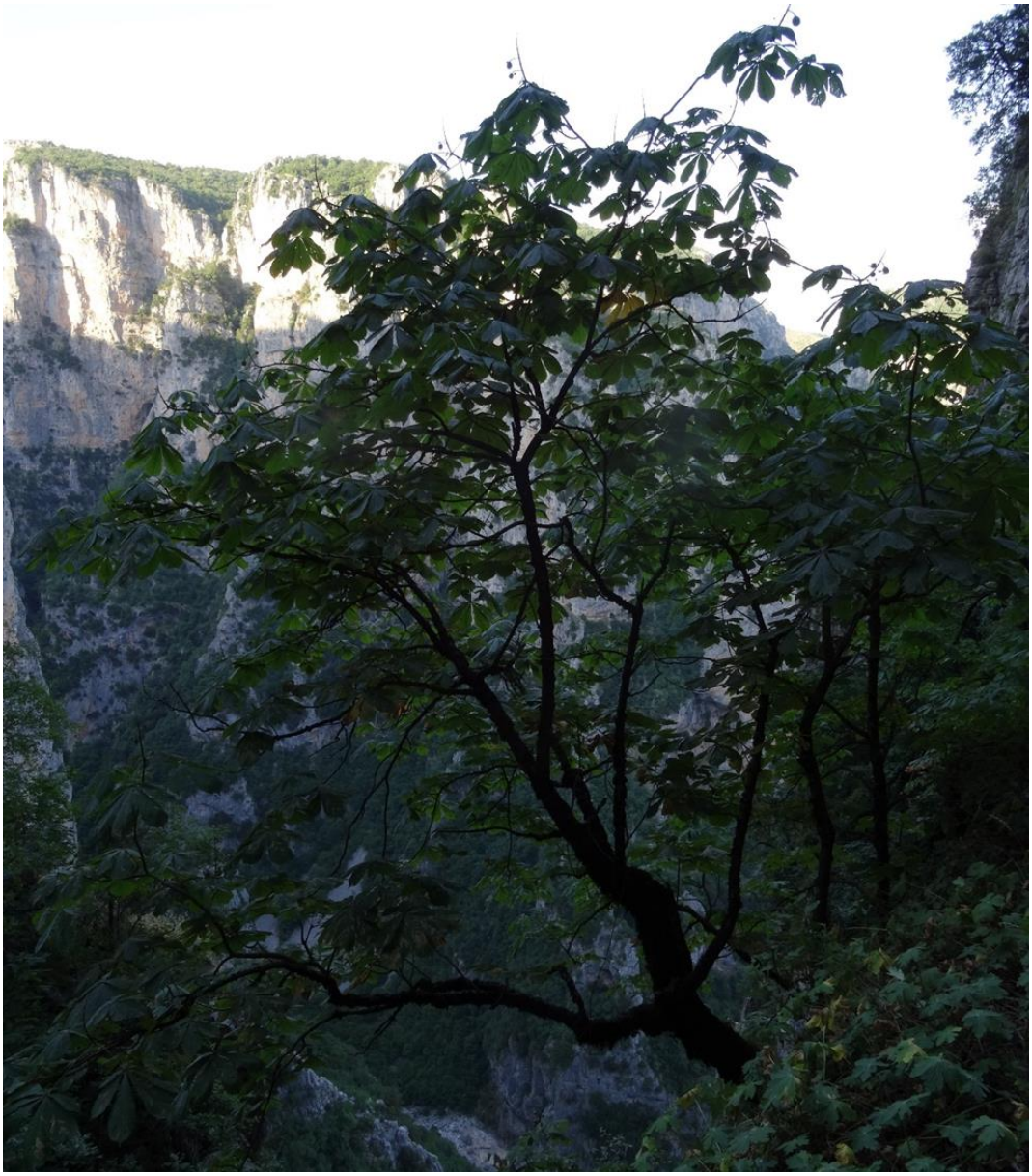
<u>Δάση σφενδάμου-φλαμουριάς σε κολλουβιακές αποθέσεις και σε χαράδρες</u>

Θεμελιώδη είδη

Τα δάση σφενδάμου-φλαμουριάς είναι συνήθως μικτά και δεν κυριαρχούνται σταθερά από ένα συγκεκριμένο είδος. Ανάμεσα στα συχνότερα εμφανιζόμενα είδη και σε αυτά που σε συγκεκριμένες οικολογικές συνθήκες ή γεωγραφικές περιοχές εμφανίζουν τη μεγαλύτερη κάλυψη είναι τα: *Acer platanoides* (σφενδάμι πλατανοειδές), *Acer pseudoplatanus* (σφενδάμι ψευδοπλάτανος), *Taxus baccata* (ίταμος), *Aesculus hippocastanum* (ιπποκαστανιά) (Εικόνα 2.1.16), *Tilia platyphyllos* (πλατύφυλλη φλαμουριά), *T. tomentosa* (πιληματώδης φλαμουριά), *Ulmus glabra* (ορεινή φτελιά), *Carpinus betulus* (γαύρος) και *Ilex aquifolium* (αρκουδοπούρναρο).

Επιπλέον, συχνά στη δομή αυτού του τύπου βλάστησης συμμετέχουν τα είδη *Fagus sylvatica*, *Ostrya carpinifolia*, *Castanea sativa*, *Quercus dalechampii* και *Abies* x *borisii-regis* (Mastrogianni *et al.* 2019, Mastrogianni 2020). Τα δάση αυτά χαρακτηρίζονται από την υψηλότερη ποικιλότητα δενδρωδών ειδών ανάμεσα σε όλους τους τύπους δασών που εμφανίζονται στην Ελλάδα (Mastrogianni 2020). Αυτό οφείλεται πιθανώς στις ιδιαίτερες οικολογικές συνθήκες του συγκεκριμένου τύπου βλάστησης, καθώς αφενός

αποτελούν ενδιαίτημα για κάποια στενότοπα είδη (π.χ. *Taxus baccata*, *Aesculus hippocastanum*, *Ulmus glabra*) και αφετέρου δεν επιτρέπουν την κυριαρχία έντονα ανταγωνιστικών ειδών.



Εικόνα 2.1.16. Ιπποκαστανιά (*Aesculus hippocastanum*: τυπικό είδος των δασών σφενδάμου-φλαμουριάς, τύπος οικοτόπου 9180) στο φαράγγι του Βίκου, περιοχή Μονοδενδρίου) (Φωτογραφία: Ι. Τσιριπίδης).

Οικολογία-ποικιλότητα

Τα δάση σφενδάμου-φλαμουριάς (Εικόνα 2.1.17) απαντώνται ως μικρής έκτασης συστάδες σε σταθμούς με ιδιαίτερες εδαφικές και κλιματικές συνθήκες. Συγκεκριμένα, αναπτύσσονται σε πλαγιές, στο κάτω τμήμα πλαγιών, σε δολίνες ή χαράδρες (Košir *et al.* 2008). Σε αυτές τις θέσεις το έδαφος είναι κολουβιακής προέλευσης, και χαρακτηρίζεται από μεγάλο βάθος, αλλά και μεγάλο ποσοστό σκελετικού υλικού (Košir *et al.* 2008). Τα εδάφη αυτά αφενός προσφέρουν ιδανικές συνθήκες εδαφικής υγρασίας για την ανάπτυξη απαιτητικών δενδρωδών ειδών, αλλά αφετέρου λόγω των μεγάλων κλίσεων και άλλων φυσιογραφικών χαρακτηριστικών των σταθμών, είναι ασταθή με αποτέλεσμα να δημιουργούνται φυσικές διαταραχές. Οι συγκεκριμένες συνθήκες είναι αυτές στις οποίες οφείλεται η υψηλή ποικιλότητα δενδρωδών ειδών σε αυτόν τον τύπο βλάστησης.

Εικόνα 2.1.17. Δάση σφενδάμου-φλαμουριάς (τύπος οικοτόπου 9180) στην Όσσα (Φωτογραφία: Ι. Τσιριπίδης).

Τα δάση σφενδάμου-φλαμουριάς (ιδιαίτερα αυτά που βρίσκονται σε σχετικά πιο υγρές και ψυχρές θέσεις) χαρακτηρίζονται, επίσης, από πολύ υψηλή φυλογενετική

ποικιλότητα και υπερδιασπορά (την υψηλότερη ανάμεσα στα δασικά οικοσυστήματα στην Ελλάδα), γεγονός που αποτελεί ένδειξη ότι οι ευρύτερες περιοχές που εμφανίζονται και οι οικολογικές συνθήκες που αντιπροσωπεύουν έχουν λειτουργήσει ως καταφύγια κατά τη διάρκεια του Πλειστοκαίνου (Mastrogianni *et al.* 2019). Αρκετοί συγγραφείς έχουν περιγράψει περιοχές με οικολογικά και φυσιογραφικά χαρακτηριστικά παρόμοια με αυτά των θέσεων που αναπτύσσονται τα δάση σφενδάμου-φλαμουριάς ως δυνητικά καταφύγια (Tzedakis *et al.* 2002, Košir 2005, Košir *et al.* 2008, Médail and Diadema 2009, Campos *et al.* 2011). Επιπλέον, τα δάση σφενδάμου-φλαμουριάς βρέθηκαν να έχουν σημαντικά διακριτή σύνθεση σε λειτουργικά χαρακτηριστικά (λειτουργική ταυτότητα) σε σχέση με άλλους δασικούς τύπους βλάστησης στην Ελλάδα (Mastrogianni *et al.* 2021). Όσον αφορά τη β-ποικιλότητα των δασών αυτών έχουν βρεθεί τρεις βασικοί υπο-τύποι βλάστησης δασών σφενδάμου-φλαμουριάς: μικτά δάση οξιάς, σφενδάμου, ίταμου και ελάτης σε βασικά, υπερβασικά και υπερμαφικά πετρώματα, δάση σφενδαμιών, ιπποκαστανιάς, οξιάς, οστρυάς και ίταμου σε σχετικά ψυχρές και υγρές θέσεις και δάση που κυριαρχούνται συνήθως από φλαμουριά (*Tilia tomentosa*) και οστρυά (*Ostrya carpinifolia*) σε πιο θερμές και ξηρές θέσεις (Mastrogianni 2020). Στην τελευταία ομάδα ταξινομήθηκαν και λίγες επιφάνειες φλαμουριάς-καστανιάς της φυτοκοινωνίας Tilio tomentosae–Castanetum (βλέπε «Δάση φυλλοβόλων ειδών δρυός και καστανιάς»).

Γεωγραφική εξάπλωση

Δάση σφενδάμου-φλαμουριάς έχουν καταγραφεί, συνήθως ως μικρής έκτασης συστάδες, στα όρη Ροδόπη, Μενοίκιο, Παγγαίο, Μπέλες, Κρούσια, Πάικο, Βέρμιο, Πιέρια, Όλυμπος, Κάτω Όλυμπος, Όσσα, καθώς και σε διάφορες τοποθεσίες στη βόρεια και νότια Πίνδο.

Αξία-Κατάσταση Διατήρησης

Τα δάση σφενδάμου-φλαμουριάς προστατεύονται αυστηρά από την Οδηγία 92/43/ΕΕ καθώς εντάσσονται στον τύπο οικοτόπου προτεραιότητας 9180 (Δάση σε πλαγιές, λιθώνες ή χαράδρες του Tilio-Acerion). Σύμφωνα με την τελευταία εθνική έκθεση αναφοράς για την περίοδο 2013-2018, ο τύπος οικοτόπου 9180 αξιολογήθηκε σε ικανοποιητική κατάσταση διατήρησης. Σύμφωνα με τους Janssen *et al.* (2016), τα δάση χαραδρών εντάσσονται στην κατηγορία «Χαμηλού Κινδύνου» με βάση την τάση μείωσης της έκτασής τους, αλλά και αυτή της ποιοτικής τους υποβάθμισης, καθώς οι πιέσεις και απειλές σε αυτόν τον τύπο βλάστησης συνεχίζουν να υφίστανται. Επιπλέον, λόγω των ιδιαίτερων κλιματικών συνθηκών στις θέσεις αυτού του τύπου βλάστησης, θεωρείται ότι απειλείται από την κλιματική κρίση. Η αξία διατήρησής του είναι εξαιρετικά σημαντική αν αναλογιστεί κάποιος ότι οι κλιματικές και φυσιογραφικές συνθήκες που επικρατούν

σήμερα σε αυτόν τον τύπο βλάστησης έχουν αποτελέσει πιθανότατα καταφύγιο για είδη έναντι κλιματικών αλλαγών του παρελθόντος και επομένως θεωρείται πιθανόν να παίξουν τον ίδιο ρόλο και στο μέλλον.

Υπολειμματικά δάση αρκεύθου και πεύκων σε ξηρές περιοχές της ορομεσογειακής και υπαλπικής ζώνης (Junipero-Pinetea sylvestris Rivas-Mart. 1965 nom. invers. propos.)

Στην κλάση Junipero-Pinetea sylvestris εντάσσονται υπολειμματικά δάση και θαμνώνες κωνοφόρων ειδών της ορομεσογειακής και υπαλπικής-υπομεσογειακής ζώνης (Brullo *et al.* 2001, Mucina *et al.* 2016). Αυτός ο τύπος βλάστησης έχει σποραδική εξάπλωση στη μεσογειακή περιοχή και έχει περιοριστεί σε θέσεις με ακραίες κλιματικές και εδαφικές συνθήκες λόγω του ανταγωνιστικού αποκλεισμού των θεμελιωδών-τυπικών ειδών του από τα αγγειόσπερμα (Brullo *et al.* 2001). Στην Ελλάδα σε αυτήν την κλάση εντάσσονται αραιά δάση και θαμνώνες με αρκεύθους.

Δάση αρκεύθου

Θεμελιώδη είδη

Τα δάση αρκεύθου συντίθενται στην Ελλάδα κυρίως από τα είδη *Juniperus excelsa* (υψηλή άρκευθος), *J. foetidissima* (δυσοσμότατη άρκευθος) και *J. drupacea* (δρυπώδης άρκευθος), τα οποία χαρακτηρίζουν τον δενδρώδη όροφό τους. Στον δενδρώδη όροφο συμμετέχουν, επίσης, είδη όπως τα *Pinus nigra*, *Abies* x *borisii-*regis, *A. cephalonica*, *Prunus mahaleb*, *Quercus pubescens* και *Acer monspessulanum*. Στο θαμνώδη όροφο συμμετέχουν taxa όπως τα *Juniperus communis* subsp. *nana*, *J. oxycedrus*, *Buxus sempervirens*, *Prunus cocomilia*, *P. spinosa* και *Pyrus spinosa*. Επιπλέον, στη χλωριδική σύνθεση αυτών των συστάδων συμμετέχουν πολλές φορές και προσκεφαλιόμορφοι νανώδεις θάμνοι (π.χ. *Astragalus angustifolius*, *Aubrieta deltoidea*, *Berberis cretica*, *Daphne oleoides*, *Prunus prostrata*, *Pterocephalus perennis* subsp. *perennis*) της Daphno-Festucetea, η οποία αποτελεί βλάστηση αγροστωδών της ορομεσογειακής ζώνης, σε ξηρές συνθήκες, συνήθως σε ασβεστολιθικό ή υπερβασικό υπόστρωμα (Brullo *et al.* 2001, Mucina *et al.* 2016).

Οικολογία-ποικιλότητα

Δάση ή υψηλοί θαμνώνες με αρκεύθους (Εικόνα 2.1.18) απαντώνται συνήθως στην (ημι-)ορεινή έως υπαλπική ζώνη, σε διάφορα υποστρώματα (αλλά συνήθως σε ασβεστόλιθο) και σε αβαθή και πετρώδη εδάφη (Georgiadis and Dimopoulos 1993, Ντάφης κ.ά. 2001,

Καρέτσος 2002, Matevski *et al.* 2010). Οι θέσεις που αναπτύσσονται αυτά τα δάση είναι εκτεθειμένες στον άνεμο και τον ήλιο, οπότε σε συνδυασμό με το αβαθές έδαφος δημιουργούνται ιδιαίτερα ξηρές συνθήκες κατά τους θερινούς μήνες. Επιπλέον, σε αυτές τις θέσεις και λόγω του υψομέτρου και της έκθεσης σε ανέμους κατά τους χειμερινούς μήνες δημιουργούνται ιδιαίτερα ψυχρές συνθήκες (Brullo *et al.* 2001, Milios *et al.* 2007). Για τους παραπάνω λόγους τα είδη που συμμετέχουν σε αυτά τα δάση είναι ανθεκτικά στην καταπόνηση, ελάχιστα ανταγωνιστικά και έχουν βραδύ ρυθμό αύξησης (Brullo *et al.* 2001). Πιθανώς οι συγκεκριμένες ακραίες συνθήκες συνθέτουν το καταφύγιο του υπολειμματικού αυτού τύπου βλάστησης, έναντι άλλων ανταγωνιστικότερων κωνοφόρων ή δενδρωδών ειδών αγγειοσπέρμων. Οι συνθήκες αυτές όμως, όσον αφορά το αβαθές έδαφος είναι πολλές φορές αποτέλεσμα ανθρωπογενών διαταραχών. Στην περιοχή των Πρεσπών έχει παρατηρηθεί είσοδος και σταδιακή επικράτηση πλατυφύλλων ειδών σε συστάδες αρκεύθων μετά τη μείωση της βόσκησης και άλλων ανθρωπογενών διαταραχών (Strid *et al.* 2020). Επίσης, για την περιοχή του Νέστου, η εγκατάσταση δασών αρκεύθου (*Juniperus excelsa*) θεωρήθηκε ότι ευνοήθηκε από μία μακροχρόνια επίδραση ισχυρής έντασης ανθρωπογενών διαταραχών (βόσκηση και υλοτόμηση) μέχρι περίπου έναν αιώνα πριν από σήμερα, η οποία πρέπει να υποβάθμισε σημαντικά το έδαφος και διαμόρφωσε μία αραιή βλάστηση με αρκεύθους (Milios *et al.* 2007). Κατά τον τελευταίο αιώνα, η μείωση της έντασης των διαταραχών οδήγησε στην πύκνωση της κάλυψης των αρκεύθων, αλλά η συνέχιση των διαταραχών (ιδιαίτερα της βόσκησης), με ηπιότερη ένταση, βοήθησε στην απομάκρυνση πλατύφυλλων ειδών που είναι ισχυρότεροι ανταγωνιστές της αρκεύθου (Milios *et al.* 2007). Άλλοι συγγραφείς (π.χ. Barbero and Quezel 1976, Δημόπουλος 1993, Καρέτσος 2002, Δημητρέλος 2005) θεωρούν τη δασική βλάστηση με αρκεύθους ως αποτέλεσμα υποβάθμισης δασών ελάτης και τη χαρακτηρίζουν μη καταληκτική και εδαφικά εξαρτώμενη.

Τα δάση της αρκεύθου έχουν συνήθως μικρή κάλυψη δενδρώδους ορόφου (<50%), γεγονός που ευνοεί μία ιδιαίτερα υψηλή ποικιλότητα φυτών στον υπόροφό τους, που προέρχονται από γειτονικούς μη δασικούς τύπους βλάστησης (Ντάφης κ.ά. 2001, Brullo *et al.* 2001, Matevski *et al.* 2010). Η χαμηλή κάλυψη δενδρωδών ειδών και η ταυτόχρονη υψηλή κάλυψη ποωδών ειδών και χαμαιφύτων έχει οδηγήσει πολλούς συγγραφείς στην ταξινόμηση αυτών των τύπων βλάστησης σε κλάσεις και τάξεις που αφορούν βλάστηση αγρωστωδών της ορομεσογειακής ζώνης (π.χ. Quezél 1973, Georgiadis and Dimopoulos 1993, Καρέτσος 2002).

Εικόνα 2.1.18. Δάσος αρκεύθου (*Juniperus excelsa*, τύπος οικοτόπου 9560) στην περιοχή των Πρεσπών (Φωτογραφία: Κ. Βιδάκης).

Γεωγραφική εξάπλωση

Δασικές συστάδες με *Juniperus excelsa*, *J. foetidissima* και *J. drupacea* έχουν καταγραφεί σποραδικά σε διάφορες περιοχές της ηπειρωτικής Ελλάδας, όπως στα Στενά του Νέστου, στις περιοχές της Καρβάλης, των Πρεσπών, των Ζαγοροχωριών, του Πολύμυλου, στα όρη Αθαμάνων, Οίτης, Βαρδουσίων, Παρνασσού, Τυμφρηστού, Κυλλήνης, Ερύμανθου, Ολίγυρτου και Πάρνωνα.

Αξία-Κατάσταση Διατήρησης

Τα δάση αρκεύθων εντάσσονται στον τύπο οικοτόπου προτεραιότητας 9560 (Ενδημικά δάση της Μεσογείου με είδη *Juniperus*). Ο τύπος οικοτόπου αξιολογήθηκε σε μη ικανοποιητική κατάσταση διατήρησης κατά την τελευταία εθνική αναφορά για την περίοδο 2013-2018, λόγω της αντίστοιχης κατάστασης διατήρησης της δομής και των λειτουργιών του, καθώς και των φτωχών μελλοντικών προοπτικών του. Στον Κόκκινο Κατάλογο των Ευρωπαϊκών Ενδιαιτημάτων (Janssen *et al.* 2016), τα δάση αρκεύθου εντάχθηκαν μαζί με τα δάση κυπαρισσιού στον τύπο G3.9b (Μεσογειακά δάση

Cupressaceae) και αξιολογήθηκαν ως «Χαμηλού Κινδύνου» με βάση τη μικρή ποσοτική και ποιοτική υποβάθμιση αυτών των δασών.

Υπολειμματικά δάση πεύκης σε ασβεστολιθικά και υπερμαφικά υποστρώματα (Erico-Pinetea Horvat 1959)

Στην κλάση αυτή εντάσσονται υπολειμματικά δάση ειδών πεύκης που αναπτύσσονται, κυρίως, σε ασβεστολιθικά και υπερμαφικά υποστρώματα των Βαλκανίων, των Άλπεων, των Καρπαθίων και της Κριμαίας (Mucina *et al.* 2016). Για την Ελλάδα σε αυτήν την κλάση εντάσσονται τα δάση μαύρης πεύκης (*Pinus nigra* subsp. *nigra*) και λευκόδερμης πεύκης (*Pinus heldreichii*).

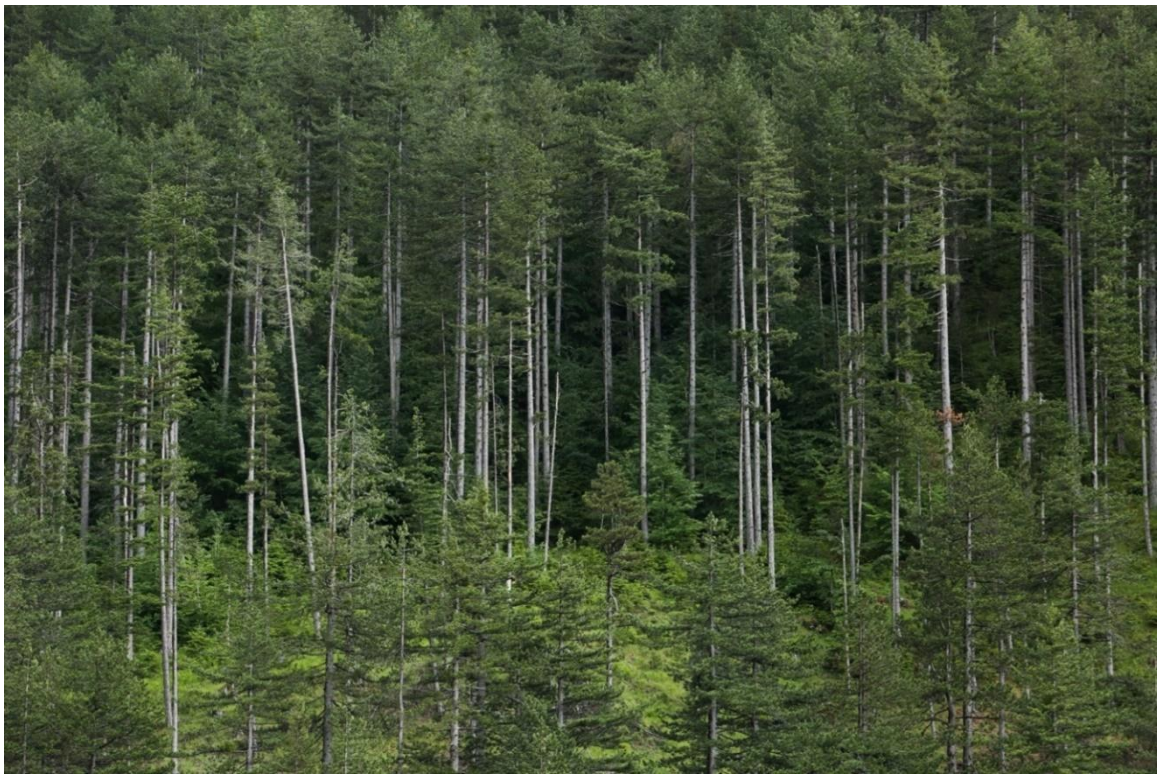
Εικόνα 2.1.19. Δάσος μαύρης πεύκης (*Pinus nigra* subsp. *nigra*, τύπος οικοτόπου 9530) στο όρος Φαλακρό (Φωτογραφία: Κ. Βιδάκης).

Δάση μαύρης και λευκόδερμης πεύκης

Θεμελιώδη είδη

Τα δύο taxa πεύκης (*Pinus nigra* subsp. *nigra* και *P. heldreichii*) μπορεί να συνυπάρχουν, σχηματίζοντας μικτές συστάδες στα όρη που συνεμφανίζονται, αλλά συχνότερα σχηματίζουν αμιγείς συστάδες, καθώς έχουν μερικώς μόνο αλληλοκαλυπτόμενες οικοθέσεις. Επίσης, σχηματίζουν μικτά δάση με φυλλοβόλα είδη δρυός, την οξιά, την ελάτη ή άλλα φυλλοβόλα πλατύφυλλα. Συγκεκριμένα στα δάση μαύρης πεύκης (Εικόνα 2.1.19, 2.1.20) εμφανίζονται συχνά τα παρακάτω δενδρώδη ή θαμνώδη taxa: *Abies* x *borisii-regis*, *Acer hyrcanum, A. monspessulanum, A. obtusatum, Buxus sempervirens, Corylus avellana, Crataegus* spp.*, Fagus sylvatica, Fraxinus ornus, Juniperus communis* subsp*. communis, J. oxycedrus, Ostrya carpinifolia, Pinus heldreichii, Quercus cerris, Q. petraea, Q. pubescens, Sorbus aria, S. domestica* και *S. torminali*s.

Τα δενδρώδη ή θαμνώδη taxa που εμφανίζονται συχνότερα στα δάση της λευκόδερμης πεύκης είναι τα: *Abies* x *borisii-regis*, *Acer campestre, A. hyrcanum, A. platanoides, Buxus sempervirens, Fagus sylvatica, Juniperus communis* subsp*. communis, J. communis* subsp*. nana, Ostrya carpinifolia* και *Pinus nigra*.



Εικόνα 2.1.20. Δάσος μαύρης πεύκης (*Pinus nigra* subsp. *nigra*, τύπος οικοτόπου 9530) στην βόρεια Πίνδο (περιοχή Μηλιάς) (Φωτογραφία: Κ. Βιδάκης).

Οικολογία-ποικιλότητα

Η μαύρη πεύκη αναπτύσσεται κυρίως σε βασικά και υπερβασικά πετρώματα, αλλά απαντάται επίσης και σε όξινα υποστρώματα, όπως ο γνεύσιος και ο γρανίτης (Bergmeier 1990). Ανεξάρτητα από το υπόστρωμα, όμως, συνήθως το είδος κυριαρχεί στον δενδρώδη όροφο δασικών συστάδων σε αβαθή και πετρώδη εδάφη (Bergmeier 1990, Schreiber 1998). Είναι αρκετά ευρύτοπο είδος που σχηματίζει συστάδες, συνήθως, από τον υπερμεσογειακή έως την ορεινή ζώνη, και σε ορισμένα όρη σχηματίζει τα δασοόρια. Απαντάται, όμως σπάνια και στο μεσο-μεσογειακή ζώνη (Αθανασιάδης κ.ά. 1992). Διαφορετικές απόψεις έχουν διατυπωθεί μέχρι σήμερα σχετικά με την προέλευση, τη φυσικότητα και τον καταληκτικό ή αζωνικό ή δευτερογενή ή πρόσκοπο (πρόδρομο) χαρακτήρα των δασών μαύρης πεύκης (Horvat *et al.* 1974, Barbero and Quezél 1976, Vergos 1979, Bergmeier 1990, Habeck and Reif 1994, Schreiber 1998, Xystrakis 2009).

Με βάση την υπάρχουσα βιβλιογραφία θα μπορούσε να ειπωθεί ότι τα δάση μαύρης πεύκης μπορεί να έχουν σε διαφορετικές περιοχές όλους τους παραπάνω τύπους προέλευσης ή χαρακτήρες ανάλογα με τις οικολογικές συνθήκες και την ιστορία διαχείρισης και διαταραχών της κάθε περιοχής. Συγκεκριμένα, η μαύρη πεύκη σχηματίζει εδαφικά-γεωλογικά εξαρτώμενες φυτοκοινότητες σε βασικά και υπερβασικά υποστρώματα και σε σχετικά σκελετικά εδάφη, όπου δεν συγκρατούν επαρκείς ποσότητες νερού για την ανάπτυξη καταληκτικής βλάστησης δασών φυλλοβόλων πλατυφύλλων (δρυός ή οξιάς) ή ελάτης (με *Abies* x *borisii-regis*) (Bergmeier 1990). Σε πολλές περιπτώσεις, σημαντικό ρόλο στην εμφάνιση δασών πεύκης διαδραματίζει η έκθεση (προσανατολισμός) και η κλίση του εδάφους (Bergmeier 1990, Habeck and Reif 1994, Xystrakis 2009). Ιδιαίτερα στην ορεινή ζώνη και σε υψόμετρο μεγαλύτερο από 1300 m, οι κλιματικές συνθήκες δεν επιτρέπουν την ανάπτυξη δρυοδασών, ενώ οι εδαφικές συνθήκες δεν επιτρέπουν την ανάπτυξη των μεσόφιλων δασών οξιάς. Σε τέτοιες θέσεις τα δάση μαύρης πεύκης είναι φυσικά και μπορούν να χαρακτηριστούν ως αζωνικός τύπος βλάστησης (Bergmeier 1990, Habeck and Reif 1994). Σε πολλές περιοχές, όμως, η εξάπλωση της μαύρης πεύκης ευνοείται από ανθρωπογενείς επιδράσεις, όπως είναι η βόσκηση και οι πυρκαγιές (Bergmeier 1990). Για παράδειγμα, ο Schreiber (1998) θεωρεί σχεδόν το σύνολο των δασών μαύρης πεύκης του όρους Φαλακρό ως δευτερογενή βλάστηση που οφείλεται σε ανθρωπογενείς διαταραχές του παρελθόντος σε συνδυασμό με σταθμολογικούς παράγοντες, όπως είναι η έκθεση και το βάθος εδάφους. Συγκεκριμένα, σύμφωνα με τον Schreiber (1998) μετά τη μείωση της έντασης και έκτασης των ανθρωπογενών διαταραχών, στις βόρειες εκθέσεις του όρους και στις θέσεις με γονιμότερα εδάφη, εγκαταστάθηκε η οξιά, ενώ στις νότιες εκθέσεις και στις θέσεις με λιγότερο βαθύ έδαφος εγκαταστάθηκε η μαύρη πεύκη. Στα δάση όμως της μαύρης πεύκης εισέρχεται η οξιά και αναμένεται να κυριαρχήσει στον ανώτερο όροφο ή να σχηματίσει ένα δευτερεύοντα δενδρώδη όροφο με αποτέλεσμα τη σταδιακή μείωση των δασών μαύρης πεύκης ή την αδυναμία αναγέννησής τους, αντίστοιχα. Ο Schreiber (1998) εκτιμά ότι δάση μαύρης πεύκης θα παραμείνουν μόνο σε εδαφικά και

μικροκλιματικά ακραίες θέσεις. Σε τέτοιες περιπτώσεις, τα δάση μαύρης πεύκης έχουν εγκατασταθεί ως πρόδρομη βλάστηση και έχουν αναπτυχθεί ως δευτερογενής βλάστηση μετά από διαταραχές. Ανάλογα με τις συνθήκες της θέσης και τη δεξαμενή ειδών της περιοχής, τέτοια δάση μαύρης πεύκης μπορεί να αντικατασταθούν από καταληκτικούς τύπους βλάστησης ή να παραμείνουν για μικρότερο ή μεγαλύτερο χρονικό διάστημα, ιδιαίτερα ανάλογα με τις εδαφικές συνθήκες.

Η διαφορετική προέλευση και ο χαρακτήρας των δασών μαύρης πεύκης αντικατοπτρίζονται και στις διαφορετικές προσεγγίσεις συνταξινόμησής τους. Δάση μαύρης πεύκης έχουν ενταχθεί συχνά στη κλάση των φυλλοβόλων δρυοδασών, Quercetea pubescentis (π.χ. Dafis 1975, Barbero and Quezél 1976) ή ακόμα και στη κλάση των μεσογειακών δασών Quercetea ilicis (Αθανασιάδης κ.ά. 1992). Η πιο πρόσφατη συνταξινομική προσέγγιση είναι η ένταξη των δασών μαύρης πεύκης στην κλάση Erico-Pinetea (Bergmeier 1990, Habeck and Reif 1994, Mucina *et al.* 2016). Δύο από τις πιο συχνά εμφανιζόμενες φυτοκοινωνίες που αφορούν φυσικά δάση μαύρης πεύκης είναι οι Staehelino-Pinetum pallasianae και Seslerio robustae-Pinetum pallasianae (π.χ. Barbero and Quezél 1976, Bergmeier 1990, Habeck and Reif 1994, Reif and Löblich-Ille 1999, Χοχλιούρος 2005).

Εικόνα 2.1.21. Δάσος λευκόδερμης πεύκης (*Pinus heldreichii*, τύπος οικοτόπου 95A0) στην περιοχή Αυχένας Μετσόβου (Φωτογραφία: Κ. Βιδάκης).

Τα δάση της λευκόδερμης πεύκης (Εικόνα 2.1.21) αναπτύσσονται σε βασικά ή υπερβασικά υποστρώματα (Barbero and Quezel 1976). Η πεύκη αυτή είναι περισσότερο ψυχρόφιλη από τη μαύρη πεύκη και αντικαθιστά αυτήν ή άλλη βλάστηση φυλλοβόλων δασών (οξιάς) σε υψόμετρο μεγαλύτερο από 1.300 m και σε εδάφη που είναι αβαθή (Barbero and Quezel 1976, Habeck and Reif 1994). Ανέρχεται μέχρι και πάνω από τα δασοόρια, αλλά σταδιακά η κάλυψη της μειώνεται και εμφανίζεται με τη μορφή μεμονωμένων δένδρων ή μικρών λοχμών (Habeck and Reif 1994). Γενικά, τα δάση της λευκόδερμης πεύκης έχουν συνήθως ανοιχτή δομή, ενώ σπανιότερα σχηματίζουν κλειστές συστάδες (Barbero and Quezel 1976), γεγονός που ίσως οφείλεται στις ακραίες συνθήκες των θέσεων ανάπτυξής της ή σε ανθρωπογενείς δασικές πυρκαγιές ή στην υλοτόμηση από τον άνθρωπο, λόγω του πολύτιμου για κατασκευές ξύλου της (Habeck and Reif 1994). Λόγω της ανοιχτής δομής των δασών της, αλλά και των ιδιαίτερων χαρακτηριστικών του υποστρώματος, τα δάση της λευκόδερμης πεύκης χαρακτηρίζονται από υψηλή ποικιλότητα ποωδών ειδών, σημαντικό ποσοστό από τα οποία είναι στενότοπα ενδημικά είδη (Horvat *et al.* 1974). Επιπλέον, σύμφωνα με τους Barbero and Quezel (1976) στα δάση της λευκόδερμης πεύκης, λόγω του υψηλού υψομέτρου που αναπτύσσονται, απαντώνται αρκετά τυπικά είδη της κλάσης των ψυχρόβιων κωνοφόρων (Vaccinio-Piceetea).

Γεωγραφική εξάπλωση

Τα δάση μαύρης πεύκης της Erico-Pinetea εξαπλώνονται στην κεντρική και βόρεια Ελλάδα. Η Πίνδος (κυρίως η βόρεια) αποτελεί οροσειρά που εμφανίζονται εκτεταμένα δάση μαύρης πεύκης. Εκτεταμένα δάση μαύρης πεύκης απαντώνται, επίσης, στα όρη της βόρειας και κεντρικής Ελλάδας Βόρας, Βέρμιο, Πιέρια, Τίταρος, Όλυμπος και Κάτω Όλυμπος. Στη βορειοανατολική Ελλάδα εμφανίζονται, κυρίως, στα όρη Όρβηλος, Φαλακρό και στη Ροδόπη (περιοχές Στάμνας και Φρακτού). Επίσης, εμφανίζονται στη Σιθωνία και στα νησιά Θάσος, Λέσβος και Σάμος.

Δάση λευκόδερμης πεύκης απαντώνται στη βόρεια Πίνδο (περιοχή Μετσόβου, Βάλια Κάλντα, Σμόλικας) και στον Όλυμπο, ενώ πιο περιορισμένα στα όρη Βέρμιο, Βόρας και Όρβηλο.

Αξία-Κατάσταση Διατήρησης

Τα δάση μαύρης πεύκης εντάσσονται στον τύπο οικοτόπου προτεραιότητας 9530 ((Υπο)μεσογειακά πευκοδάση με ενδημικά μαυρόπευκα), ενώ τα δάση λευκόδερμης πεύκης εντάσσονται στον τύπο 95A0 (Υψηλά ορο-μεσογειακά δάση πεύκης). Ο τύπος οικοτόπου 9530 αξιολογήθηκε σε ικανοποιητική κατάσταση διατήρησης, σύμφωνα με

την πρόσφατη εθνική αναφορά για την περίοδο 2013-2018, ενώ ο τύπος 95A0 σε κακή κατάσταση διατήρησης, κυρίως, λόγω της αντίστοιχης κατάστασης διατήρησης της δομής και των λειτουργιών του, καθώς και των κακών μελλοντικών προοπτικών του. Τα δάση μαύρης πεύκης εντάχθηκαν στον τύπο βλάστησης G3.4b (Εύκρατα και υπομεσογειακά ορεινά δάση *Pinus sylvestris*-*Pinus nigra*), ενώ τα δάση λευκόδερμης πεύκης στον τύπο G3.6 (Μεσογειακά και Βαλκανικά υπαλπικά δάση *Pinus heldreichii*-*Pinus peuce*), σύμφωνα με τους Janssen *et al.* (2016). Και οι δύο τύποι βλάστησης αξιολογήθηκαν ως «Χαμηλού Κινδύνου» με βάση τη μικρή ποσοτική και ποιοτική υποβάθμιση αυτών των δασών.

Δάση ψυχρόβιων κωνοφόρων (Vaccinio-Piceetea Br.-Bl. in Br.-Bl. *et al.* 1939)

Σε αυτήν την κλάση εντάσσονται τα δάση ψυχρόβιων κωνοφόρων της ολαρκτικής περιοχής και τα δάση σημύδας της βόρειας υποαρκτικής περιοχής, τα οποία αναπτύσσονται σε ολιγοτροφικά και εκπλυμένα εδάφη της βόρειας ζώνης ή σε υψηλά υψόμετρα σε όρη της εύκρατης ζώνης. Για την Ελλάδα σε αυτήν την κλάση εντάσσονται τα δάση ερυθρελάτης, δασικής και πενταβέλονης πεύκης που εμφανίζονται κυρίως στο βόρειο τμήμα της χώρας.

<u>Δάση Ερυθρελάτης, δασικής και πενταβέλονης πεύκης</u>

Θεμελιώδη είδη

Η ερυθρελάτη (*Picea abies* subsp. *abies*) (Εικόνα 2.1.22) σχηματίζει στην Ελλάδα αμιγή ή μικτά δάση με τα δενδρώδη είδη *Fagus sylvatica*, *Abies* x *borisii-regis* και *Pinus sylvestris*, ενώ στον θαμνώδη όροφο εμφανίζονται συχνά τα *Sorbus aucuparia* subsp. *aucuparia*, *Juniperus communis* subsp. *communis* και *Corylus avellana*.

Εικόνα 2.1.22. Δάσος ερυθρελάτης (*Picea abies* subsp. *abies*, τύπος οικοτόπου 9410) στη Ροδόπη (περιοχή Ελατιάς) (Φωτογραφία: Κ. Βιδάκης).

Στα δάση της δασικής πεύκης (*Pinus sylvestris*) και πενταβέλονης πεύκης (*Pinus peuce*) στον δενδρώδη ή τον θαμνώδη όροφο απαντώνται επιπλέον τα taxa *Betula pendula, Corylus avellana, Fagus sylvatica, Fraxinus ornus, Juniperus communis* subsp. *communis, Ostrya carpinifolia, Picea abies* subsp. *abies*, *Quercus petraea* subsp. *polycarpa, Sorbus aucuparia* και S*. aria* aggr.

Οικολογία-ποικιλότητα

Τα δάση ερυθρελάτης της Ελλάδας αποτελούν τις νοτιότερες απολήξεις αυτών των εκτεταμένων δασών της κεντρικής και βόρειας Ευρώπης. Σύμφωνα όμως με τους Chytrý *et al.* (2020), τα δάση ερυθρελάτης που εμφανίζονται στην Ελλάδα ανήκουν στον τύπο βλάστησης των «Ορεινών δασών ερυθρελάτης της εύκρατης ζώνης», που εξαπλώνονται στις Άλπεις, Δειναρικές Άλπεις, Καρπάθια, στα Βαλκανικά Όρη, και στις οροσειρές Πιρίν και Ροδόπης.

Εικόνα 2.1.23. Δάσος δασικής πεύκης (*Pinus sylvestris*, τύπος οικοτόπου 91CA) στη Ροδόπη (Φωτογραφία: Ι. Τσιριπίδης).

Τα δάση ερυθρελάτης στην Ελλάδα αναπτύσσονται σε πυριτικά πετρώματα (κυρίως σε γρανίτη, γρανοδιορίτη ή γνεύσιο), σε υψόμετρο, συνήθως πάνω από (1.000) 1.400 m μέχρι τα 1.900 m (Ντάφης και Σμύρης 1981, Christensen 1997b). Τα δάση αυτά χαρακτηρίζονται από μία χαρακτηριστικά οξύφιλη χλωρίδα της ορεινής ζώνης κωνοφόρων της Ευρώπης, η οποία περιλαμβάνει είδη όπως τα *Vaccinium myrtillus, V. vitis-idaea, Deschampsia flexuosa, Luzula luzulina, L. sylvatica, Calamagrostis arundinacea*, και χαρακτηρίζεται από άφθονη παρουσία πτεριδοφύτων (π.χ. *Athyrium filix-femina, Dryopteris dilatata, D. expansa, D. filix-mas*), καθώς και βρυοφύτων (Janssen *et al.* 2016). Τα δάση ερυθρελάτης στην Ελληνική Ροδόπη είναι σχετικά νεαρά και κατέλαβαν τη σημερινή περιοχή εξάπλωσής τους μετά τον Β’ Παγκόσμιο Πόλεμο και τη σημαντική μείωση των ανθρωπογενών διαταραχών στην περιοχή (Müller 1929, Ντάφης

και Σμύρης 1981, Ζάγκας 1990). Η ερυθρελάτη είναι ανταγωνιστικό είδος που δημιουργεί σημαντική μείωση του φωτός στο ενδοσυσταδικό της περιβάλλον. Στις συστάδες δασικής πεύκης στις οποίες εισέρχεται, κυριαρχεί και αντικαθιστά τη δασική πεύκη. Σχηματίζει καταληκτικούς τύπους βλάστησης αμιγείς ή μικτούς με την ελάτη και την οξιά (Zoller *et al.* 1977, Σμύρης 1985, Γκανάτσας 1993, Eleftheriadou *et al.* 2001). Οι τελευταίοι συγγραφείς διέκριναν 10 τύπους βλάστησης στην Ελληνική Ροδόπη, στους οποίους η ερυθρελάτη κυριαρχεί ή συμμετέχει στον δενδρώδη όροφο.

Η δασική πεύκη (Εικόνα 2.1.23) είναι είδος με ευρεία γεωγραφική εξάπλωση, που μπορεί να επιβιώσει σε διαφορετικές κλιματικές συνθήκες. Χαρακτηρίζεται, όμως, από αντοχή έναντι του ψύχους και είναι σχετικά ανθεκτικό είδος έναντι της ξηρασίας (Carlisle and Brown 1968). Είναι φωτόφιλο είδος που έχει μικρή ανταγωνιστική ικανότητα, καθώς δεν μπορεί να αντέξει τη σκίαση από άλλα δενδρώδη είδη (Carlisle and Brown 1968, Ζάγκας 1990). Σε πολλές περιπτώσεις, συμπεριλαμβανομένων των δασών του είδους στην Ελλάδα, συμπεριφέρεται ως πρόσκοπο είδος που αναπτύσσεται σε εκτάσεις που η πρωτογενής βλάστηση έχει καταστραφεί λόγω ανθρωπογενών διαταραχών (βόσκηση, πυρκαγιές) (Γερασιμίδης 1985, Ζάγκας 1990).

Εικόνα 2.1.24. Δάσος πενταβέλονης πεύκης (*Pinus peuce*, τύπος οικοτόπου 95A0) στη Ροδόπη (περιοχή Γυφτόκαστρου) (Φωτογραφία: Κ. Βιδάκης).

Η πενταβέλονη πεύκη (Εικόνα 2.1.24) είναι βαλκανικό ενδημικό είδος με περιορισμένη εξάπλωση. Απαντάται σε ορεινά υψόμετρα, αλλά συνηθέστερα κοντά στα δασοόρια και σε μη ασβεστολιθικά υποστρώματα (Meshinev *et al.* 2000, Kałucka *et al.* 2013). Στην Ελλάδα δημιουργεί μικρές συστάδες σε δύο περιοχές στα βόρεια σύνορα της χώρας, σε υψόμετρο περίπου 1.700 m, σε απόκρημνες συνήθως πλαγιές και σε θέσεις υψομετρικά υψηλότερες από τα δάση δασικής πεύκης. Η πενταβέλονη πεύκη ανέρχεται με τη μορφή μεμονωμένων ατόμων ή μικρών ομάδων και πάνω από τα δασοόρια. Ο υπόροφος των συστάδων της πενταβέλονης πεύκης ομοιάζει χλωριδικά με αυτόν της δασικής πεύκης.

Γεωγραφική εξάπλωση

Δάση ερυθρελάτης στην Ελλάδα απαντώνται μόνο στο δυτικό τμήμα της Ροδόπης και συγκεκριμένα στις περιοχές Φρακτό, Ελατιά και Μεγάλη Παναγιά. Άτομα ή μικρές ομάδες ερυθρελάτης απαντώνται επίσης στις περιοχές Λεπίδας και Δρυμός. Η δασική πεύκη σχηματίζει εκτεταμένα δάση στη δυτική Ροδόπη, στα Πιέρια και στον Βόρα, ενώ πιο περιορισμένα εμφανίζεται επίσης στα όρη Όλυμπος (θέση Φούρνος), Βέρμιο, Βροντούς και Όρβηλος (Αθανασιάδης 1986). Λίγα άτομα δασικής πεύκης εμφανίζονται

στην Πίνδο (στη Βάλια Κάλντα). Η πενταβέλονη πεύκη εμφανίζεται με τη μορφή μικρών συστάδων στις περιοχές της Ροδόπης Φρακτό και Γυφτόκαστρο και στο όρος Βόρας.

Αξία-Κατάσταση Διατήρησης

Τα δάση και των τριών παραπάνω ειδών κωνοφόρων εντάσσονται σε τύπους οικοτόπων σύμφωνα με την Οδηγία των Ενδιαιτημάτων. Τα δάση ερυθρελάτης εντάσσονται στον τύπο οικοτόπου 9410 (Οξύφιλα δάση με *Picea* σε ορεινά έως αλπικά επίπεδα (Vaccinio-Piceetea)), τα δάση δασικής πεύκης στον τύπο 91CA (Δάση του πεύκου της Σκωτίας στη Ροδόπη και την οροσειρά του Αίμου), ενώ τα δάση της πενταβέλονης πεύκης στον τύπο 95A0 (Υψηλά ορο-μεσογειακά δάση πεύκης), που είναι ο ίδιος τύπος που περιλαμβάνει και τα δάση της λευκόδερμης πεύκης. Κατά την πιο πρόσφατη εθνική αναφορά για την περίοδο 2013-2018, ο τύπος οικοτόπου 9410 αξιολογήθηκε σε ικανοποιητική κατάσταση διατήρησης, ο 91CA σε μη ικανοποιητική κατάσταση διατήρησης, λόγω των φτωχών μελλοντικών προοπτικών διατήρησής του, ενώ ο τύπος 95A0 σε κακή κατάσταση διατήρησης, κυρίως, λόγω της αντίστοιχης κατάστασης διατήρησης της δομής και των λειτουργιών του, καθώς και των κακών μελλοντικών προοπτικών του. Στον Κόκκινο Κατάλογο των Ενδιαιτημάτων της Ευρώπης, τα δάση ερυθρελάτης εντάχθηκαν στον τύπο G3.1a (Δάση ερυθρελάτης σε όρη της εύκρατης περιοχής), τα δάση δασικής πεύκης στον τύπο G3.4b (Εύκρατα και υπομεσογειακά ορεινά δάση *Pinus sylvestris-Pinus nigra*), ενώ τα δάση της πενταβέλονης πεύκης στον τύπο G3.6 (Μεσογειακά και Βαλκανικά υπαλπικά δάση *Pinus heldreichii-Pinus peuce*) (Janssen *et al.* 2016). Και οι τρεις παραπάνω τύποι βλάστησης αξιολογήθηκαν ως «Χαμηλού Κινδύνου». Τέλος, θα πρέπει να σημειωθεί ότι οι πληθυσμοί και των τριών παραπάνω ειδών κωνοφόρων θα πρέπει να θεωρούνται ως ιδιαίτερης αξίας διατήρησης, όσον αφορά τη γενετική και οικοτυπική τους ποικιλότητα. Οι πληθυσμοί της ερυθρελάτης και δασικής πεύκης στην Ελλάδα αποτελούν πληθυσμούς στην περιφέρεια της εξάπλωσης αυτών των ειδών και επομένως αναμένεται να εμφανίζουν υψηλή γενετική ποικιλότητα (Petit *et al.* 2003, Hewitt 2004). Οι πληθυσμοί της πενταβέλονης πεύκης, επίσης, αποτελούν τους νοτιότερους πληθυσμούς αυτού του στενότοπου και περιορισμένης εξάπλωσης ενδημικού είδους των Βαλκανίων.

Υπολειμματικά δάση σημύδας-λεύκης (Brachypodio pinnati-Betuletea pendulae Ermakov *et al.* 1991)

Στην κλάση Brachypodio pinnati-Betuletea pendulae ταξινομούνται δάση δασικής πεύκης και μικτά δάση σημύδας και δασικής πεύκης, με ανοιχτή δομή, που φύονται στη μεταβατική ζώνη από τα εύκρατα προς τα βόρεια οικοσυστήματα. Στην Ελλάδα η συγκεκριμένη κλάση περιλαμβάνει υπολειμματικά δάση σημύδας.

Δάση σημύδας

Θεμελιώδη είδη

Η σημύδα (*Betula pendula*) (Εικόνα 2.1.25) αποτελεί σπάνιο είδος για την Ελλάδα και η εξάπλωσή της περιορίζεται στη βορειοανατολική και βόρειο-κεντρική χλωριδική περιοχής της χώρας. Συγκεκριμένα, απαντάται στα παρακάτω όρη και οροσειρές: Ροδόπη, Φαλακρό, Παγγαίο, Όρβηλος, Μπέλες, Βροντούς, Πάικο, Τζένα, Βόρας και Βαρνούντας (Christensen 1997c, Theodoropoulos *et al.* 2003). Στις παραπάνω περιοχές η σημύδα εμφανίζεται συνήθως με τη μορφή μεμονωμένων ατόμων ή μικρών συνδενδριών, ενώ στη δυτική Ροδόπη, και συγκεκριμένα στην περιοχή «Καλύβια Καρυώτου» σχηματίζει εκτεταμένες συστάδες. Εκτός από τη σημύδα, στον δενδρώδη όροφο απαντάται κυρίως η δασική πεύκη (*Pinus sylvestris*) και με μικρότερη συχνότητα είδη όπως τα *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea* subsp. *polycarpa* και *Picea abies* subsp. *abies*. Στον θαμνώδη όροφο εμφανίζονται, συχνά, τα ξυλώδη είδη *Corylus avellana*, *Rosa canina*, *Crataegus monogyna*, *Juniperus communis* κ.ά. (Theodoropoulos *et al.* 2003).

Οικολογία-ποικιλότητα

Η σημύδα (*Betula pendula*) αποτελεί ένα πρόδρομο, φωτόφιλο είδος, με σχετικά μεγάλο εύρος οικοθέσης, που μπορεί να αντέξει σε χαμηλές θερμοκρασίες, αλλά και σε ξηρές συνθήκες ή σε φτωχά σε θρεπτικά στοιχεία εδάφη (Atkinson 1992, Theodoropoulos *et al.* 2003). Σύμφωνα με τον Atkinson (1992), τα νοτιότερα όρια εξάπλωσης της σημύδας, στα οποία βρίσκεται και η βόρεια Ελλάδα, συμπίπτουν λίγο πολύ με τη γραμμή που ενώνει περιοχές με μέσο ύψος κατακρημνισμάτων τον Ιούλιο ίσο με 10 mm, ενώ τα όρια αντοχής του είδους σε ψύχος (ανατολικά όρια εξάπλωσης) συμπίπτουν με τη γραμμή που ενώνει περιοχές (ισόθερμη) με μέση θερμοκρασία τον μήνα Ιανουάριο τους -20 ^{o}C. Όσον αφορά τις εδαφικές συνθήκες, η σημύδα αναπτύσσεται συνήθως σε όξινα εδάφη, αν και απαντάται και σε ασβεστολιθικά (Hynynen *et al.* 2010). Προτιμάει εδάφη ελαφριάς ή μέτριας υφής και οι σημαντικότερες απαιτήσεις του είδους σχετικά με τις εδαφικές συνθήκες είναι να υπάρχουν καλές συνθήκες αερισμού και επαρκής υγρασία (Hynynen *et al.* 2010). Εδάφη φτωχά σε θρεπτικά στοιχεία περιορίζουν την ανάπτυξη του είδους (Hynynen *et al.* 2010), αλλά αυτό αναπτύσσεται συχνά σε τέτοια εδάφη, πιθανώς, λόγω της μικρής του ανταγωνιστικής ικανότητας (Atkinson 1992).

Η σημύδα εγκαθίσταται σε γυμνά από βλάστηση εδάφη και ακόμα και μικρού ύψους κάλυψη με φυτικά είδη μπορεί να αποτρέψει την αναγέννησή της. Αυτό φαίνεται να οφείλεται κυρίως στην αδυναμία των ελαφρών σπερμάτων της σημύδας να διαπεράσουν την κόμη, ακόμα και χαμηλής βλάστησης (Atkinson 1992). Για τον

παραπάνω λόγο, εκτάσεις που έχουν καεί πρόσφατα αποτελούν ιδανικές για την εγκατάσταση του είδους, καθώς εξασφαλίζεται η δυνατότητα φύτρωσης των σπερμάτων, αλλά και η απουσία ανταγωνιστικών ειδών (Atkinson 1992). Το δάσος σημύδας στη δυτική Ροδόπη οφείλει την ύπαρξη του, πιθανότατα, στις εκτεταμένες πυρκαγιές, που έβαζαν οι νομάδες κτηνοτρόφων στην περιοχή μέχρι και πριν το 2ο Παγκόσμιο Πόλεμο, με σκοπό τη διατήρηση και βελτίωση της βοσκήσιμης ύλης (Theodoropoulos *et al.* 2003). Η σημύδα έχει την ικανότητα να εποικίζει τέτοιες καμένες εκτάσεις, μέσω της ικανότητας των σπερμάτων της για διασπορά σε μεγάλες αποστάσεις. Ο παραπάνω τρόπος εγκατάστασης της σημύδας σε καμένες εκτάσεις είναι η αιτία της δημιουργίας, συχνά, ομήλικων και αμιγών συστάδων σημύδας (Atkinson 1992, Hynynen *et al.* 2010). Μικτές συστάδες σημύδας μπορεί να δημιουργηθούν όταν η εγκατάστασή της γίνει σε φυσικά ή ανθρωπογενώς δημιουργημένα διάκενα εντός άλλων δασών ή μετά την είσοδο άλλων δενδρωδών ειδών σε ομήλικες και αμιγείς συστάδες σημύδας. Η ανάπτυξη της σημύδας γίνεται απρόσκοπτα όταν οι συστάδες της είναι ανοιχτής δομής και δεν υπάρχει έντονος ενδοειδικός ανταγωνισμός, και όταν η κόμη της είναι υψηλότερα από την κόμη άλλων δενδρωδών ειδών (Hynynen *et al.* 2010) και δεν εμφανίζεται διαειδικός ανταγωνισμός για το φως. Όταν όμως άλλα δενδρώδη είδη υπερβούν σε ύψος τη σημύδα, τότε αυτή σταδιακά εκλείπει. Γενικά η σημύδα θεωρείται ως είδος με μικρή ανταγωνιστική ικανότητα σε σχέση με άλλα δενδρώδη είδη (π.χ. *Pinus sylvestris*, *Picea abies* subsp. *abies*, *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea* subsp. *polycarpa*) που φύονται στην κλιματική και υψομετρική ζώνη εμφάνισής της. Από την άλλη μεριά θεωρείται ως ένα ιδανικό πρόδρομο είδος σε περιοχές με εμφάνιση παγετού, λόγω της ικανότητάς του να εποικίζει γυμνές εκτάσεις, αλλά και της θετικής επίδρασης που έχει στο έδαφος, αυξάνοντας σε αυτό την ποσότητα θρεπτικών στοιχείων και μετριάζοντας την οξύτητά του μέσω της στρωμνής που παράγει το είδος (Atkinson 1992, Theodoropoulos *et al.* 2003, Hynynen *et al.* 2010). Οι Theodoropoulos *et al.* (2003) διέκριναν δύο φυτοκοινωνίες στα δάση σημύδας της δυτικής Ροδόπης, μία που αναπτύσσεται σε σταθμούς με δυνητική βλάστηση δάση του *Quercus petraea* subsp. *polycarpa* και μία δεύτερη που αναπτύσσεται σε σταθμούς με δυνητική βλάστηση δάση του *Fagus sylvatica*.

Εικόνα 2.1.25. Δάσος σημύδας (*Betula pendula*, τύπος οικοτόπου εθνικής σημασίας GR 91K0) στη Ροδόπη (περιοχή Φρακτού) (Φωτογραφία: Κ. Βιδάκης).

Γεωγραφική εξάπλωση

Όπως αναφέρθηκε και παραπάνω δάση σημύδας απαντώνται στην Ελλάδα στη δυτική Ροδόπη, και συγκεκριμένα στην περιοχή «Καλύβια Καρυώτου».

Αξία-Κατάσταση Διατήρησης

Τα υπολειμματικά δάση σημύδας που βρίσκονται στο νότιο όριο εξάπλωσής τους, δυστυχώς, δεν αντιστοιχίζονται με κάποιον τύπο οικοτόπου της Οδηγίας των Ενδιαιτημάτων. Ο συγκεκριμένος τύπος βλάστησης αποτελεί, όμως, τύπο οικοτόπου εθνικού ενδιαφέροντος, που ονομάζεται «Ελληνικά δάση σημύδας» (GR 91K0). Με βάση παρατηρήσεις, τουλάχιστον τις τρεις τελευταίες δεκαετίες, η κατάσταση διατήρησης αυτού του εθνικής σημασίας τύπου οικοτόπου εκτιμάται ότι είναι μη ικανοποιητική-κακή γιατί η περιοχή εξάπλωσης και η δομή και λειτουργίες του τύπου οικοτόπου μειώνονται-υποβαθμίζονται διαρκώς, λόγω της μείωσης ή παύσης των παραδοσιακών μορφών διαχείρισης και της ακολουθούμενης φυσικής διαδοχής που οδηγεί στην αντικατάσταση των δασών σημύδας από άλλη δασική βλάστηση, ανταγωνιστικότερων ειδών. Με βάση την οικολογία αυτού του τύπου βλάστησης που περιγράφηκε

παραπάνω, είναι προφανές ότι θα πρέπει να εφαρμοστεί διαχείριση που να προσομοιάζει τη διαταραχή που δημιουργούσαν παραδοσιακά οι νομάδες κτηνοτρόφων, προκειμένου να διατηρηθούν τα «Ελληνικά δάση σημύδας» σε μια ικανή έκταση. Τα «Ελληνικά δάση σημύδας» δεν περιλαμβάνονται στον Κόκκινο Κατάλογο των τύπων οικοτόπων της Ευρώπης (Jansen *et al.* 2016). Θα μπορούσαν, όμως, να ενταχθούν στον τύπο βλάστησης του Κόκκινου Καταλόγου, G1.9b (Μεσογειακά ορεινά δάση *Betula* και *Populus tremula* σε ορυκτά εδάφη).

Ξενόγλωσση

Alessi N, Wellstein C, Spada F, Zerbe S 2018. Phytocoenological approach to the ecology of *Laurus nobilis* L. in Italy. *Rend. Lincei- Sci. Fis.* 29:343–354.

Atkinson MD 1992. Biological flora of the british isles: *Betula pendula* Roth (*B. verrucosa* Ehrh.) and *B. pubescens* Ehrh. Journal of Ecology 80:837-870.

Barbero M and Quézel P 1976. Les groupements forestiers de Grèce Centro-Méridionale. *Ecol. Mediterr.* 2:3–86.

Bauer EM and Bergmeier E 2011. The mountain woodlands of western Crete - plant communities, forest goods, grazing impact and conservation. *Phytocoenologia* 41:73–115.

Bazos I and Yannitsaros A 2004. Floristic reports from the island of Lesvos (Greece) I. Dicotyledones: Aceraceae to Guttiferae. *Edinburgh J. Bot.* 61:49-86.

Bergmeier E 1990. Wälder und Gebüsche des Niederen Olymp (Káto Olimbos, NO-Thessalien). Ein Beitrag zur systematischen und orographischen Vegetationsgliederung Griechenlands. *Phytocoenologia* 18:161–342.

Bergmeier E 2002. Plant communities and habitat differentiation in the Mediterranean coniferous woodlands of Mt. Parnon (Greece). *Folia Geobot.* 37:309–331.

Bergmeier E and Dimopoulos P 2001. *Fagus sylvatica* Forest Vegetation in Greece: Syntaxonomy and Gradient Analysis. *J. Veg. Sci.* 12:109–126.

Bergmeier E and Dimopoulos P 2008. Identifying plant communities of thermophilous deciduous forest in Greece: Species composition, distribution, ecology and syntaxonomy. *Plant Biosyst.* 142:228–254.

Bergmeier E, Capelo J, Pietro RD, Guarino R, Kavgacı A, Loidi J, Tsiripidis I, Xystrakis F 2021. 'Back to the Future'—Oak wood-pasture for wildfire prevention in the Mediterranean. *Plant Sociol.* 58:41–48.

Bilz M, Kell S, Maxted N, Lansdown R 2011. *European Red List of Vascular Plants*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Bohn U, Gollub G, Hettwer C, Neuhäuslová Z, Raus T, Schlüter H, Weber H 2004. Karte Der Natürlichen Vegetation Europas / Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab / Scale 1 :2 500 000. *Münster* (Landwirtschaftsverlag).

Bonari G, Fernández-González F, Çoban S, Monteiro-Henriques T, Bergmeier E, Didukh YP, Xystrakis F, Angiolini C, Chytrý K, Acosta ATR *et al.* 2021. Classification of the

Mediterranean lowland to submontane pine forest vegetation. *Appl. Veg. Sci.* 24:e12544.

Boratyński A and Browicz K 1982. *Juniperus drupacea* Labill. in Greece. *Arbor. Kórnickie* 27:3–16.

Boratyński A, Browicz K, Zieliński J 1992. *Chorology of Trees and Shrubs in Greece*, 2nd ed. Polish Academy of Sciences and Kórnik: Institute of Dendrology, Poznań.

Brofas G, Karetsos G, Dimopoulos P, Tsagari C 2006. The natural environment of *Cupressus sempervirens* in Greece as a basis for its use in the Mediterranean region. *Land Degrad. Dev.* 17:645–659.

Brullo S, Giusso del Galdo G, Guarino R 2001. The orophilous communities of the Pino-Juniperetea class in the Central and Eastern Mediterranean area. *Feddes Repert.* 112:261–308.

Campos JA, García-Mijangos I, Herrera M, Loidi J, Biurrun I 2011. Ravine forests (Tilio-Acerion) of the Iberian Peninsula. *Plant Biosyst.* 145:172–179.

Carlisle A and Brown AHF 1968. *Pinus sylvestris* L. *Journal of Ecology* 56:269–307.

Čarni A, Košir P, Karadžić B, Matevski V, Redžić S, Škvorc Ž 2009. Thermophilous deciduous forests in Southeastern Europe. *Plant Biosyst.* 143:1–13.

Christensen K 1997a. Fagaceae, in: *Flora Hellenica Vol. I*. Königstein, pp. 40–50.

Christensen K 1997b. Pinaceae, in: *Flora Hellenica vol. I,* Königstein, pp. 1–9.

Christensen K 1997c. Betulaceae, in: *Flora Hellenica Vol. I*. Königstein, pp. 35-40.

Chytrý M, Tichý L, Hennekens SM, Knollová I, Janssen JAM, Rodwell JS, Peterka T, Marcenò C, Landucci F, Danihelka J *et al.* 2020. EUNIS Habitat Classification: Expert system, characteristic species combinations and distribution maps of European habitats. *Appl. Veg. Sci.* 23:648–675.

Dafis S 1975. Vegetationsgliederung Griechenlands. *Veröff. Geobot. Inst. E.T.H.* Stiftung Rübel Zürich 55:23–36.

Debazac E 1970. Contribution à l'étude de la répartition de l'écologie de *Pinus nigra* en Grèce. I.R.FA. Projet UNSF/FAO/GRE 201, Athènes 20 pp.

Di Pietro R, Fortini P, Ciaschetti G, Rosati L, Viciani D, Terzi M 2020. A revision of the syntaxonomy of the Apennine-Balkan *Quercus cerris* and *Q. frainetto* forests and correct application of the name Melittio-Quercion frainetto. *Plant Biosyst.* 154:887–909.

Dimopoulos P, Georgiadis T, Sýkora K 1996. Phytosociological research on the montane coniferous forests of Greece: Mount Killini (NE Peloponnisos - S Greece). *Folia Geobot.* 31:169–195.

Dimopoulos P, Raus T, Bergmeier E, Constantinidis T, Iatrou G, Kokkini S, Strid A, Tzanoudakis D 2013. *Vascular Plants of Greece: An Annotated Checklist*. Englera, Botanic Garden and Botanical Museum Berlin-Dahlem, 372 pp.

Dimopoulos P, Raus T, Bergmeier E, Constantinidis T, Iatrou G, Kokkini S, Strid A, Tzanoudakis D 2016. Vascular plants of Greece: An annotated checklist. Supplement. *Willdenowia* 46:301–348.

Eleftheriadou E, Theodoropoulos K, Tsiripidis I, Athanasiadis N 2001. Preliminary results on the classification of the Greek *Picea* forests. Second Balkan botanical congress, Istanbul.

Ganatsas P, Tsakaldimi M, Zarkadi P, Stergiou D 2017. Intraspecific differences in the response to drying of *Quercus ithaburensis* acorns. *Plant Biosyst.* 151:878–886.

Georgiadis T and Dimopoulos P 1993. Étude de la végétation supraforestière du Mont Kyllini (Peloponnese—Gréce). *Bot. Helv.* 103:149–175.

Gianguzzi L and Bazan G 2019. The *Olea europaea* L. var. *sylvestris* (Mill.) Lehr. forests in the Mediterranean area. *Plant Sociol.* 3–34.

Gillman LN, Wright SD, Cusens J, McBride PD, Malhi Y, Whittaker RJ 2015. Latitude, productivity and species richness. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24:107–117.

Guo Q, Kelt DA, Sun Z, Liu H, Hu L, Ren H, Wen J 2013. Global variation in elevational diversity patterns. *Sci. Rep.* 3:3007.

Habeck F and Reif A 1994. Die Waldgesellschaften der montanen und subalpinen Stufe des Ostabfalls des Olymp, Griechenland. *Phytocoenologia* 22:501–536.

Halácsy E. von 1900-1904. *Conspectus Florae Graecae*. 1:1-576 (1900), 1:577-825 (1901), 2 (1902), 3 (1904). – Lipsiae: Guilelmi Engelmann.

Halácsy E. von 1908. *Supplementum Conspectus Florae Graecae*. – Lipsiae: Guilelmi Engelmann.

Halácsy E. von 1912. Supplementum secundum Conspectus Florae Graecae. – *Magyar Bot. Lapok* 11:114-202.

Hatziskakis S, Tsiripidis I, Papageorgiou AC 2011. Leaf morphological variation in beech (*Fagus sylvatica* L.) populations in Greece and its relation to their post-glacial origin. *Bot. J. Linn. Soc.* 165:422–436.

Hewitt GM 2004. Genetic consequences of climatic oscillations in the Quaternary. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 359:183–195.

Heywood V 2002. The future of floristics in the Mediterranean region. *Israel Journal of Plant Sciences* 50 (sup1):5-13.

Horvat I, Glavač V, Ellenberg H 1974. *Vegetation Südosteuropas [Vegetation of South-Eastern Europe]*. G. Fischer, Stuttgart.

Hynynen J, Niemistö P, Viherä-Aarnio A, Brunner A, Hein S, Velling P 2010. Silviculture of birch (*Betula pendula* Roth and *Betula pubescens* Ehrh.) in northern Europe. *Forestry* 83:103-119.

Janssen J, Rodwell J, García Criado M, Gubbay S, Haynes T, Nieto A, Sanders N, Landucci F, Loidi J, Ssymank A *et al.* 2016. *European Red List of Habitats Part 2. Terrestrial and Freshwater Habitats*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Jiménez-Alfaro B, Girardello M, Chytrý M, Svenning JC, Willner W, Gégout JC, Agrillo E, Campos JA, Jandt U, Kacki Z *et al.* 2018. History and environment shape species pools and community diversity in European beech forests. *Nat. Ecol. Evol.* 2:483–490.

Kałucka I, Jagodziński AM, Skorupski M, Kasprowicz M, Wojterska M, Dobies T, Sławska M, Wierzbicka A, Łabędzki A, Nowiński M *et al.* 2013. Biodiversity of Balkan pine (*Pinus peuce* Griseb.) experimental stands in the Rogów Arboretum (Poland). *Folia For. Pol. Ser. A. For.* 55.

Kavgacı A, Balpınar N, Öner HH, Arslan M, Bonari G, Chytrý M, Čarni A 2021. Classification of forest and shrubland vegetation in Mediterranean Turkey. *Appl. Veg. Sci.* 24:e12589.

Konstantinidis P, Tsiourlis G, Xofis P, Buckley, GP 2008. Taxonomy and ecology of *Castanea sativa* Mill. forests in Greece. *Plant Ecology* 195:235-256.

Konstantinidis P, Xofis P, Tsiourlis G 2012. Syntaxonomy and synecology of thermophilous Mediterranean pines *Pinus halepensis* Mill. and *P. brutia* Ten. in Greece. *J. Environ. Prot. Ecol.* 13:1423–1431.

Konstantinidou E, Takos I, Merou T 2008. Desiccation and storage behavior of bay laurel (*Laurus nobilis* L.) seeds. *Eur. J. For. Res.* 127:125–131.

Košir P 2005. Forests of valuable broad-leaved trees on non-carbonate bedrock in Slovenia (Dryopterido affini- Aceretum pseudoplatani ass. nova Hoc Loco). *Hacquetia* 4:61–90.

Košir P, Andraž C and Di Pietro R 2008. Classification and phytogeographical differentiation of broad-leaved ravine forests in southeastern Europe. *J. Veg. Sci.* 19:331–342.

López-Sáez JA, Glais A, Tsiripidis I, Tsiftsis S, Sánchez-Mata D, Lespez L 2019. Phytosociological and ecological discrimination of Mediterranean cypress ("*Cupressus sempervirens"*) communities in Crete (Greece) by means of pollen analysis. *Mediterr. Bot.* 40:145–163.

Mastrogianni A 2020. *Plant geography and vegetation in potential refugia in Greece: conservation value of floristic composition and ecological functions*. PhD. Thesis, School of Biology, Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki.

Mastrogianni A, Chytrý M, Kallimanis AS, Tsiripidis I 2021. Plant trait filtering is stronger in the herb layer than in the tree layer in Greek mountain forests. *Ecol. Indic.* 131:108229.

Mastrogianni A, Kallimanis AS, Chytrý M, Tsiripidis I 2019. Phylogenetic diversity patterns in forests of a putative refugial area in Greece: A community level analysis. *For. Ecol. Manag.* 446:226–237.

Matevski V, Carni A, Kostadinovski M, Marinsek A, Mucina L, Pausic A, Silc U 2010. Notes on phytosociology of *Juniperus excelsa* in Macedonia (southern Balkan Peninsula). *Hacquetia* 9:161–165.

Médail F and Diadema K 2009. Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin. *J. Biogeogr.* 36:1333–1345.

Meshinev T, Apostolova I, Koleva E 2000. Influence of warming on timberline rising: a case study on *Pinus peuce* Griseb. in Bulgaria. *Phytocoenologia* 30:431–438.

Milios E, Pipinis E, Petrou P, Akritidou S, Smiris P, Aslanidou M 2007. Structure and regeneration patterns of the *Juniperus excelsa* Bieb. stands in the central part of the Nestos valley in the northeast of Greece, in the context of anthropogenic disturbances and nurse plant facilitation. *Ecol. Res.* 22:713–723.

Mitrakos K 1982. Winter low temperatures in mediterranean-type ecosystems. *Ecol. Mediterr.* 8:95–102.

Mucina L, Bültmann H, Dierßen K, Theurillat JP, Raus T, Čarni A, Šumberová K, Willner W, Dengler J, García RG *et al.* 2016. Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Appl. Veg. Sci.* 19:3–264.

Müller K 1929. *Aufbau, Wuchs Und Verjüngung Der Südosteuropäischen Urwälder (Eine Waldbauliche Studie Über Urwald Unsere Zone Überhaupt*. Verlag M. and Schaper, Hannover.

Ne'eman G and Trabaud L 2000. *Ecology, biogeography and management of Pinus halepensis and P. brutia forest ecosystems in the Mediterranean Basin*. Backhuys, Leiden.

Pantera A, Papadopoulos A, Fotiadis G, Papanastasis VP 2008. Distribution and phytogeographical analysis of *Quercus ithaburensis* ssp. *macrolepis* in Greece. *Ecol. Mediterr.* 34:73–82.

Petit RJ, Aguinagalde I, de Beaulieu JL, Bittkau C, Brewer S, Cheddadi R, Ennos R, Fineschi S, Grivet D, Lascoux M *et al.* 2003. Glacial refugia: Hotspots but not melting pots of genetic diversity. *Science* 300:1563–1565.

Phitos D, Strid A, Snogerup S and Greuter W (eds) 1995. *Red Data Book of Rare and Threatened Plants of Greece*. WWF, Greece.

Preislerová Z, Jiménez-Alfaro B, Mucina L, Berg C, Bonari G, Kuzemko A, Landucci F, Marcenò C, Monteiro-Henriques T, Novák P *et al.* 2022. Distribution maps of vegetation alliances in Europe. *Appl. Veg. Sci.* 25:e12642.

Quezél P 1973. Contribution à l'étude phytosociologique du massif du Taurus. *Phytocoenologia* 1:131–222.

Quezél P 1986. Les pins du groupe 'Halepensis' Ecologie, Vegetation, Ecophysiologie. *Options méditerranéennes.* 1:11–23.

Raab-Straube E von, Raus T, Bazos I, Cornec J, de Belair G, Dimitrakopoulos P, El Mokni R, Fateryga A, Fateryga V, Fridlende A *et al.* 2019. Euro+Med-Checklist Notulae, 11. *Willdenowia* 49:421–445.

Raus T 1979. Die vegetation Osthessaliens (Griechenland), II. Quercetea ilicis und Cisto-Micromerietea. *Bot. Jahrb. Syst.* 101:17–82.

Raus T 1980. Die Vegetation Ostthessaliens (Griechenland). III. Querco-Fagetea und azonale Gehölzgesellschaften. *Bot. Jahrb. Syst.* 101:313–361.

Raus T 2006. Found and Lost: Staphyleaceae in Greece. *Willdenowia* 36:311–315.

Reif A and Löblich-Ille K 1999. Sind die Rotbuchenwalder im Pieria-Gebirge (Nordgriechenland) hohenzonal oder extrazonal? Eine studie zum ubergang zwischen temperaten und submediterranen waldern in Nordgriechenland. *Phytocoenologia* 29:87–146.

Renfrew C 1972. *The Emergence of Civilisation: The Cyclades and the Aegean in the Third Millennium B.C (Studies in Prehistory)*. Methuen and Co, B.C. London.

Rodríguez-Sánchez F and Arroyo J 2008. Reconstructing the demise of Tethyan plants: climate-driven range dynamics of Laurus since the Pliocene. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 17:685–695.

Runnels C and Hansen J 1986. The olive in the prehistoric Aegean: the evidence for domestication in the Early Bronze Age. *Oxf. J. Archaeol.* 5:299–308.

Samaras D 2012. *The vegetation of Greek fir (Abiεs cephalonica Loudon) forests on the Oxia-North Vardousia mountain system, central Greece in relation to drought*. PhD. Thesis, Albert-Ludwigs-Universität, Germany.

Schreiber H 1998. Waldgrenznahe Buchenwälder und Grasländer des Falakron und Pangäon in Nordostgriechenland - Syntaxonomie, Struktur und Dynamik. *Westf. Wilhelms-Univ. Münster* 1–171.

Spehn EM and Körner C 2005. A Global Assessment of Mountain Biodiversity and its Function. In: *Global Change and Mountain Regions: An Overview of Current Knowledge.* Huber UM, Bugmann HKM and Reasoner MA (eds)*,* Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 393–400.

Stevens RD and Willig MR 2002. Geographical Ecology at the Community Level: Perspectives on the Diversity of New World Bats. *Ecology* 83:545–560.

Strid A 1986. *Mountain Flora of Greece Vol I*. Cambridge University Press.

Strid A and Tan K (ed.) 1997. *Flora Hellenica*, 1. – Königstein: Koeltz Scientific Books.

Strid A and Tan K (ed.) 2002. *Flora Hellenica,* 2. Ruggell: A. R. G. Gantner.

Strid A and Tan K 1991. *Mountain Flora of Greece Vol II*. Edinburgh University Press.

Strid A, Bergmeier E, Fotiadis G 2020. Flora and Vegetation of the Prespa National Park, Greece. Society for the Protection of Prespa, Aage V. Jensen Charity Foundation, Athens.

Svenning JC and Skov F 2007. Ice age legacies in the geographical distribution of tree species richness in Europe. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16:234–245.

Theocharopoulos M, Pantera A, Fotiadis G, Papadopoulos AM 2020. Vegetation types with *Quercus ithaburensis* subsp. *macrolepis* in Greece. *Ecol. Mediterr.* 46:17–40.

Theodoropoulos K, Eleftheriadou E, Athanasiadis N, Tsiripidis I 2003. Phytosociological research of the pure *Betula pendula* forests in Greece: Rhodope mountain range (NE Greece). *Annali Di Botanica* 3:75-90.

Tsiripidis I, Karagiannakidou V, Athanasiadis N 2005. Ecological and phytogeographical differentiation of beech forests in Greek Rodopi (Northeast Greece). *Biologia* 60:57–67.

Tsiripidis I, Bergmeier E, Dimopoulos P 2007a. Geographical and ecological differentiation in Greek *Fagus* forest vegetation. *J. Veg. Sci.* 18:743–750.

Tsiripidis I, Karagiannakidou V, Alifragis D, Athanasiadis N 2007b. Classification and gradient analysis of the beech forest vegetation of the southern Rodopi (northeast Greece). *Folia Geobot.* 42:249–270.

Tuomisto H 2010. A diversity of beta diversities: Straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33:2–22.

Tzedakis PC, Lawson IT, Frogley MR, Hewitt GM, Preece RC 2002. Buffered tree population changes in a Quaternary refugium: Evolutionary implications. *Science* 297:2044–2047.

Tzedakis PC 2004. The Balkans as prime glacial refugial territory of European temperate trees. In: *Balkan Biodiversity.* Griffiths H and Kryštufek B (eds), Springer, Dordrecht, pp. 49–68.

Tzonev R, Dimitrov M, Gussev C, Pachedjieva K, Gogushev G, Apostolova-Stoyanova N, Nikolov I, Alexandrova A, Glogov P 2019. Phytosociological classification of the thermophilous oak forests in Bulgaria: new interpretations and gaps in knowledge. *Phytocoenologia* 369–391.

Vergos S 1979. [*Strukturen und Entiwicklungsdynamik natürlicher Schwarzkiefernwälder in NW-Griechenland. Revierkomplex Krania - Monahition / Grevena*. PhD. Thesis, Göttingen.

Vrahnakis M, Fotiadis, G Pantera A, Papadopoulos A, Papanastasis V 2014. Floristic diversity of valonia oak silvopastoral woodlands in Greece. *Agrofor. Syst.* 88.

Walter H 1964. *Die Vegetation Der Erde in Öko-Physiologischer Betrachtung, Band I: Die Tropischen Und Subtropischen Zonen*. Fischer, Stuttgart.

Willig MR and Presley SJ 2013. Latitudinal Gradients of Biodiversity. In: *Encyclopedia of Biodiversity.* Levin S (ed), Academic Press, Waltham, vol. 4.

Willig MR, Kaufman DM, Stevens RD 2003. Latitudinal Gradients of Biodiversity: Pattern, Process, Scale, and Synthesis. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34:273–309.

Willner W, Di Pietro R, Bergmeier E 2009. Phytogeographical evidence for post-glacial dispersal limitation of European beech forest species. *Ecography* 32:1011–1018.

Willner W, Jiménez-Alfaro B, Agrillo E, Biurrun I, Campos JA, Čarni A, Casella L, Csiky J, Ćušterevska R, Didukh YP *et al.* 2017. Classification of European beech forests: a Gordian Knot? *Appl. Veg. Sci.* 20:494–512.

World Checklist of Selected Plant Families 2010. The Board of Trustees of the Royal Botanic Gardens, Kew.

Xystrakis F 2009. *The drought tolerance limit of European beech (Fagus sylvatica L.) stands on Mt. Olympus, NC Greece*. PhD. Thesis, Albert-Ludwigs Universität, Freiburg.

Zoller VH, Geissler P, Athanasiadis N 1977. Beitrage zur Kenntnis der Walder, Moos und Flechtenassoziationen in den Gebirgen Nordgriechenlands. *Bauhinia* 6:215–255.

Ελληνόγλωσση

Αθανασιάδης Ν 1986. *Δασική Φυτοκοινωνιολογία*. Γιαχούδης - Γιαπούλης, Θεσσαλονίκη.

Αθανασιάδης Ν και Γερασιμίδης Α 1985. Δασικό οικοσύστημα Στροφιλιάς ΒΔ Πελοποννήσου και φυτοκοινωνιολογικές του μονάδες. Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Θεσσαλονίκη.

Αθανασιάδης Ν, Θεοδωρόπουλος Κ, Κωνσταντινίδης Π 1992. *Οι Φυτοκοινωνιολογικές Μονάδες Βλάστησης Των Δασών Της Pinus nigra ssp. pallasiana Της Χερσονήσου Σιθωνίας Χαλκιδικής*. Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Θεσσαλονίκη.

Αθανασιάδης Ν, Θεοδωρόπουλος Κ, Γερασιμίδης Α, Ελευθεριάδου Ε, Τσιριπίδης Ι, Κοράκης Γ 1998. *Μονάδες Βλάστησης Της Ζώνης Των Αείφυλλων Πλατυφύλλων Στο Άγιο Όρος*. Οργανισμός Πολιτιστικής Πρωτεύουσας της Ευρώπης Θεσσαλονίκη 1997, Θεσσαλονίκη.

Αραμπατζής Ι 1998. *Θάμνοι Και Δέντρα Στην Ελλάδα (Πρώτος Τόμος)*. Οικολογική Κίνηση Δράμας, Δράμα, σελ. 294.

Αραμπατζής Ι 2001. *Θάμνοι Και Δέντρα Στην Ελλάδα (Δεύτερος Τόμος)*. Οικολογική Κίνηση Δράμας, Δράμα, σελ. 435.

Βλάχος Α 2006. *Χλωρίδα, βλάστηση και οικολογία του ορεινού συγκροτήματος των Βαρδουσίων*. Διδακτορική Διατριβή, Πανεπιστήμιο Πατρών, Πάτρα.

Γενική Διεύθυνση Δασών και Φυσικού Περιβάλλοντος 1992. Αποτελέσματα Πρώτης Εθνικής Απογραφής Δασών. Γενική Γραμματεία Δασών και Φυσικού Περιβάλλοντος, Υπουργείο Γεωργίας, Αθήνα.

Γερασιμίδης Α. 1985. Σταθμολογικές Συνθήκες και Μεταπαγετώδης Εξέλιξη της Βλάστησης στα Δάση Λαϊλιά Σερρών και Καταφυγίου Πιερίων. Διδακτορική διατριβή.

Επιστ. Επετ. Τμήματος Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Παράρτημα 7, τόμου ΚΣΤ΄, 133 σελ.

Γκανάτσας Π 1993. *Δομή και φυσική αναγέννηση των δασών της ερυθρελάτης στην Ελατιά Δράμας*. Διδακτορική Διατριβή, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Θεσσαλονίκη.

Γκουβάς Μ 2001. *Οι φυτοκοινωνίες του όρους Υμηττός*. Διδακτορική Διατριβή, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Θεσσαλονίκη.

Δημητρέλλος Γ 2005. *Γεωβοτανική έρευνα του όρους Τυμφρηστός (ΒΔ Στερεά Ελλάδα). Χλωρίδα - Βλάστηση - Αξιολόγηση - Διαχείριση*. Διδακτορική Διατριβή, Πανεπιστήμιο Πατρών, Πάτρα.

Δημόπουλος Π 1993. *Χλωριδική και φυτοκοινωνιολογική έρευνα του όρους Κυλλήνη - Οικολογική προσέγγιση*. Διδακτορική Διατριβή, Πανεπιστήμιο Πατρών, Πάτρα.

Δημόπουλος Π, Bergmeier Ε, Ελευθεριάδου Ε, Θεοδωρόπουλος Κ, Τσιαφούλη Μ 2012. *Οδηγός Αναγνώρισης Και Ερμηνείας Δασικών Τύπων Οικοτόπων Στην Ελλάδα*. Πανεπιστήμιο Δυτικής Ελλάδος, Αγρίνιο.

Ζάγκας Θ 1990. *Συνθήκες της φυσικής εγκατάστασης της δασικής πεύκης σε περιοχή της Ροδόπης*. Διδακτορική Διατριβή, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Θεσσαλονίκη.

Θεοδωρόπουλος Κ 1991. *Ο καθορισμός των φυτοκοινωνιολογικών μονάδων του Πανεπιστημιακού Δάσους Ταξιάρχη Χαλκιδικής*. Διδακτορική Διατριβή, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Θεσσαλονίκη.

Καραγιαννακίδου-Ιατροπούλου Β 1983. *Σταθμολογική έρευνα στην Querco-fagetea κλάση του ορεινού συγκροτήματος του Χορτιάτη*. Διδακτορική Διατριβή, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Θεσσαλονίκη.

Καρέτσος Γ 2002. *Μελέτη της οικολογίας και της βλάστησης του όρους Οίτη*. Διδακτορική Διατριβή, Πανεπιστήμιο Πατρών, Πάτρα.

Κοκμοτός Ε 2008. *Χλωριδική και φυτοκοινωνιολογική μελέτη των ορεινών όγκων της Βοιωτίας (Ελικώνας-Ξεροβούνι-Νεραϊδολάκκωμα): συγκριτική διερεύνηση και οικολογική προσέγγιση*. Διδακτορική Διατριβή, Πανεπιστήμιο Πατρών, Πάτρα.

Κοράκης Γ 2003. *Μονάδες δασικής βλάστησης του όρους Πάϊκου και αξιολόγησή τους από αναδασωτική σκοπιά*. Διδακτορική Διατριβή, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Θεσσαλονίκη.

Κοράκης Γ 2015. *Δασική Βοτανική – Αυτοφυή Δέντρα Και Θάμνοι Της Ελλάδας*. Αποθετήριο «Κάλλιπος», Ελλάδα.

Μαρούλης Γ, Αρτελάρη Π, Γεωργιάδης Θ 2002. *Οικολογική - συνοικολογική μελέτη πέντε σημαντικών taxa της χλωρίδας του όρους Ερύμανθος (ΒΔ Πελοπόννησος).* 9ο Πανελλήνιο Επιστημονικό Συνέδριο Ελληνικής Βοτανικής Εταιρείας, Αργοστόλι. σελ, 189–197.

Μουλόπουλος Χ 1965. Τα Δάση Της Οξιάς Της Ελλάδας: Α΄Μέρος. Τα είδη της οξιάς και η εξάπλωσις αυτής εν Ελλάδι. *Επιστ. Επετ. Γεωπ. και Δασ. Σχολ. Α.Π.Θ.* 1–85.

Ντάφης Σ 1973. Ταξινόμηση της δασικής βλαστήσεως της Ελλάδος. *Επιστ. Επετ. Γεωπ. και Δασ. Σχολ. Παν. Θεσσαλονίκης.* 15:75–91.

Ντάφης Σ 2010. *Τα Δάση Της Ελλάδας*. Μουσείο Γουλανδρή Φυσικής Ιστορίας, Θεσσαλονίκη.

Ντάφης Σ και Σμύρης Π 1981. *Δασοκομική και σταθμολογική έρευνα στα δάση ερυθρελάτης της Ελλάδος*. *Επιστ. Επετ. Γεωπ. και Δασ. Σχολ. Α.Π.Θ.* 24:145–191.

Ντάφης Σ, Παπαστεργιάδου Ε, Λαζαρίδου Ε, Τσιαφούλη Μ 2001. *Τεχνικός οδηγός αναγνώρισης, περιγραφής και χαρτογράφησης τύπων οικοτόπων της Ελλάδας*. Ελληνικό Κέντρο Βιοτόπων-Υγροτόπων (ΕΚΒΥ), Ελλάδα.

Σμύρης Π 1985. Η δομή του Παρθένου Δάσους του Παρανεστίου. *Επιστ. Επετ. Τμ. Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Α.Π.Θ.* 28:595-670.

Τσιριπίδης Ι 2001. *Οι φυτοκοινωνίες δασών οξιάς της Ροδόπης και εκτίμηση περιβαλλόντων τους για αναδάσωση*. Διδακτορική Διατριβή, Τμήμα Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Θεσσαλονίκη, σελ. 342 και παράρτημα.

Φωτιάδης Γ 2004. *Καθορισμός των δασικών φυτοκοινωνιολογικών μονάδων του Ελληνικού τμήματος του όρους Μπέλες και της οροσειράς των Κρουσίων*. Διδακτορική Διατριβή, Τμήμα Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Θεσσαλονίκη, σελ. 273 και παράρτημα.

Χοχλιούρος Σ 2005. *Χλωριδική και φυτοκοινωνιολογική έρευνα του όρους Βερμίου: οικολογική προσέγγιση*. Διδακτορική Διατριβή, Πανεπιστήμιο Πατρών, Πάτρα.

Αζωνική βλάστηση: βλάστηση που απαντάται σε διαφορετικές κλιματικές ζώνες και εξαρτάται, κυρίως, από συγκεκριμένους οικολογικούς παράγοντες, που επιδρούν στη βλάστηση σε τοπική κλίμακα, όπως το νερό και η αλατότητα.

Αμιγές δάσος: δασική βλάστηση που κυριαρχείται από ένα δενδρώδες είδος.

Αναβλάστηση(-μα): ανάπτυξη νέων βλαστών από αδρανείς οφθαλμούς (που βρίσκονται συχνά κοντά στο έδαφος) μετά από διαταραχή (συχνά πυρκαγιά). Ο νέος βλαστός ονομάζεται αναβλάστημα.

Απειλούμενο είδος: κάθε είδος ζωντανού οργανισμού το οποίο απειλείται με εξαφάνιση στο άμεσο μέλλον, σε τοπική ή και παγκόσμια κλίμακα, καθώς οι πληθυσμοί του μειώνονται με γρήγορους ρυθμούς.

α-ποικιλότητα: Ποικιλότητα σε τοπική κλίμακα, που αφορά, συνηθώς, την αφθονία των ειδών εντός μιας συγκεκριμένης κοινότητας ή δειγματοληπτικής επιφάνειας.

Βασικό υπόστρωμα: γεωλογικό υπόστρωμα ή έδαφος με βασική αντίδραση (pH).

Βιοτική μορφή ή βιομορφή: διάκριση των φυτών σε ομάδες ανάλογα με τον τρόπο που διέρχονται τη δυσμενέστερη για αυτά εποχή του έτους (διαχείμαση ή διαθέριση), γεγονός που καθορίζει τη θέση και κυρίως το ύψος των μεριστωμάτων με τους οφθαλμούς ανανέωσης σε σχέση με την επιφάνεια του εδάφους.

Βιοφάσμα: το ποσοστό συμμετοχής των διαφορετικών βιοτικών μορφών στον συνολικό αριθμό των ειδών της χλωρίδας μιας περιοχής**.**

β-ποικιλότητα: η διαφοροποίηση στη σύνθεση σε οργανισμούς μεταξύ κοινοτήτων ή δειγματοληπτικών επιφανειών ή περιοχών.

γ-ποικιλότητα: η συνολική ποικιλότητα ειδών μεταξύ κοινοτήτων σε μια ευρύτερη γεωγραφική περιοχή (π.χ. τοπίο, περιοχή που ορίζεται με βάση βιογεωγραφικά ή πολιτικά όρια).

Γεωστοιχείο (ή γεωγραφικό χλωριδικό στοιχείο): χαρακτηρισμός των φυτικών ειδών ανάλογα με την κύρια περιοχή γεωγραφικής εξάπλωσης, π.χ. μεσογειακό στοιχείο.

Δαφνοειδή δάση: υποτροπικά δάση που εξαπλώνονται σε περιοχές με υγρό, σταθερό (δεν υπάρχει διαφοροποίηση κλίματος σε εποχές) και χωρίς παγετό κλίμα, στα οποία κυριαρχούν αειθαλή είδη με ακέραια, επιμήκη και δερματώδη φύλλα. Σε κάποιες περιοχές σε τέτοια δάση κυριαρχούν είδη της οικογένειας Lauraceae.

Δευτερογενής βλάστηση: είναι η βλάστηση που έχει εγκατασταθεί με φυσικό τρόπο μετά από φυσική ή ανθρωπογενή διαταραχή της αρχικής (πρωτογενούς βλάστησης) και

παρουσιάζει σημαντικές διαφορές σε σχέση με την αρχική (πρωτογενή) βλάστηση που φύεται σε γειτονικές και παρόμοιες οικολογικά περιοχές, όσον αφορά τη δομή ή/και τη σύνθεση σε είδη.

Διαταραχή: οποιοδήποτε συμβάν, φυσικής ή ανθρωπογενούς προέλευσης, μικρής σχετικά διάρκειας που προκαλεί μετρήσιμες μεταβολές σε ένα οικοσύστημα (σε διάφορες κλίμακες). Είναι, συνήθως, συμβάντα που προκαλούν καταστροφή της ζωντανής ιστάμενης βιομάζας φυτών.

Δίκτυο Natura 2000: ένα Ευρωπαϊκό Οικολογικό Δίκτυο περιοχών, οι οποίες φιλοξενούν φυσικούς τύπους οικοτόπων και οικοτόπους ειδών που είναι σημαντικοί σε ευρωπαϊκό επίπεδο.

Δυνητική βλάστηση: η υποθετική φυσική βλάστηση που θα μπορούσε να αναπτυχθεί σε μια περιοχή σε ισορροπία με τις κλιματικές συνθήκες, αν δεν υπήρχε καμία ανθρωπογενής επίδραση στην ευρύτερη περιοχή.

Εδαφικά εξαρτώμενη βλάστηση: αζωνικός τύπος βλάστησης που η σύνθεση και η δομή του καθορίζεται κυρίως από τις εδαφικές ιδιότητες, οι οποίες είναι ακραίες (π.χ. υψηλό pH, υψηλές συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων, πολύ χαμηλή περιεκτικότητα σε θρεπτικά στοιχεία).

Ενδημικό είδος: είδος με περιορισμένη γεωγραφική εξάπλωση, που είναι μικρότερη από τη μέση τιμή εξάπλωσης άλλων ειδών.

Ενδοζωνική βλάστηση: τύπος βλάστησης που καλύπτει πολύ μικρότερη έκταση από ότι ένας τύπος ζωνικής βλάστησης, αλλά σε αντίθεση με ένα τύπο αζωνικής βλάστησης, σχετίζεται σε μεγαλύτερο ή μικρότερο βαθμό με την ζωνική βλάστηση και με συγκεκριμένες κλιματικές ζώνες.

Ένωση: μονάδα βλάστησης του ιεραρχικού συστήματος ταξινόμησης της βλάστησης, σύμφωνα με τις μεθόδους της φυτοκοινωνιολογίας, η οποία έχει μετρίως ευρεία γεωγραφική εξάπλωση, περιλαμβάνει χλωριδικά συγγενικές φυτοκοινωνίες, και διακρίνεται με βάση ένα ή περισσότερα taxa που απαντώνται μόνο στη συγκεκριμένη μονάδα βλάστησης ή αποτελεί κεντρική μονάδα βλάστησης εντός μια τάξης.

Εύκρατη ζώνη/περιοχή: η γεωγραφική ζώνη/περιοχή με εύκρατο κλίμα, δηλαδή με κλίμα που χαρακτηρίζεται από μεγαλύτερο εύρος θερμοκρασίας μέσα στο έτος σε σχέση με τις τροπικές περιοχές και με σαφή διάκριση εποχών εντός του έτους. Η μέση θερμοκρασία του ψυχρότερου μήνα του έτους είναι μεγαλύτερη των -3 ^{o}C και μικρότερη των 18 ^{o}C. Η εύκρατη περιοχή/ζώνη εντοπίζεται σε μέσα γεωγραφικά πλάτη (40^{o} με 60^{o} βόρεια ή νότια του Ισημερινού).

Ζωνική βλάστηση: βλάστηση, η οποία καθορίζεται κυρίως βάσει του κλίματος και μεταβάλλεται με το γεωγραφικό πλάτος ή/και το υψόμετρο.

Θερμο-μεσογειακή ζώνη/βλάστηση: βιοκλιματική ζώνη που βρίσκεται συνήθως κοντά και παράλληλα με την ακτογραμμή και χαρακτηρίζεται από παρατεταμένη (3-5 μήνες) ξηροθερμική περίοδο (μήνες του έτους όπου το σύνολο των κατακρημνισμάτων ενός συγκεκριμένου μήνα είναι μικρότερο του διπλάσιου της μέσης μηνιαίας θερμοκρασίας του ίδιου μήνα) και δυνητική βλάστηση που κυριαρχείται από αειθαλή και σκληρόφυλλα είδη θάμνων.

Ιεραρχικό σύστημα ταξινόμησης βλάστησης: Σύστημα ταξινόμησης της βλάστησης σύμφωνα με την μεθοδολογία της φυτοκοινωνιολογίας, που βασίζεται στη χλωριδική συγγένεια (ομοιότητα) των μονάδων βλάστησης και είναι ανάλογο με το σύστημα ταξινόμησης των φυτών. Η βασική ταξινομική μονάδα σε αυτό το σύστημα είναι η φυτοκοινωνία.

Καταφύγιο: γεωγραφική περιοχή στην οποία φυτά ή ζώα μπορούν να αναπτυχθούν και να επιβιώσουν κατά τη διάρκεια περιόδων με δυσμενείς για αυτά συνθήκες, που αφορούν το παρελθόν, το παρόν ή το μέλλον.

Κλαδονομή: η κοπή κλαδιών από δένδρα ή θάμνους από τον άνθρωπο προκειμένου να χρησιμοποιηθούν, συνήθως, ως τροφή για κτηνοτροφικά ζώα.

Κλάση: η υψηλότερη ιεραρχικά μονάδα βλάστησης στο ιεραρχικό σύστημα ταξινόμησης βλάστησης, σύμφωνα με τη μεθοδολογία της φυτοκοινωνιολογίας, η οποία περιλαμβάνει έναν γενικό τύπο βλάστησης (π.χ. μεσόφιλα δάση φυλλοβόλων και κωνοφόρων ειδών της εύκρατης ζώνης) που έχει ευρεία εξάπλωση, διαφοροποιείται με βάση taxa που απαντώνται μόνο στη συγκεκριμένη μονάδα βλάστησης και παρουσιάζουν ομοιότητα όσον αφορά τη βιογεωγραφική προέλευση και εξέλιξή τους.

Καταληκτική (κλιμακική) βλάστηση: Υποθετική βλάστηση (ένας ή περισσότεροι τύποι) που αποτελεί το τελικό στάδιο οικολογικής διαδοχής σε περιοχές που οι αβιοτικές συνθήκες δεν έχουν μεταβληθεί έντονα λόγω φυσικών ή ανθρωπογενών αιτιών, και βρίσκεται σε ισορροπία με τις κλιματικές αλλά και άλλες οικολογικές συνθήκες (π.χ. τοπογραφία, έδαφος, βιοτικούς παράγοντες).

Κοινότητα: βλέπε «Φυτοκοινότητα»

Κοινοτική Οδηγία 92/43/ΕΕ: Οδηγία της Ευρωπαϊκής Ένωσης που εγκρίθηκε το 1992 και αφορά τη διατήρηση των φυσικών οικοτόπων και της άγριας πανίδας και χλωρίδας στην περιοχή της Ένωσης και αποσκοπεί στην προώθηση της διατήρησης της βιοποικιλότητας. Συνέβαλε στην εγκαθίδρυση του οικολογικού δικτύου προστατευόμενων περιοχών Natura 2000 σε όλη την Ευρωπαϊκή Ένωση.

Κοινωνία: βλέπε «Φυτοκοινωνία»

Κολλούβιο: αποθέσεις εδάφους λόγω βαρύτητας, που δημιουργούνται στο κάτω μέρος απότομων πλαγιών και σε χαράδρες. Το έδαφος που δημιουργείται από κολλουβιακές

αποθέσεις χαρακτηρίζεται από μεγάλο βάθος, καλή ανάπτυξη εδαφικών οριζόντων και υψηλή περιεκτικότητα σε σκελετικό υλικό (π.χ. χαλίκια, λίθους). Έχει υψηλή ικανότητα συγκράτησης-αποθήκευσης νερού.

Κομοστέγη: αναφέρεται στη δομή της συστάδας και είναι το φύλλωμα των δένδρων που κυριαρχούν σε μια συστάδα.

Κρασπεδική βλάστηση: βλάστηση που αναπτύσσεται στα όρια μεταξύ δύο διαφορετικών τύπων βλάστησης. Εδώ, αλλά και συχνότερα στη βιβλιογραφία, αναφέρεται στη βλάστηση που αναπτύσσεται στα όρια (κράσπεδα) δασών με λιβαδική βλάστηση.

Λειτουργικά χαρακτηριστικά: μορφολογικά, φυσιολογικά, φαινολογικά και βιοχημικά χαρακτηριστικά ή μηχανισμοί διασποράς που επηρεάζουν την επιβίωση ή/και την ανάπτυξη των ειδών μέσω των επιδράσεών τους στην αύξηση, την αναπαραγωγή και την επιβίωσή τους, και αντανακλούν τις επιδράσεις τους με το αβιοτικό και βιοτικό περιβάλλον.

Μακί: τύπος μεσογειακής βλάστησης που κυριαρχείται από θαμνώδη, σκληρόφυλλα αείφυλλα (αειθαλή) είδη με δερματώδη φύλλα, τα οποία σχηματίζουν συχνά πυκνές συστάδες.

Μακροκλίμα: το γενικό κλίμα μιας ευρείας γεωγραφικής περιοχής που μεταβάλλεται κατά μήκος του γεωγραφικού πλάτους. Παραδείγματα μακροκλίματος είναι το Μεσογειακό κλίμα, το εύκρατο-ωκεάνιο κλίμα κ.ά.

Μεσο-μεσογειακή ζώνη/βλάστηση: βιοκλιματική ζώνη στη Μεσογειακή περιοχή, που χαρακτηρίζεται από θερμά καλοκαίρια και ήπιους χειμώνες, σχεδόν χωρίς παγετό. Η δυνητική βλάστηση σε αυτή τη ζώνη είναι δάση αειθαλών ειδών δρυός.

Μικτό δάσος: δασική βλάστηση που συν-κυριαρχείται από δύο ή περισσότερα δενδρώδη είδη.

Οορομεσογειακή ζώνη/βλάστηση: βιοκλιματική ζώνη σε ορεινές περιοχές της Μεσογειακής περιοχής. Η βλάστηση σε αυτή τη ζώνη συντίθεται από κωνοφόρα είδη (πεύκα, άρκευθοι).

Παλαιοβοτανικά δεδομένα: δεδομένα που συλλέγονται με βάση τις μεθόδους του κλάδου της επιστήμης της Παλαιοβοτανικής. Αφορούν απολιθώματα τμημάτων φυτών ή σπόρια ή γυρεόκοκκους.

Παρακλιμακική βλάστηση: η βλάστηση που αποτελεί το τελικό στάδιο διαδοχής σε μια περιοχή όπου οι οικολογικές συνθήκες έχουν μεταβληθεί σημαντικά από φυσικές ή ανθρωπογενείς διαταραχές. Η βλάστηση αυτή διαφέρει στη σύνθεση ή/και στη δομή της από την καταληκτική βλάστηση της ίδιας περιοχής.

Πρεμνοφυές: Δένδρο ή θάμνος που αναγεννάται από το πρέμνο (τμήμα του κορμού που παραμένει μαζί με τη ρίζα μετά την υλοτόμηση ενός δένδρου ή θάμνου). Ο όρος αποδίδεται και σε συστάδες που αναγεννώνται μετά από υλοτομία (συνήθως αποψιλωτική). Τα πρεμνοφυή άτομα χαρακτηρίζονται συνήθως από τους πολλούς κορμούς που φύονται από ένα κοινό πρέμνο.

Πρόδρομο/πρόδρομη (πρόσκοπο/πρόσκοπη) είδος/βλάστηση: είδος (συνήθως φυτικό) που εγκαθίσταται πρώτο σε νέα ενδιαιτήματα που δημιουργούνται μετά από φυσική ή ανθρωπογενή διαταραχή. Τα είδη αυτά έχουν κατάλληλα λειτουργικά χαρακτηριστικά που αφενός τους επιτρέπουν την αποτελεσματική διασπορά τους σε διαταραγμένα περιβάλλοντα και αφετέρου την ανάπτυξή τους σε τέτοια περιβάλλοντα. Συνήθως τέτοια είδη έχουν μικρή ανταγωνιστική ικανότητα. Πρόδρομη βλάστηση είναι αυτή που συντίθεται, κυρίως, από πρόδρομα είδη.

Προστατευόμενο είδος: κάθε απειλούμενο είδος που προστατεύεται από την εθνική νομοθεσία ή και τις διεθνείς συμβάσεις.

Σκελετικό υλικό: Ορυκτό υλικό του εδάφους που έχει ισοδύναμη διάμετρο μεγαλύτερη από 2mm (π.χ. χαλίκια, λίθοι). Συμμετέχει ελάχιστα στη θρέψη των φυτών, αλλά επηρεάζει σημαντικά τις φυσικές ιδιότητες του εδάφους (π.χ. δομή, αερισμός).

Στενότοπο είδος: είδος που έχει μικρό εύρος οικοθέσης, δηλαδή που μπορεί να αναπτυχθεί, να επιβιώσει και να αναπαραχθεί σε μικρό εύρος ενδιαιτήματος(-των) ή σε μικρό εύρος περιβαλλοντικών συνθηκών ή είδος που έχει μικρό εύρος τροφικών πόρων.

Στρωμνή: οργανικός εδαφικός ορίζοντας (ορίζοντας Ο) που είναι υπερκείμενος του ανόργανου ορίζοντα του εδάφους και αποτελείται κυρίως από νεκρή οργανική ουσία (κυρίως φυτικής προέλευσης).

Τάξη: μονάδα βλάστησης του ιεραρχικού συστήματος ταξινόμησης της βλάστησης, σύμφωνα με τις μεθόδους της φυτοκοινωνιολογίας, η οποία έχει ευρεία γεωγραφική εξάπλωση, περιλαμβάνει χλωριδικά συγγενικές ενώσεις, και διακρίνεται με βάση φυτικά taxa που απαντώνται μόνο στη συγκεκριμένη μονάδα βλάστησης.

Τριτογενές: γεωλογική εποχή που έχει διακριθεί στο παρελθόν και αναφέρεται στα 66 εκατομμύρια έως 2,6 εκατομμύρια χρόνια πριν από σήμερα.

Τύπος οικοτόπου προτεραιότητας: τύπος οικοτόπου που διατρέχει κίνδυνο να εξαφανιστεί από την περιοχή της Ευρωπαϊκής Ένωσης, και για τη διατήρηση του οποίου η Ένωση φέρει ιδιαίτερη ευθύνη λόγω του μεγάλου ποσοστού της φυσικής εξάπλωσής τους εντός της περιοχής της.

Τύπος οικοτόπου: αποτελεί όρο που χρησιμοποιείται στην Κοινοτική Οδηγία 92/43/ΕΕ, σύμφωνα με την οποία είναι χερσαία περιοχή ή υγρότοπος που διακρίνεται χάριν στα βιολογικά και μη βιολογικά γεωγραφικά χαρακτηριστικά του, είτε είναι εξ ολοκλήρου

φυσικός είτε ημιφυσικός. Η πλειονότητα των τύπων οικοτόπων της Κοινοτικής Οδηγίας 92/43/ΕΕ ορίζονται με βάση τύπους βλάστησης που τους χαρακτηρίζουν.

Υπερβασικό υπόστρωμα: τύπος γεωλογικού υποστρώματος που περιλαμβάνει πυριγενή ή μεταμορφωμένα-πυριγενή πετρώματα, που έχουν μικρότερη από 45% περιεκτικότητα σε πυρίτιο και είναι πλούσια σε μαγνήσιο και σίδηρο.

Υπερ-μεσογειακή ζώνη/βλάστηση: υψομετρική ζώνη στη Μεσογειακή περιοχή που βρίσκεται μεταξύ της ορομεσογειακής (υψηλά υψόμετρα) και μεσο-μεσογειακής (χαμηλά υψόμετρα) ζώνης και χαρακτηρίζεται από δασική βλάστηση πλατύφυλλων, φυλλοβόλων ειδών.

Υπολειμματικό είδος: είδος που αποτελεί ζωντανό υπόλειμμα μια μεγαλύτερης ομάδας οργανισμών, από την οποία τα περισσότερα taxa έχουν εκλείψει ή είδος που έχει περιοριστεί σε μικρή γεωγραφική εξάπλωση από μια πολύ ευρύτερη εξάπλωση που είχε σε παλαιότερη γεωλογική περίοδο.

Υφή εδάφους: φυσική ιδιότητα του εδάφους που καθορίζεται από την κατά βάρος αναλογία των σωματιδίων διαφορετικού μεγέθους (άμμος, ιλύς και άργιλος) του ορυκτού μέρους του εδάφους.

Φρύγανα: τύπος βλάστησης νανωδών ξυλωδών,με ημι-σφαιρική κόμη, που φέρουν συχνά αγκάθια και έχουν δευτερογενείς μεταβολίτες, ο οποίος είναι ανθεκτικός στην ξηρασία και στη βόσκηση. Φύεται σε αβαθή αλκαλικά εδάφη και μπορεί να αποτελεί δευτερογενή βλάστηση.

Φυλογενετική ποικιλότητα: όψη ποικιλότητας που αφορά τη διερεύνηση των φυλογενετικών αποστάσεων μεταξύ των ειδών μίας κοινότητας και επομένως της συνολικής εξελικτικής ιστορίας που απαντάται σε αυτή.

Φυλογενετική υπερδιασπορά: φαινόμενο κατά το οποίο τα είδη που απαντώνται εντός μίας κοινότητας είναι λιγότερο συγγενικά μεταξύ τους από ότι θα αναμενόταν με βάση την τυχαιότητα.

Φυσιογνωμία βλάστησης: αφορά τον τύπο της δομής της βλάστησης που χαρακτηρίζεται από τη συμμετοχή στη σύνθεση της βλάστησης φυτών με διαφορετική βιοτική μορφή (δένδρο, θάμνος, πόα, αναρριχώμενα είδη) το ύψος τους και την εδαφοκάλυψή τους.

Φυτοκοινότητα: συστάδες βλάστησης που χαρακτηρίζονται από παρόμοια χλωριδική σύνθεση (διαφοροποιούνται χλωριδικά με βάση συγκεκριμένη ομάδα φυτών) και φυσιογνωμία και οι οποίες εμφανίζονται (επαναλαμβάνονται) στο χώρο σε παρόμοιες οικολογικές συνθήκες εντός μιας βιογεωγραφικής περιοχής. Η διαφορά της φυτοκοινότητας από τη φυτοκοινωνία σύμφωνα με τη μεθοδολογία της φυτοκοινωνιολογίας είναι ότι η πρώτη λόγω μη επαρκών δεδομένων ή μη σαφούς

χλωριδικής ή οικολογικής διαφοροποίησης δεν μπορεί να ενταχθεί πλήρως στο ιεραρχικό σύστημα ταξινόμησης της βλάστησης.

Φυτοκοινωνία: συστάδες βλάστησης που χαρακτηρίζονται από παρόμοια χλωριδική σύνθεση (διαφοροποιούνται χλωριδικά με βάση συγκεκριμένη ομάδα φυτών) και φυσιογνωμία και οι οποίες εμφανίζονται (επαναλαμβάνονται) στο χώρο σε παρόμοιες οικολογικές συνθήκες εντός μιας βιογεωγραφικής περιοχής. Η φυτοκοινωνία αποτελεί τη βασική μονάδα ταξινόμησης της βλάστησης στο ιεραρχικό ιεραρχικό σύστημα ταξινόμησής της.

Φυτοκοινωνιολογία: κλάδος της επιστήμης της Βλάστησης που ερευνά τις κοινότητες (συναθροίσεις) των φυτικών ειδών με βάση τη συνολική χλωριδική σύνθεση φυτικών συστάδων, που καταγράφεται σε δειγματοληπτικές επιφάνειες. Κύριος σκοπός της φυτοκοινωνιολογίας είναι η διάκριση και ο οικολογικός και λειτουργικός χαρακτηρισμός των διαφορετικών τύπων βλάστησης, καθώς και η σύνθεση ενός ιεραρχικού συστήματος ταξινόμησης της βλάστησης.

Φυτοκοινωνιολογική μονάδα (syntaxon, πληθυντικός syntaxa): ο τύπος βλάστησης που έχει διακριθεί με βάση μεθόδους ταξινόμησης και την ομοιότητα-ανομοιότητα της χλωριδική σύνθεσης φυτικών συστάδων (δειγματοληπτικών επιφανειών), ο οποίος έχει ενταθεί στο ιεραρχικό σύστημα ταξινόμησης της βλάστησης (βλέπε επίσης «Ιεραρχικό σύστημα ταξινόμησης βλάστησης» και «Φυτοκοινωνιολογία»).

Χλωριδική περιοχή: γεωγραφική διαίρεση με βάση περιβαλλοντικά (κλίμα, έδαφος, φυσιογραφία) και φυτογεωγραφικά κριτήρια (κοινά είδη, κοινή χωρολογία ειδών, εξάπλωση ενδημικών ειδών). Στην Ελλάδα έχουν διακριθεί 13 χλωριδικές περιοχές σύμφωνα με το ερευνητικό έργο «Flora Hellenica».

Χωρολογία: η γεωγραφική εξάπλωση κάθε φυτικής ταξινομικής μονάδας (taxon), καθώς και η σύνθεση των χλωρίδων των διαφόρων περιοχών της Γης.

Ψευδομακί: βλάστηση στην οποία συμμετέχουν αείφυλλα είδη της μακκίας βλάστησης λόγω της καταστροφής ή υποβάθμισης δασών φυλλοβόλων ειδών. Η βλάστηση αυτή αποτελείται από αειθαλή είδη της μακκίας βλάστησης και φυλλοβόλα είδη των δρυοδασών.

Ωκεάνιο κλίμα: τύπος κλίματος που χαρακτηρίζεται από σχετικά ομοιόμορφη κατανομή των βροχοπτώσεων μέσα στο έτος και ήπιους χειμώνες, χωρίς ή με περιορισμένο παγετό και χωρίς την εμφάνιση μέσα στο έτος ακραίων (χαμηλών ή υψηλών) θερμοκρασιών. Συνήθως, αυτός ο τύπος κλίματος εμφανίζεται σε περιοχές που γειτνιάζουν με ωκεανούς.

Κεφάλαιο 2.2: Βιοποικιλότητα και Οικοσυστημικές Υπηρεσίες των Δασών της Ελλάδας

Μαργαρίτα Αριανούτσου[1], Φίλιππος Αραβανόπουλος[2], Ζαχαρούλα Γκόνου[1], Παναγιώτης Δημόπουλος[3], Ιωάννης Κόκκορης[1], Γεώργιος Μαλλίνης[4], Παναγιώτης Παφίλης[5], Αναστασία Χριστοπούλου[1]

[1]Τομέας Οικολογίας και Ταξινομικής, Τμήμα Βιολογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών

[2]Εργαστήριο Δασικής Γενετικής και Βελτιώσεως Δασοπονικών Ειδών, Τμήμα Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης

[3]Εργαστήριο Βοτανικής, Τμήμα Βιολογίας, Πανεπιστήμιο Πατρών

[4]Τομέας Κτηματολογίου Φωτογραμμετρίας και Χαρτογραφίας, Τμήμα Αγρονόμων και Τοπογράφων Μηχανικών, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης

[5]Τομέας Ζωολογίας - Θαλάσσιας Βιολογίας, Τμήμα Βιολογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών

2.2.1 Εισαγωγή

Η έκταση των δασικών οικοσυστημάτων της Ελλάδας

Στα 13,196 εκατ. εκτάρια της συνολικής έκτασης της χώρας τα δάση και οι δασικές εκτάσεις καταλαμβάνουν 6,532 εκατ. εκτάρια (49,5%). Τα αντίστοιχα ποσοστά για την ΕΕ των 27 είναι 42% και παγκοσμίως 31% (FAO 2012). Στη χώρα υπάρχουν 3,998 εκατ. εκτάρια (30,3%) υψηλά (παραγωγικά) δάση, και 2,534 εκατ. εκτάρια (19,2%) δασικές εκτάσεις (λιγότερο ή και καθόλου παραγωγικές) (Forest Europe 2020). Από το σύνολο των δασών της χώρας, το 29,4% είναι υψηλά δάση φυλλοβόλων πλατυφύλλων, το 22,2% είναι υψηλά δάση κωνοφόρων και το 48,4% είναι δάση αειφύλλων πλατυφύλλων (FAO 2012, Αραβανόπουλος 2014). Τα δάση συγκροτούνται κατά 34,7% από σπερμοφυή, 48% από πρεμνοφυή και 17,3% από διφυή δάση. Η πλειονότητα των δασών εκτείνεται σε ορεινές περιοχές και συγκεκριμένα σε υψόμετρο από 600-1.200 m (41%) και σε κλίση από 26-45% (42,5% των δασών) (FAO 2010, 2012).

Το ξυλαπόθεμα, που αποτελεί τη βάση για την εκτίμηση της βιομάζας και του άνθρακα, σύμφωνα με τα Αποτελέσματα της Εθνικής Απογραφής Δασών (1992) ανέρχονταν σε 151 εκατομμύρια m^3 ή 45,2 m^3/ha και προέρχεται κατά 59,5% από κωνοφόρα και 34,6% από πλατύφυλλα. Σύμφωνα με το Forest Europe (2020) το ξυλαπόθεμα της χώρας κατά το 2010 ανερχόταν σε 185 εκατομμύρια m^3 ή 47 m^3/ha. Η υπέργεια δασική βιομάζα της χώρας εκτιμάται σε 101.170.000 τόνους.

Η παραγωγικότητα των ελληνικών δασών είναι γενικά χαμηλή. Ένα μικρό ποσοστό δασών χαρακτηρίζεται ως αξιόλογης παραγωγικότητας (με ετήσια προσαύξηση 3-5 m^3/ha), ενώ τα περισσότερα είναι μικρής παραγωγικότητας, αλλά σημαντικού βιολογικού δυναμικού (με ετήσια προσαύξηση 1-3 m^3/ha). Τα δάση των αειφύλλων πλατυφύλλων παρουσιάζουν πολύ χαμηλή ετήσια προσαύξηση (<1 m^3/ha) (FAO 2012, Αραβανόπουλος 2014). Το συνολικό ξυλώδες κεφάλαιο της χώρας ανέρχεται σε περίπου 185.000.000 m^3. Από αυτά, το ξυλώδες κεφάλαιο των κωνοφόρων είναι περίπου το 49%, με ετήσια προσαύξηση περίπου 2,9 m^3/ha). Αντιστοίχως, το ξυλώδες κεφάλαιο των πλατυφύλλων δασικών ειδών είναι περίπου το 38% με ετήσια προσαύξηση περίπου 2,2 m^3/ha). Το ξυλώδες κεφάλαιο των αειφύλλων πλατυφύλλων είναι κατά πολύ χαμηλότερο και ανέρχεται στο 13% του συνόλου με ετήσια προσαύξηση περίπου 0,45 m^3/ha) (Αραβανόπουλος 2014, FAO 2012). Το ιστάμενο ξυλώδες κεφάλαιο των ελληνικών δασών και η ετήσια προσαύξησή τους βρίσκονται σε σχέση με τους ευρωπαϊκούς μέσους όρους σε χαμηλά επίπεδα.

Βασικοί τύποι δασικών οικοσυστημάτων

Οι βασικοί τύποι δασικών οικοσυστημάτων που απαντώνται στην Ελλάδα μπορούν να διαχωριστούν αδρομερώς στις παρακάτω κύριες κατηγορίες (Debazac και Μαυρομάτης 1971, Κοράκης 2015):

- Οικοσυστήματα δασών ψυχρόβιων κωνοφόρων κυρίως ερυθρελάτης (*Picea abies*), δασικής πεύκης (*Pinus sylvestris*) και ρόμπολου (*Pinus heldreichii*).
- Οικοσυστήματα υψηλών δασών κυρίως οξιάς – ελάτης και οξιάς - πεύκης αμιγή ή μεικτά, με κύρια είδη τη δασική οξιά (*Fagus sylvatica*), την κεφαλληνιακή ελάτη (*Abies cephalonica*), την υβριδογενή ελάτη (*Abies borisii-regis*), τη μαύρη πεύκη (*Pinus nigra*), και την απόδισκη δρυ (*Quercus petraea*).
- Οικοσυστήματα δασών θερμόφιλων πλατυφύλλων δρυών με κύρια είδη τη χνοώδη δρυ (*Quercus pubescens*), την πλατύφυλλη δρυ (*Q. frainetto*) και την ευθύφλοιο δρυ (*Q. cerris*), καθώς και καστανιάς (*Castanea sativa*).
- Οικοσυστήματα παρόχθιων δασών κυρίως ιτιάς (*Salix* spp.) ή ανατολικού πλατάνου (*Platanus orientalis*) αμιγών ή σε μίξη με λεύκες (*Populus alba, Populus nigra*) και σκλήθρο (*Alnus glutinosa*).
- Παραμεσογειακά δασικά οικοσυστήματα που διακρίνονται σε: (α) παραμεσογειακά δασικά οικοσυστήματα πεύκης με κύρια είδη την χαλέπιο (*Pinus halepensis*) και την τραχεία πεύκη (*Pinus brutia*) και (β) σε παραμεσογειακά δασικά οικοσυστήματα αειφύλλων πλατυφύλλων με κύρια είδη την αριά (*Quercus ilex*), το σχίνο (*Pistacia lentiscus*), τη μυρτιά (*Myrtus communis*), το φιλλύκι (*Phillyrea latifolia*), και τη δάφνη (*Laurus nobilis*).

2.2.2 Η βιοποικιλότητα των δασικών οικοσυστημάτων της Ελλάδας

Η βιοποικιλότητα της Ελλάδας - Πρότυπα - Ερμηνεία

Η γεωγραφική θέση της Ελλάδας στο σταυροδρόμι τριών ηπείρων, η ορεογραφική της διαμόρφωση, η ποικιλομορφία των εδαφικών τύπων, σε συνδυασμό με το κλίμα έχουν συμβάλλει καθοριστικά στη δημιουργία ενός μωσαϊκού οικοσυστημάτων, που φιλοξενεί έναν μεγάλο αριθμό ειδών χλωρίδας και πανίδας. Καθοριστικής σημασίας για τη σημερινή βιοποικιλότητα της χώρας είναι και η γεωλογική της ιστορία, με τον έντονο τεκτονισμό, την ηφαιστειακή δραστηριότητα και τον ευστατισμό, η οποία οδήγησε στη δημιουργία των 8000 περίπου νησιών και νησίδων που απαρτίζουν τη νησιωτική χώρα.

Αξίζει να επισημάνουμε μερικά στοιχεία της παλαιογεωγραφίας της Ελλάδας για να γίνει σαφέστερο πώς το πλαίσιο των αβιοτικών παραγόντων καθορίζει και διαμορφώνει τα taxa και τα οικοσυστήματα που θα αναπτυχθούν σε αυτό. Είκοσι τρία εκατομμύρια χρόνια πριν από σήμερα το Αιγαίο αποτελούσε μια ενιαία χερσαία μάζα, την Αιγηίδα. Δώδεκα εκατομμύρια χρόνια πριν από σήμερα αρχίζει η δημιουργία της αύλακας που διασχίζει το Αιγαίο, από ανατολικά της Κρήτης μέχρι τη Θράκη (μεσο-Αιγαιακή αύλακα), ενώ πέντε - δύο εκατομμύρια χρόνια πριν τοποθετείται η περίοδος του έντονου κατακερματισμού της Αιγηίδας και η δημιουργία των νησιών του Αιγαίου. Στα τελευταία δύο εκατομμύρια χρόνια (περίοδος Πλειστοκαίνου) καταγράφεται έντονη ηφαιστειακή δραστηριότητα, ανυψώσεις και βυθίσεις ορεινών όγκων και μεταβολή της στάθμης της θάλασσας (ευστατισμός). Ο σχηματισμός των νησιών του Ιονίου ακολούθησε απλούστερη παλαιογεωγραφική εξέλιξη, εντοπιζόμενος στα τελευταία δύο εκατομμύρια χρόνια. Η παράθεση αυτών των στοιχείων δείχνει πως πολλά είδη που συναντώνται στην νησιωτική Ελλάδα μπορεί να έχουν εξελιχθεί σχετικά πρόσφατα και να έχουν μικρή συγγένεια με αυτά της ηπειρωτικής χώρας, ανάλογα με το πότε τα νησιά απομονώθηκαν από αυτήν.

Από την άλλη πλευρά, κλιματικά, η ιστορία της Ελλάδας δεν είναι τόσο έντονη όσο είναι γεωλογικά. Δώδεκα εκατομμύρια χρόνια πριν το κλίμα στην περιοχή της ανατολικής Μεσογείου ήταν υγρό και θερμό, προσομοιάζοντας με το τροπικό, με χαρακτηριστική την υγρή θερινή περίοδο. Στην περίοδο του Πλειστοκαίνου παρατηρούνται εναλλαγές ξηρού και υγρού κλίματος με επακόλουθη επίδραση στην επικράτηση και υποχώρηση των χλωριδικών στοιχείων, που ακολουθούσαν τις παγετώδεις και μεσοπαγετώδεις περιόδους. Ένα τυπικά μεσογειακό κλίμα επικράτησε περίπου 15.000 πριν (Cowling *et al.* 2004).

Ο οριζόντιος διαμελισμός της χώρας σε υψηλά όρη, χερσονήσους, νησιά και νησίδες σε συνδυασμό με τα ανωτέρω εξηγεί και τον υψηλό ενδημισμό των ειδών που φιλοξενούνται σε αυτήν. Η Ελλάδα αποτελεί μία από τις σημαντικότερες θερμές

περιοχές βιοποικιλότητας παγκοσμίως (biodiversity hotspots) όσον αφορά τον αριθμό των ενδημικών φυτών, με το ποσοστό των ενδημικών φυτικών taxa να ξεπερνάει το 22% (Convention on Biological Diversity 2016). Μέχρι σήμερα στη χώρα μας έχουν καταγραφεί περισσότερα από 7.000 φυτικά taxa χερσαίων φυτών (Dimopoulos *et al.* 2013, 2016, Flora of Greece web: Vascular Plants of Greece: An Annotated Checklist) και πάνω από 24.000 είδη ζώων της χέρσου και των γλυκών νερών. Ο ενδημισμός της πανίδας είναι πολύ υψηλός για κάποιες ομάδες (όπως π.χ. στα ψάρια των εσωτερικών υδάτων) αλλά παραμένει εν πολλοίς άγνωστος για τις ομάδες των ασπονδύλων στις οποίες εκτιμώνται υψηλές τιμές ποικιλότητας. Οι πληθυσμοί των δασικών δένδρων στην Ελλάδα διαθέτουν επίσης σημαντική γενετική ποικιλότητα και παρουσιάζουν υψηλή γενετική διαφοροποίηση Aravanopoulos *et al.* 2019).

Ο πλούτος και η σημαντική οικολογική αξία της βιοποικιλότητας και του φυσικού περιβάλλοντος της Ελλάδας αποτυπώνονται και στις περιοχές που περιλαμβάνονται στο Ευρωπαϊκό Οικολογικό Δίκτυο Natura 2000. Μετά την πρόσφατη αναθεώρηση του εθνικού καταλόγου των περιοχών του Δικτύου Natura (ΦΕΚ Β 4432/15.12.2017), η Ελλάδα αριθμεί 446 περιοχές για τις οποίες το καθεστώς προστασίας είναι πλέον θεσμικά κατοχυρωμένο. Από αυτές τις περιοχές, οι 239 αποτελούν Ειδικές Ζώνες Διατήρησης [όπως αυτές ορίζονται στην Ευρωπαϊκή Οδηγία για τη διατήρηση των οικοτόπων (92/43/ΕΟΚ)], οι 207 είναι Ζώνες Ειδικής Προστασίας, [όπως αυτές ορίζονται στην Ευρωπαϊκή Οδηγία για τα άγρια πτηνά (2009/147/ΕΚ)] και οι 26 είναι Τόποι Κοινοτικής Σημασίας. Όλες μαζί καλύπτουν το 28% και 20% της έκτασης της χώρας στη χέρσο και τη θάλασσα αντίστοιχα και προστατεύουν 89 τύπους οικοτόπων Ευρωπαϊκής σημασίας και ένα μεγάλο αριθμό ειδών Ευρωπαϊκής σημασίας: 57 θηλαστικά, 47 ερπετά, 11 αμφίβια, 21 ψάρια, 46 ασπόνδυλα και 65 είδη φυτών.

Σημαντικά είδη χλωρίδας

Η Ελλάδα χαρακτηρίζεται από υψηλή χλωριδική ποικιλότητα, ιδιαίτερα σε σύγκριση με την έκταση που καταλαμβάνει (Georghiou and Delipetrou 2010), αποτελώντας μία από τις χλωριδικά πλουσιότερες χώρες της Ευρώπης (Dimopoulos *et al.* 2013). Ο ακριβής αριθμός των φυτικών taxa (ειδών και υποειδών) επικαιροποιείται συνεχώς, όσο αυξάνεται η γνώση και οι διαθέσιμες πληροφορίες για την Ελληνική χλωρίδα, μέσω έργων όπως το Vascular Plants of Greece: An annotated checklist (Dimopoulos *et al.* 2013, 2016), επικαιροποιημένα δεδομένα του οποίου είναι διαθέσιμα στην Ιστοσελίδα Flora of Greece web: Vascular Plants of Greece: An Annotated Checklist, το Atlas of the Aegean Flora (Strid 2016), το υπό υλοποίηση έργο με τίτλο: «Η Χλωρίδα της Ελλάδας (The Flora of Greece project)» κ.ά. Με βάση τα διαθέσιμα δεδομένα έως τον Μάρτιο του 2022 (Flora of Greece web: Vascular Plants of Greece: An Annotated Checklist, March 2022) η χλωρίδα των Αγγειοφύτων της Ελλάδας περιλαμβάνει συνολικά 6.820 taxa: 5.900 και 2.000 υποείδη, τα οποία ανήκουν σε 1.087 γένη και 184 οικογένειες. Σε αυτά

περιλαμβάνονται τόσο ιθαγενή, όσο και ξενικά είδη χλωρίδας, με τα δεύτερα να ανέρχονται πλέον σε 457 taxa και να αντιπροσωπεύουν το 5,6% του συνόλου της χλωρίδας των Αγγειοφύτων της Ελλάδας (Δημόπουλος και συν. 2020α).

Με 1.461 ενδημικά taxa (1.278 είδη και 452 υποείδη) και ποσοστό ενδημισμού μεγαλύτερο του 22% η Ελλάδα αποτελεί ένα από τα σημαντικότερα κέντρα ενδημισμού (centre of endemism) της Ευρώπης και της Μεσογείου (Υπουργείο Περιβάλλοντος, Ενέργειας και Κλιματικής Αλλαγής 2014). Ωστόσο, τόσο ο πλούτος των ενδημικών ειδών σε απόλυτους αριθμούς, όσο και το ποσοστό ενδημισμού δεν είναι ομοιόμορφα κατανεμημένα (Γεωργίου και Δεληπέτρου 2000, Georghiou and Delipetrou 2010, Trigas *et al.* 2012, Dimopoulos *et al.* 2013, 2016). Ως ένα γενικό πρότυπο, η νότια και η ανατολική Ελλάδα φιλοξενούν μεγαλύτερο αριθμό ενδημικών, με τον υψηλότερο αριθμό ενδημικών taxa να καταγράφεται στην Πελοπόννησο και το υψηλότερο ποσοστό ενδημισμού στην Κρήτη (Legakis *et al.* 2018). Σύμφωνα με την πρόσφατη εργασία των Kougioumoutzis *et al.* (2021a) οι θερμές περιοχές βιοποικιλότητας και τα κέντρα ενδημισμού αφορούν κυρίως σε ορεινές περιοχές, αλλά και σε περιοχές που υποτίθεται ότι είναι χλωριδικά φτωχές, όπως τα νησιά του κεντρικού Αιγαίου. Εκτός από τα ενδημικά, ιδιαίτερο ενδιαφέρον έχουν και τα είδη περιορισμένης εξάπλωσης (range-restricted species), που αφορούν σε είδη των οποίων η περιοχή εξάπλωσης δεν υπερβαίνει τα 500 km, ανεξαρτήτως του αν αυτή διασχίζει ή όχι εθνικά σύνορα (Dimopoulos *et al.* 2013). Όσον αφορά τα είδη περιορισμένης εξάπλωσης η Πελοπόννησος είναι και πάλι η χλωριδική περιοχή με τη μεγαλύτερη αφθονία (Dimopoulos *et al.* 2016). Τα περισσότερα ενδημικά είδη ή είδη περιορισμένης εξάπλωσης είναι ποώδη, αλλά υπάρχουν και κάποια δένδρα και θάμνοι, όπως η Κεφαλληνιακή ελάτη (*Abies cephalonica*) που απαντάται στην Κεντρική και Νότια Ελλάδα, την Κεφαλονιά και την Εύβοια, η φυλλοβόλος δρυς *Quercus trojana* subsp. *euboica* που απαντάται μόνο στην Εύβοια και η Αμπελιτσιά (*Zelkova abelicea*) που εξαπλώνεται μόνο στα βουνά της Κρήτης (Legakis *et al.* 2018). Σημαντική είναι και η παρουσία δενδρωδών ειδών ενδημικών της Βαλκανικής χερσονήσου όπως η ιπποκαστανιά (*Aesculus hippocastanum*), το ρόμπολο (*Pinus heldreichii*), η βαλκανική πεύκη (*Pinus peuce*) κ.ά. (Κοράκης 2015). Περισσότερες πληροφορίες για τα κυρίαρχα δασικά είδη και τη δασική χλωρίδα και βλάστηση της Ελλάδας δίνονται στο Κεφάλαιο 2.1.

Εικόνα 2.2.1. Υπεραιωνόβιο ρόμπολο (*Pinus heldreichii*) στον Εθνικό Δρυμό Βόρειας Πίνδου (Φωτογραφία: Α. Χριστοπούλου).

Εικόνα 2.2.2. Ανθισμένη ιπποκαστανιά (*Aesculus hippocastanum*), είδος ενδημικό των Βαλκανίων (Φωτογραφία: Α. Χριστοπούλου).

Η χλωρίδα της Ελλάδας παρουσιάζει εξαιρετικό ενδιαφέρον και όσον αφορά την παρουσία προστατευόμενων, σπάνιων και απειλούμενων φυτικών taxa. Σύμφωνα με τον οριστικοποιημένο κατάλογο ειδών χλωρίδας της Οδηγίας 92/43/ΕΟΚ (Γεωργίου και συν. 2014), στην Ελλάδα απαντούν 65 είδη και υποείδη των Παραρτημάτων της Οδηγίας, με 25 εξ αυτών να αφορούν σε είδη προτεραιότητας του Παραρτήματος ΙΙ. Τριακόσια (300) σπάνια και απειλούμενα είδη και υποείδη έχουν αξιολογηθεί με βάση τα κριτήρια της IUCN και έχουν ενταχθεί σε κατηγορίες κινδύνου στο Βιβλίο Ερυθρών Δεδομένων των Σπάνιων και Απειλούμενων Φυτών της Ελλάδας (Φοίτος και συν. 2009). Για ορισμένα είδη χλωρίδας πληροφορίες ως προς την κατάσταση διατήρησής τους μπορούν να αντληθούν και από τον Διεθνή Κόκκινο Κατάλογο Απειλούμενων Ειδών της IUCN (2021).

Τα ενδημικά και δη τα στενότοπα ενδημικά είδη απειλούνται 3 με 10 φορές περισσότερο από ότι τα υπόλοιπα είδη (ιθαγενή και ξενικά) από την κλιματική αλλαγή, με τον κίνδυνο εξαφάνισης να φτάνει το 84% για ορισμένα είδη των ορεινών περιοχών ή και το 100% για κάποια ενδημικά νησιωτικά είδη (Manes *et al.* 2021). Οι Kougioumoutzis *et al.* (2021b) μελέτησαν τέσσερα κρισίμως κινδυνεύοντα, σπάνια και τοπικά ενδημικά νησιωτικά είδη και βρήκαν ότι η κλιματική αλλαγή αναμένεται να έχει σημαντικές επιπτώσεις στην κατανομή τους μέσα στις επόμενες δεκαετίες. Οι προβλεπόμενες θερμότερες και ξηρότερες συνθήκες αναμένεται να οδηγήσουν σε υποχώρηση των λιγότερο ανθεκτικών στην ξηρασία δασικών ειδών, ενώ τα περισσότερα ξηρανθεκτικά είδη όπως η χαλέπιος (*Pinus halepensis*) και η τραχεία πεύκη (*P. brutia*) αναμένεται να επεκτείνουν την κατανομή τους προς τα μεγαλύτερα υψόμετρα (βλέπε Κεφάλαιο 3.2). Χαρακτηριστικό τέτοιο παράδειγμα είναι η παρουσία νεαρών ατόμων *P. halepensis* στο καμένο ελατοδάσος της Πάρνηθας μετά τη φωτιά του 2007, που θα μπορούσε να αποτελέσει την αρχή μιας υψομετρικής μετατόπισης, η οποία ευνοείται και από τους μηχανισμούς μεταπυρικής αναγέννησης του είδους (Christopoulou *et al.* 2018).

Σημαντικά είδη πανίδας

Η ζωική ποικιλότητα της Ελλάδας είναι από τις πλουσιότερες, αν όχι η πλουσιότερη στην Ευρώπη (Παφίλης 2020). Αυτή την εξέχουσα θέση οφείλει σε τρεις βασικούς παράγοντες, τη μοναδική της γεωγραφική τοποθεσία, τον υψηλό νησιωτισμό και την ιδιαίτερη παλαιογεωγραφία της. Κάθε μία από της ηπείρους που την περιβάλλουν συμβάλει με το δικό της, διακριτό πανιδικό αποτύπωμα, αυξάνοντας κατά πολύ τους δείκτες βιοποικιλότητας που θα αναμένονταν βάσει του μεγέθους της χώρας (Lymberakis and Poulakakis 2010). Έτσι, στην Ελλάδα απαντούν είδη ασιατικής (π.χ. ο ασιατικός σκίουρος ή γαλιά στη Λέσβο, *Sciurus anomalus*), αφρικανικής (π.χ. η νανονυχτερίδα του Hanak στην Κρήτη, *Pipistrellus hanaki*) ή ευρωπαϊκής προέλευσης (π.χ. η τοιχόσαυρα, *Podarcis muralis*). Επιπλέον, ο μεγάλος αριθμός νησιών και η

παλαιογεωγραφία του ελλαδικού χώρου ευθύνονται για πολλαπλά γεγονότα ειδογένεσης, τα οποία έχουν οδηγήσει στην παρουσία εκατοντάδων ενδημικών taxa, ιδίως στη νησιωτική χώρα (Sfenthourakis and Triantis 2017). Τα περισσότερα ενδημικά είδη καταγράφονται στην νότια Ελλάδα και κυρίως στην Πελοπόννησο και το νότιο Αιγαίο. Οι λόγοι θα πρέπει να αναζητηθούν στις παλαιογεωγραφικές ιδιαιτερότητες της περιοχής και στη μακρά απομόνωση των νοτιότερων νησιωτικών συμπλεγμάτων όπως η Κρήτη, η Κάρπαθος και η Κάσος (Sfenthourakis *et al.* 2018).

Ο ακριβής αριθμός των ειδών της ελληνικής πανίδας δεν είναι γνωστός. Σύμφωνα με τις πιο πρόσφατες εκτιμήσεις φαίνεται ότι η χώρα φιλοξενεί περί τα 24.000 είδη. Η γνώση της ζωικής ποικιλότητας της Ελλάδας είναι ανισοκατανεμημένη. Ενώ για τα Σπονδυλόζωα υπάρχει μια πολύ ακριβής εικόνα, με πλήρεις καταλόγους για τους εκπροσώπους όλων των Ομοταξιών, ασαφής παραμένει η κατάσταση για τα Ασπόνδυλα όπου για πολλές ομάδες γνωρίζουμε κλάσμα μόνο του συνολικού αριθμού ειδών. Μεγάλες ομάδες, όπως τα Αραχνίδια (εκτιμώνται περί τα 2.400 είδη) ή τα Έντομα (εκτιμώνται περί τα 19.000 είδη) περιλαμβάνουν εκατοντάδες είδη που εξακολουθούν να παραμένουν άγνωστα για την επιστήμη καθώς δεν έχουν ακόμη περιγραφεί. Το λεγόμενο έλλειμμα του Λινναίου (Linnean shortfall), η ασυμφωνία δηλαδή μεταξύ του αριθμού των περιγραφέντων ειδών και του συνολικού αριθμού των ειδών που πραγματικά υπάρχουν, αποτελεί ένα από τα πλέον σημαντικά κενά στην μελέτη της ζωικής ποικιλότητας της Ελλάδας.

Ένα άλλο ιδιαίτερο στοιχείο της ελληνικής πανίδας είναι ότι η σύστασή της δεν παραμένει σταθερή αλλά μεταβάλλεται μέσα στο χρόνο, ακόμη και στο βραχύ διάστημα των τελευταίων δεκαετιών. Κάποια είδη εξαφανίζονται (π.χ. ο φραγκολίνος από τη Σάμο και την Κρήτη, *Francolinus francolinus*), κάποια άλλα, τα οποία θεωρούνταν εξαφανισμένα, επανεμφανίζονται (π.χ. ο κρητικός φουρόγατος, *Felis silvestris cretensis*), κάποια είδη ανακαλύπτονται εκεί όπου δεν θα τα περίμενε κανείς (π.χ. ο αφρικανικός χαμαιλέοντας στη Γιάλοβα της Πύλου, *Chamaeleo africanus*) ενώ διαρκώς περιγράφονται νέα είδη για την επιστήμη που έρχονται να εμπλουτίσουν τους πανιδικούς καταλόγους (π.χ. ο σκορπιός *Euscorpius lesbiacus* από τη Λέσβο) (Tropea *et al.* 2020).

Από τις πλέον εμβληματικές ζωικές ομάδες των ελληνικών δασών είναι τα Θηλαστικά και τα Πτηνά. Στην Ελλάδα απαντώνται 118 είδη Θηλαστικών και οι πιο μεγαλόσωμες μορφές ζουν στα δασικά συστήματα των ορεινών όγκων. Είδη όπως ο λύγκας (*Lynx lynx)* φαίνεται να μην διατηρούν πλέον μόνιμους πληθυσμούς στη χώρα μας, αν και σημαντικές είναι οι ενδείξεις για μεμονωμένα άτομα στη βόρεια Ελλάδα. Αντίθετα, άλλα είδη που πέρασαν από κρίσιμες πληθυσμιακές στενωπούς, όπως ο λύκος (*Canis lupus*) ή η αρκούδα (*Ursus arctos*), στις μέρες μας παρουσιάζουν μια εντυπωσιακή ανάκαμψη (Karamanlidis *et al.* 2015). Ιδιαίτερα σημαντική είναι και η αντιπροσώπευση της Τάξης των Χειροπτέρων: 36 από τα συνολικά 45 είδη νυχτερίδων που διαβιούν στην Ευρώπη

εξαπλώνονται στην Ελλάδα, πολλά από τα οποία φωλιάζουν σε δασώδεις περιοχές. Παρά την υψηλή ποικιλότητα των Θηλαστικών, δύο μόνο είδη είναι ενδημικά της χώρας, η κρητική μυγαλή (*Crocidura zimmermani*) και ο, επίσης κρητικός, αγκαθοποντικός (*Acomys minous*). Σύμφωνα με νεότερες έρευνες φαίνεται ότι οι πληθυσμοί του σκαπτοντικού στην Αττική και την Εύβοια (*Microtus atticus*), μπορεί να θεωρηθούν ότι ανήκουν σε ένα νέο, ενδημικό των συγκεκριμένων περιοχών είδος (Rovatsos and Giagia-Athanasopoulou 2012).

Από τα συνολικά 449 είδη Πτηνών που έχουν καταγραφεί στην Ελλάδα, 150 είναι επιδημητικά, ζουν δηλαδή καθόλη τη διάρκεια του χρόνου στη χώρα, 87 είναι καλοκαιρινοί επισκέπτες, φτάνουν στη χώρα το καλοκαίρι οπότε και αναπαράγονται και 65 είναι χειμερινοί επισκέπτες, διαχειμάζουν δηλαδή στην Ελλάδα (Handrinos and Akriotis 1997). Τα ελληνικά δασικά οικοσυστήματα φιλοξενούν μερικά από τα πιο σημαντικά είδη της ορνιθοπανίδας όπως το διπλοσάινο (*Accipiter gentilis*), τον χουχουριστή (*Strix aluco*) ή τον μαύρο δρυοκολάπτη (*Dryocopus martius*). Κάποια από αυτά τα είδη έχουν πολύ μικρό μέγεθος πληθυσμού και απειλούνται από τον κατακερματισμό και την καταστροφή των δασικών εκτάσεων.

Η ελληνική ερπετοπανίδα, τα μέλη των Ομοταξιών των Αμφιβίων και των Ερπετών που ιστορικά παρουσιάζονται μαζί, είναι η πιο πλούσια της Ευρώπης και αριθμεί 106 είδη (80 Ερπετά και 26 Αμφίβια), 17 εκ των οποίων είναι ενδημικά (Παφίλης και Βαλάκος 2012). Το πρότυπο του νότιου ενδημισμού επιβεβαιώνεται και σε αυτή την περίπτωση, με το σύνολο σχεδόν των ενδημικών ειδών να προέρχονται από τα νότια νησιωτικά συμπλέγματα και την Πελοπόννησο. Η τελευταία διαθέτει έξι ενδημικά είδη σαυρών, αριθμός ρεκόρ για ευρωπαϊκή ηπειρωτική περιοχή (Παφίλης και Μαραγκού 2020). Ξεχωριστή μνεία αξίζει να γίνει και στο μοναδικό ενδημικό φίδι της Ελλάδας, την οχιά της Μήλου (*Macrovipera schweizeri*), η οποία ανήκει στα κινδυνεύοντα είδη σύμφωνα με την IUCN. Η βιολογία των Αμφιβίων είναι στενά συνδεδεμένη με το νερό και πράγματι, οι πυκνότεροι πληθυσμοί τους απαντούν στη δυτική και βόρεια Ελλάδα όπου και υπάρχουν πολλά υδατικά οικοσυστήματα. Παρ' όλα αυτά και τα τρία ενδημικά είδη της χώρας βρίσκονται στη νότια, άνυδρη νησιωτική χώρα: ο κρητικός βάτραχος (*Pelophylax cretensis*), η χοχυλίνα (*Lyciasalamandra helverseni,* σαλαμάνδρα που εντοπίζεται στην Κάρπαθο και την Κάσο) και ο βάτραχος της Καρπάθου (*Pelophylax cerigensis*), ο οποίος μάλιστα είναι ο πλέον απειλούμενος βάτραχος στην Ευρώπη (κρισίμως κινδυνεύον είδος σύμφωνα με την IUCN) (Pafilis *et al.* 2019).

Η πιο κοινή ομάδα Ασπονδύλων στα δασικά οικοσυστήματα είναι τα Έντομα. Πολλά από τα περίπου 3.200 είδη Λεπιδοπτέρων εμφανίζουν σαφή προτίμηση σε δάση φυλλοβόλων και κωνοφόρων (Pamperis 1997). Τα μικτά δάση προτιμούν και πολλά είδη της Τάξης των Διπτέρων (περίπου 2.800 είδη). Η μεγαλύτερη Τάξη των Εντόμων, τα Κολεόπτερα (εκτιμάται ότι αριθμούν περί τα 7.000 είδη στην Ελλάδα) διαθέτει πολλούς χαρακτηριστικούς εκπροσώπους των δασικών οικοσυστημάτων. Έτσι, ο ελαφοκάνθαρος

(*Lucanus cervus*) συχνάζει σε φυλλοβόλα δάση με υψηλότερες αφθονίες σε δάση βελανιδιάς, η ροζαλία η αλπική (*Rosalia alpina*) σε δάση οξιάς, ο μόριμος ο πένθιμος (*Morimus funereus*) σε δάση κωνοφόρων.

Το καθεστώς προστασίας και οι κατηγορίες κινδύνου στις οποίες εμπίπτουν τα Σπονδυλόζωα της χώρας έχουν καταγραφεί στην τελευταία έκδοση του Κόκκινου Βιβλίου των Απειλουμένων Σπονδυλοζώων της Ελλάδας (Λεγάκις και Μαραγκού 2009). Στον ίδιο τόμο αναφέρονται και κάποια σημαντικά Ασπόνδυλα. Εν εξελίξει βρίσκεται η σύνταξη του νέου Κόκκινου Βιβλίου, το οποίο φιλοδοξεί να αναλύσει και να χαρακτηρίσει σύμφωνα με τα κριτήρια της IUCN το σύνολο των ειδών της ελληνικής πανίδας, Σπονδυλόζωα και Ασπόνδυλα.

Εικόνα 2.2.3. Πάνω αριστερά ασιατικός σκίουρος ή γαλιά (*Sciurus anomalus*) στην Καλλονή Λέσβου. Πάνω δεξιά σκορπιός της Λέσβου (*Euscorpius lesbiacus)*. Κάτω αριστερά αρκούδα (*Ursus arctos*) στο Εθνικό Πάρκο Βόρειας Πίνδου. Κάτω δεξιά ελαφοκάνθαρος (*Lucanus cervus*) στα Αντιχάσια όρη (Φωτογραφίες: Α. Χριστόπουλος).

Εικόνα 2.2.4. Πάνω αριστερά χουχουριστής (*Strix aluco*) στο όρος Δίρφυς Ευβοίας. Πάνω δεξιά μαύρος δρυοκολάπτης (*Dryocopus martius)* στα δάση του όρους Βόρας . Κάτω αριστερά οχιά της Μήλου *(Macrovipera schweizeri)*. Κάτω δεξιά βάτραχος της Καρπάθου *(Pelophylax cerigensis)* (Φωτογραφίες: Α. Χριστόπουλος).

Άλλα σημαντικά είδη των δασικών οικοσυστημάτων - Μύκητες

Οι Μύκητες, ως ευκαρυωτικοί ετερότροφοι μικροοργανισμοί**,** αποτελούν αναπόσπαστα μέλη των δασικών οικοσυστημάτων και συμμετέχουν στο σύνολο των επιτελούμενων διεργασιών συμβάλλοντας στη δομή και λειτουργία τους. Ο ρόλος τους είναι καθοριστικός είτε ως σαπροτροφικοί οργανισμοί, είτε ως συμβιωτικοί ή παρασιτικοί και παθογόνοι. Ως σαπροτροφικοί αποτελούν τους κατεξοχήν αποικοδομητές της πάσης φύσεως νεκρής οργανικής ύλης συμμετέχοντας στην ανακύκλωση του άνθρακα και των άλλων στοιχείων. Ως συμβιωτικοί σχηματίζουν σχέσεις αμοιβαιότητας με ζώα και κυρίως με φυτά. Οι μυκορριζικοί μύκητες σχηματίζουν με ρίζες δένδρων και θάμνων τις μυκόρριζες βελτιώνοντας την ανάπτυξη και την αντοχή τους, ιδιαίτερα σε συνθήκες καταπόνησης και οι ενδοφυτικοί μύκητες κρύβονται σε υπέργειους και υπόγειους ιστούς των φυτών προσφέροντας τους προστασία και καλύτερη ανάπτυξη. Επιπλέον, οι λειχήνες ως λειχηνοποιημένοι μύκητες αποτελούν μια μοναδική βιολογική οντότητα

στην οποία συμμετέχουν σε συμβιωτική σχέση ένας μύκητας (κυρίως ασκομύκητας ή βασιδιομύκητας) και ένα φύκος (χλωροφύκος ή/και κυανοφύκος). Τέλος, μπορούν να αποτελέσουν ασθενή παράσιτα έως σοβαρά παθογόνα προκαλώντας σημαντικές απώλειες και καταστροφές.

Η πλειονότητα των μυκήτων χαρακτηρίζεται ως μικρομύκητες, καθόσον τόσο ο θαλλός τους όσο και τα αναπαραγωγικά τους όργανα είναι μικροσκοπικά. Οι μακρομύκητες όμως, που αποτελούν τους απαραίτητους εταίρους των δασικών οικοσυστημάτων, είναι ορατοί μακροσκοπικά. Οι μακρομύκητες, κυρίως βασιδιομύκητες αλλά και ασκομύκητες, είναι εκείνοι οι οποίοι, αν και ο θαλλός τους είναι μικροσκοπικός, όταν οι περιβαλλοντικές συνθήκες είναι κατάλληλες, σχηματίζουν ορατά μακροσκοπικά αναπαραγωγικά όργανα, τα γνωστά μανιτάρια. Συνεπώς, οι Μύκητες αποτελούν μια μόνιμη, αφανή και ποικιλότροπη παρουσία στα δασικά οικοσυστήματα.

Η καταγεγραμμένη ποικιλότητα των Μυκήτων παγκοσμίως είναι πολύ μικρή σε σχέση με την εκτιμώμενη υπάρχουσα, όπως συμβαίνει άλλωστε με όλους τους μικροοργανισμούς. Είναι δε προφανές ότι η πλειονότητα των καταγραφών αφορά στους μακρομύκητες. Μετά την πρώτη επίσημη συνοπτική καταγραφική εργασία των Maire and Politis (1940), όπου αναφέρονται 1.623 taxa εκ των οποίων 350 είναι μακρομύκητες, ακολουθεί ο «Κατάλογος Μυκήτων και Ξενιστών της Ελλάδας» (Παντίδου 1973), όπου καταγράφονται συνολικά όλα τα μέχρι τότε δημοσιευμένα είδη μυκήτων (περίπου 2000), από τα οποία τα 455 ανήκουν στους μακρομύκητες (Βασιδιομύκητες). Από τους δυο συγκεντρωτικούς καταλόγους των Zervakis *et al.* (1998, 1999), ο πρώτος με 811 taxa μακρομυκήτων που ανήκουν στους Βασιδιομύκητες και ο δεύτερος με 185 taxa μακρομυκήτων που ανήκουν στους Ασκομύκητες, ενσωματώνονται στην καταγραφή τα αποτελέσματα σχετικών δημοσιεύσεων του πρόσφατου παρελθόντος (1973-1998). Από τα τέλη του 20ου αιώνα ξεκινά η πλέον παραγωγική φάση της καταγραφής των μακρομυκήτων στην Ελλάδα, όπως αποτυπώνεται από το σύνολο των δημοσιευμένων εργασιών. Κατά την πρόσφατη δημιουργία συνολικού καταλόγου μακρομυκήτων της Ελλάδας (Γκόνου και Ζερβάκης προσ. επικοιν.) έχουν καταγραφεί περίπου 2.300 είδη βασιδιομυκήτων και 200 είδη ασκομυκήτων**.** Συγκεντρωτικά δεδομένα για τη βιοποικιλότητα των λειχήνων της Ελλάδας δίνονται από τον Abbott (2009) και την επικαιροποιημένη ηλεκτρονική έκδοση (http://www.lichensofgreece.com/pdf_atlas.pdf) όπου καταγράφονται 1.545 taxa. Πιστεύεται ότι η ποικιλότητα των μακρομυκήτων στην Ελλάδα είναι πολύ μεγαλύτερη καθόσον ένα αρκετά μεγάλο μέρος των περιοχών της, όπως και των ποικίλων ενδιαιτημάτων της, είναι ανεξερεύνητο ή σποραδικά μελετημένο.

Σύμφωνα με τα τελευταία δεδομένα της IUCN (IUCN Red List version 2021-3, https://www.iucnredlist.org/resources/summary-statistics#Summary%20Tables) έχουν αξιολογηθεί σε παγκόσμιο επίπεδο 474 είδη μακρομυκήτων και 76 είδη λειχήνων από τα οποία τα 208 και 56 είδη αντίστοιχα κατηγοριοποιούνται ως κινδυνεύοντα. Σε αυτά

τα 474 είδη μακρομυκήτων περιλαμβάνονται δεδομένα για 29 είδη που υπάρχουν στην Ελλάδα, από τα οποία τα 9 είδη έχουν κριθεί ως κινδυνεύοντα σε παγκόσμιο επίπεδο. Σημειώνεται ότι η παγκόσμια αξιολόγηση της κατάστασης διατήρησης των ειδών μακρομυκήτων μπορεί να διαφέρει από την αντίστοιχη εθνική.

Εικόνα 2.2.5. (α-β) Μυκηλιακός θαλλός σε στρωμνή (α) και ξύλο (β), (γ-η) Ποικιλόμορφα μανιτάρια βασιοδιομυκήτων που αναπτύσσονται στο έδαφος: (γ) *Amanita muscaria* (δ) *Amanita pantherina* (ε) *Suillus luteus* (στ) *Lactarius salmonicolor* (ζ) *Lycoperdon perlatum* (η) *Geastrum triplex. (*Φωτογραφίες: (γ) Δ. Φλούδας, (στ) Μ. Τριανταφύλλου, (α-β, δ-ε, ζ-η) Ζ. Γκόνου-Ζάγκου).

Εικόνα 2.2.6. (α-ζ) Ποικιλόμορφα μανιτάρια βασιοδιομυκήτων που αναπτύσσονται στο ξύλο: (α) *Pleurotus ostreatus* (β) *Mycena renati* (γ) *Fomitopsis pinicola* (δ) *Fomes fomentarius* (ε) *Hericium erinaceum* (στ) *Hymenochaete cruenta* (ζ) *Auricularia auricula-judae* (Φωτογραφίες: (α-στ) Ζ. Γκόνου-Ζάγκου, (ζ) Α. Σεργεντάνη).

2.2.3 Οικοσυστημικές υπηρεσίες των δασών της Ελλάδας

Κατηγορίες οικοσυστημικών υπηρεσιών

Οι οικοσυστημικές υπηρεσίες (ecosystem services) είναι ένας όρος, ο οποίος έχει στόχο να περιγράψει τη συμβολή των οικοσυστημάτων στη διατήρηση και βελτίωση της

ποιότητας ζωής του ανθρώπου (Burkhard and Maes 2017). Έκτοτε, αναπτύχθηκαν διάφοροι ορισμοί, ανάλογα με το αν η έμφαση δινόταν στην οικολογική ή την οικονομική βάση των οικοσυστημικών υπηρεσιών, ενώ ανάλογα με το σύστημα ταξινόμησης που χρησιμοποιείται, οι οικοσυστημικές υπηρεσίες διακρίνονται σε τρεις ή τέσσερις κατηγορίες. Στην Ελλάδα, όπως και στην ΕΕ, έχει επικρατήσει να χρησιμοποιείται το Διεθνές Σύστημα Ταξινόμησης Οικοσυστημικών Υπηρεσιών CICES (Common International Classification of Ecosystem Services), (Haines-Young and Potschin 2017), καθώς παρέχει μια ευέλικτη και ιεραρχική ταξινόμηση που μπορεί να προσαρμοστεί στις ειδικές συνθήκες και ανάγκες της Ελλάδας, αλλά και μια ολοκληρωμένη και ολιστική προοπτική στην μελέτη των οικοσυστημικών υπηρεσιών (Δημόπουλος και συν. 2018β). Με βάση τους Δημόπουλο και συν. (2018β) με τον όρο «οικοσυστημικές υπηρεσίες» ορίζεται: *η συμβολή των «οικοσυστημάτων» στα «οφέλη» που αποκτώνται κατά την άσκηση οικονομικής, κοινωνικής, πολιτιστικής και άλλης ανθρώπινης δραστηριότητας*. Οι έννοιες «οικοσυστημικά αγαθά και υπηρεσίες», «τελικές υπηρεσίες οικοσυστήματος» και «συνεισφορές της φύσης στον άνθρωπο» θεωρούνται ως συνώνυμες των οικοσυστημικών υπηρεσιών.

Με βάση το σύστημα CICES οι οικοσυστημικές υπηρεσίες διακρίνονται σε:

i) προμηθευτικές υπηρεσίες:

περιλαμβάνουν όλα τα αγαθά και προϊόντα που προέρχονται από τα οικοσυστήματα και εξαρτώνται από την ύπαρξη βιολογικών πόρων. Είναι υλικά αγαθά που μπορούν να ανταλλάσσονται ή να διακινούνται, καθώς και να καταναλώνονται ή να χρησιμοποιούνται απευθείας από τους χρήστες.

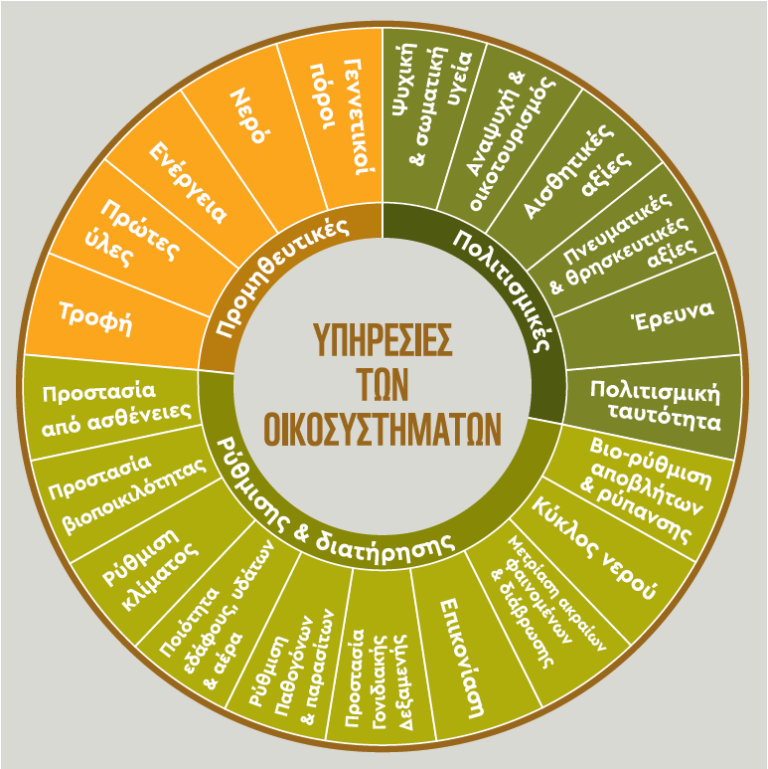
ii) ρυθμιστικές και υπηρεσίες διατήρησης:

περιλαμβάνουν όλους τους τρόπους με τους οποίους τα οικοσυστήματα ελέγχουν ή τροποποιούν τις βιοτικές ή αβιοτικές παραμέτρους που καθορίζουν το περιβάλλον στο οποίο ζει και δραστηριοποιείται ο άνθρωπος, δηλαδή όλες τις πτυχές του περιβάλλοντος. Αυτές είναι οι εκροές του οικοσυστήματος που δεν καταναλώνονται αλλά επηρεάζουν την απόδοση των ατόμων, των κοινοτήτων και των πληθυσμών και των δραστηριοτήτων τους.

iii) πολιτιστικές (ή πολιτισμικές) υπηρεσίες:

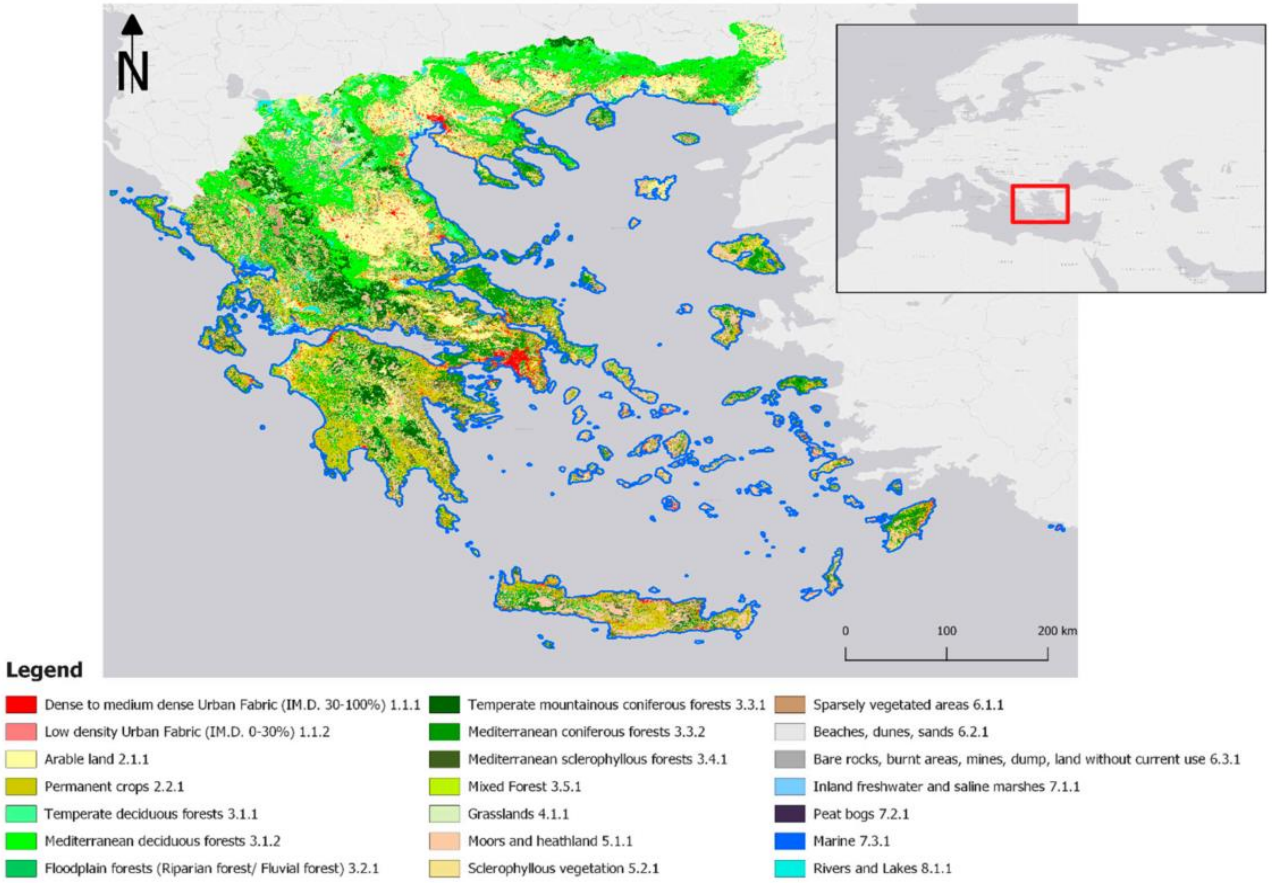
περιλαμβάνουν όλες τις μη υλικές εκροές των οικοσυστημάτων που έχουν συμβολική, πολιτιστική ή πνευματική σημασία (Δημόπουλος και συν. 2018β).

Στην Εικόνα 2.2.7 παρουσιάζονται μερικά παραδείγματα υπηρεσιών που περιλαμβάνονται σε κάθε μία από τις τρεις κατηγορίες.



Εικόνα 2.2.7. Παραδείγματα οικοσυστημικών υπηρεσιών για τις 3 κατηγορίες του διεθνούς συστήματος ταξινόμησης CICES. (Πηγή: Ενημερωτικό φυλλάδιο «Οικοσυστημικές υπηρεσίες: Πώς η φύση στηρίζει τη ζωή, την υγεία και την ευημερία μας», LIFE-IP 4 NATURA 2021).

Σήμερα στην Ελλάδα έχει καταρτιστεί, βάσει των διαθέσιμων δεδομένων σε εθνική κλίμακα, μια βάση αναφοράς για τον προσδιορισμό και χαρτογράφηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών (Δημόπουλος και συν. 2018β). Ταυτόχρονα, έχει συνταχθεί ένας εθνικός κατάλογος από εξειδικευμένους δείκτες για την αξιολόγηση της κατάστασης των οικοσυστημάτων και των παρεχόμενων οικοσυστημικών υπηρεσιών (Kokkoris *et al.* 2020), καθώς η ικανότητα των οικοσυστημάτων να παρέχουν οικοσυστημικές υπηρεσίες εξαρτάται άμεσα από την κατάσταση στην οποία βρίσκονται (Δημόπουλος και συν. 2018α). Σημαντική προϋπόθεση για τη χαρτογράφηση, αξιολόγηση και αποτίμηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών είναι η αντίστοιχη χαρτογράφηση και αξιολόγηση των τύπων οικοσυστημάτων, σύμφωνα με την σύγχρονη, εφαρμοστέα πρακτική στην ΕΕ (τυπολογία MAES, Maes *et al.* 2013) γεγονός που υλοποιήθηκε για πρώτη φορά σε εθνική κλίμακα από τους Verde *et al.* (2020), στο πλαίσιο του έργου LIFE-IP 4 NATURA (2021) (Εικόνα 2.2.8).



Εικόνα 2.2.8. Χάρτης των τύπων οικοσυστημάτων της Ελλάδας, σύμφωνα με την τυπολογία MAES (Επιπέδου 3). (Πηγή: Verde *et al.* 2020, LIFE-IP 4 Natura 2021).

Οικοσυστημικές υπηρεσίες των δασών της Ελλάδας

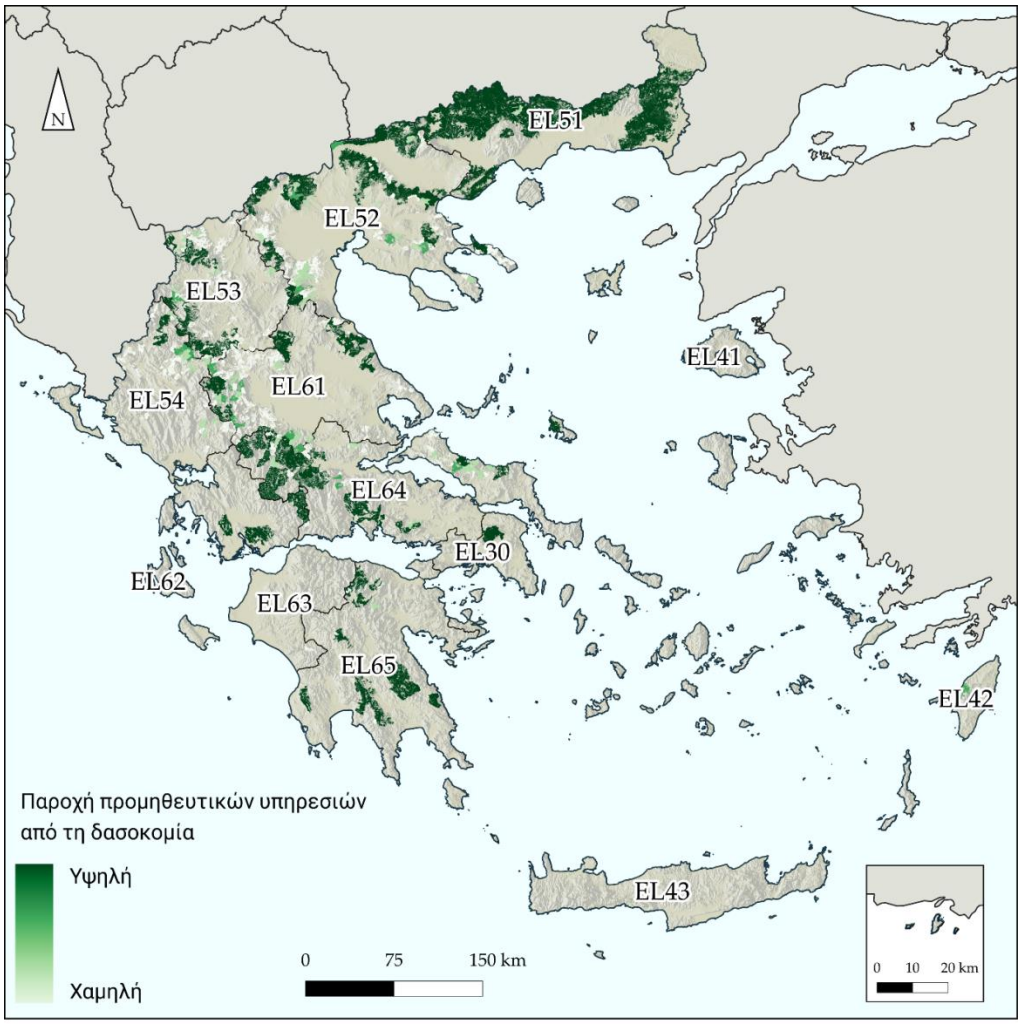
Σύμφωνα με μια παραδοσιακή στο χώρο της δασοπονίας προσέγγιση (Γαλατσίδας 2012) και πρόδρομη της έννοιας των δασικών οικοσυστημικών υπηρεσιών, στα δασικά οικοσυστήματα της χώρας μπορούσαν να αναγνωριστούν τέσσερις λειτουργίες περιλαμβάνοντας την παραγωγή αγαθών (με πρωτεύον το ξύλο), τις προστατευτικές επιδράσεις, τη δασική αναψυχή και τις περιβαλλοντικές επιδράσεις. Η ανάγκη διαμόρφωσης μιας εθνικής ατζέντας, σε συμμόρφωση με την υλοποίηση της Δράσης 5, του Στόχου 2 της Ευρωπαϊκής Στρατηγικής για τη Βιοποικιλότητα για τη Χαρτογράφηση και Αξιολόγηση των Οικοσυστημάτων και των Υπηρεσιών τους - Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES), (Dimopoulos *et al.* 2017) οδήγησε σε μια εκ νέου ανάγνωση και αναγνώριση του πολυδιάστατου ρόλου των δασικών οικοσυστημάτων ως προς τις υπηρεσίες που αυτά προσφέρουν.

Τα δάση και οι δασικές εκτάσεις παρέχουν μεγάλο εύρος υπηρεσιών όπως η παραγωγή ξυλείας και η παροχή δασικών προϊόντων (τρόφιμα, καύσιμα, θηράματα, ρητίνη, κ.λπ.),

η ρύθμιση του κλίματος, η παροχή καθαρού νερού, η συγκράτηση και η προστασία των εδαφών, ενώ ταυτόχρονα υποστηρίζουν πολλές από τις βασικές ανάγκες της κοινωνίας, μέσω των οικονομικών διαδικασιών, της αναψυχής και των προσφερόμενων πολιτιστικών και πνευματικών αξιών.

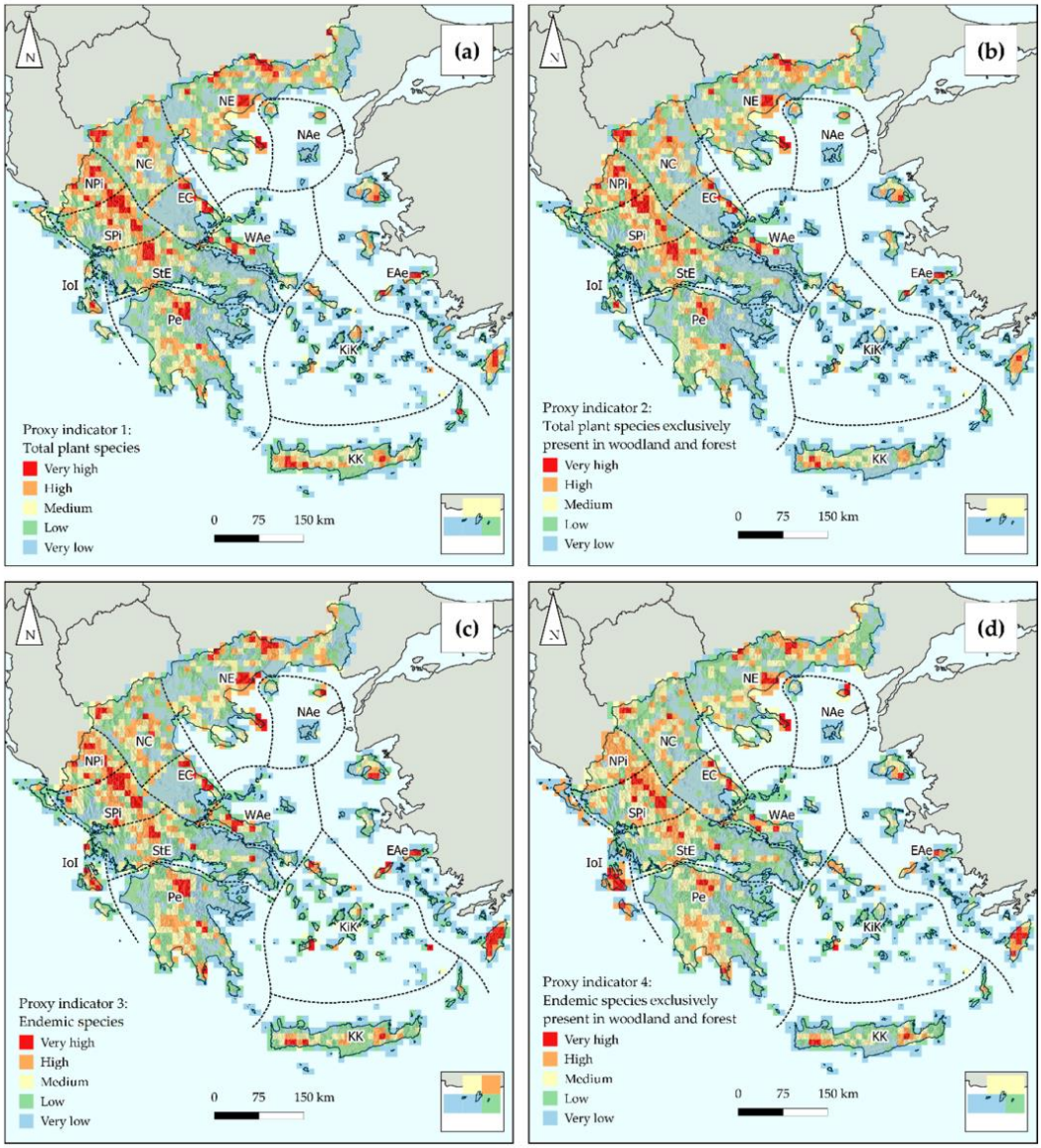
Τα δάση είναι επίσης πολύ σημαντικές συνιστώσες για τη διατήρηση πολλών ενδιαιτημάτων και ειδών, ενώ η ίδια η δασική βιοποικιλότητα παρέχει πλήθος οικοσυστημικών υπηρεσιών, όπως για παράδειγμα το διαθέσιμο γενετικό υλικό, το οποίο μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την ανάπτυξη φαρμάκων και τη θεραπεία ασθενειών (Jenkins and Schaap 2018). Η κλιματική αλλαγή αναμένεται να έχει σημαντικές επιπτώσεις στη δομή, τη σύνθεση και τη λειτουργία των δασών, με ανάλογες επιπτώσεις και στις προσφερόμενες οικοσυστημικές υπηρεσίες. Συγχρόνως όμως η βιώσιμη διαχείριση των δασών μπορεί να μετριάσει την κλιματική αλλαγή, βελτιώνοντας παράλληλα την ποιότητα της ζωής των ανθρώπων.

Μια συστηματική προσπάθεια καταγραφής και αξιολόγησης των προσφερόμενων οικοσυστημικών υπηρεσιών των δασών της Ελλάδας και καθορισμός δεικτών ανά κατηγορία υπηρεσιών, με στόχο την αξιολόγηση της κατάστασης των δασικών οικοσυστημάτων και των παρεχόμενων οικοσυστημικών υπηρεσιών, έχει γίνει σε εθνικό επίπεδο και στο πλαίσιο του έργου “LIFE-IP 4 Natura” (Δημόπουλος και συν. 2020β, Kokkoris *et al.* 2020). Στο πλαίσιο αυτού του έργου, έχει αναπτυχθεί και υλοποιηθεί μια ολοκληρωμένη προσέγγιση για την αξιολόγηση της κατάστασης των τύπων οικοσυστημάτων (Kokkoris *et al.* 2021) και των υπηρεσιών τους (συμπεριλαμβανομένων των δασικών), τη χαρτογραφική τους απόδοση σε θεματικούς χάρτες, με στόχο την αναγνώριση της αξίας του φυσικού κεφαλαίου της χώρας και εν τέλει την ολοκληρωμένη διαχείρισή τους (Δημόπουλος και συν. 2020, Kokkoris *et al.* 2020). Στην Εικόνα 2.2.9. παρουσιάζεται ένα χαρακτηριστικό παράδειγμα οπτικοποίησης του δείκτη «Παροχή προϊόντων από τη δασοπονία», της κατηγορίας των προμηθευτικών υπηρεσιών.



Εικόνα 2.2.9. Παροχή προϊόντων από τη δασοκομία, στις διοικητικές περιφέρειες (NUTS2: EL30-EL65) της Ελλάδας. (Πηγή: Δημόπουλος και συν. 2020β, LIFE-IP 4 NATURA 2021).

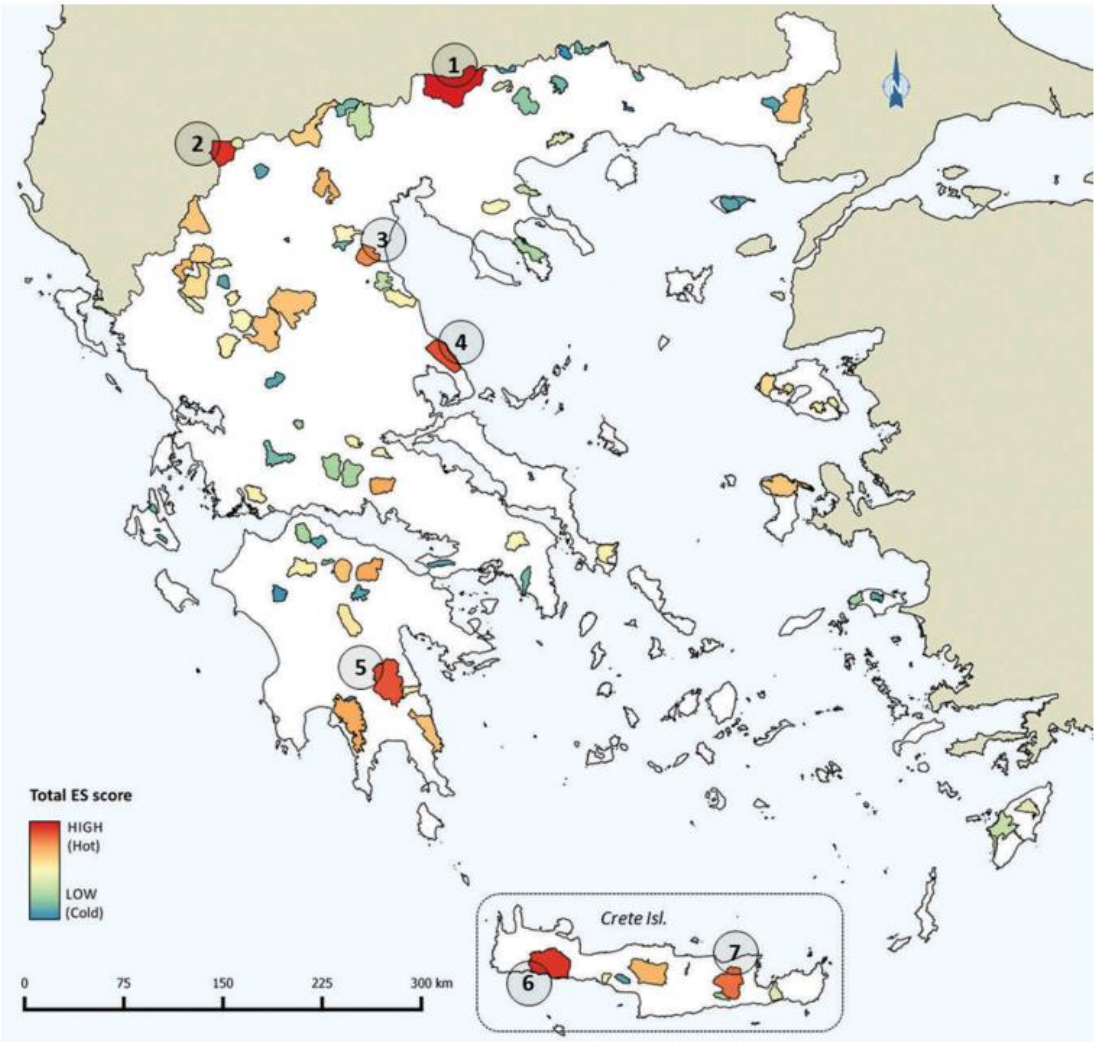
Αντίστοιχα, οι Kotsiras *et al.* (2020), ανέπτυξαν ένα σύνολο κατά προσέγγιση (proxy) δεικτών για τη βιοποικιλότητα των δασών και την ικανότητά τους να παρέχουν υπηρεσίες διατήρησης για το συνολικό αριθμό χλωρίδας, των αποκλειστικών δασικών ειδών (δηλ. ειδών που αναφέρονται αποκλειστικά από τα δάση και τις δασικές εκτάσεις), των ενδημικών ειδών χλωρίδας και των αποκλειστικών δασικών ενδημικών ειδών της Ελλάδας (Εικόνα 2.2.10). Στη μελέτη αυτή λήφθηκε υπόψη και ενσωματώθηκε στην ανάλυση, μετά από κανονικοποίηση, η έκταση των δασών ανά φυτογεωγραφική περιοχή της χώρας.



Εικόνα 2.2.10. Δείκτες για τη βιοποικιλότητα των δασών και την ικανότητά τους να παρέχουν υπηρεσίες διατήρησης (a) στη συνολική χλωρίδα των δασών, (b) στην αποκλειστική χλωρίδα των δασών, (c) στην ελληνική ενδημική χλωρίδα, και (d) στην αποκλειστική ελληνική ενδημική χλωρίδα των δασών. (Πηγή: Kokkoris *et al.* 2018).

Επιπλέον στην εργασία των Kokkoris *et al.* (2018) έγινε μια προσπάθεια προτεραιοποίησης των προστατευόμενων ορεινών περιοχών της χώρας βάσει των προσφερόμενων οικοσυστημικών υπηρεσιών (Εικόνα 2.2.10). Με βάση τα αποτελέσματα της μελέτης αυτής βρέθηκε ότι υπάρχουν διαφορές μεταξύ των προσφερόμενων υπηρεσιών στις διάφορες προστατευόμενες ορεινές περιοχές της χώρας, με ορισμένες από αυτές όπως η περιοχή του Μπέλλες, οι Πρέσπες, το Πήλιο, ο

Όλυμπος, τα Λευκά Όρη, η Δίκτη αλλά και η Κρήτη συνολικά, να χαρακτηρίζονται ως θερμές περιοχές ως προς τις προσφερόμενες υπηρεσίες και να χαρακτηρίζονται από αυξημένη οικολογική και κοινωνικο-οικονομική σημασία (Εικόνα 2.2.11).



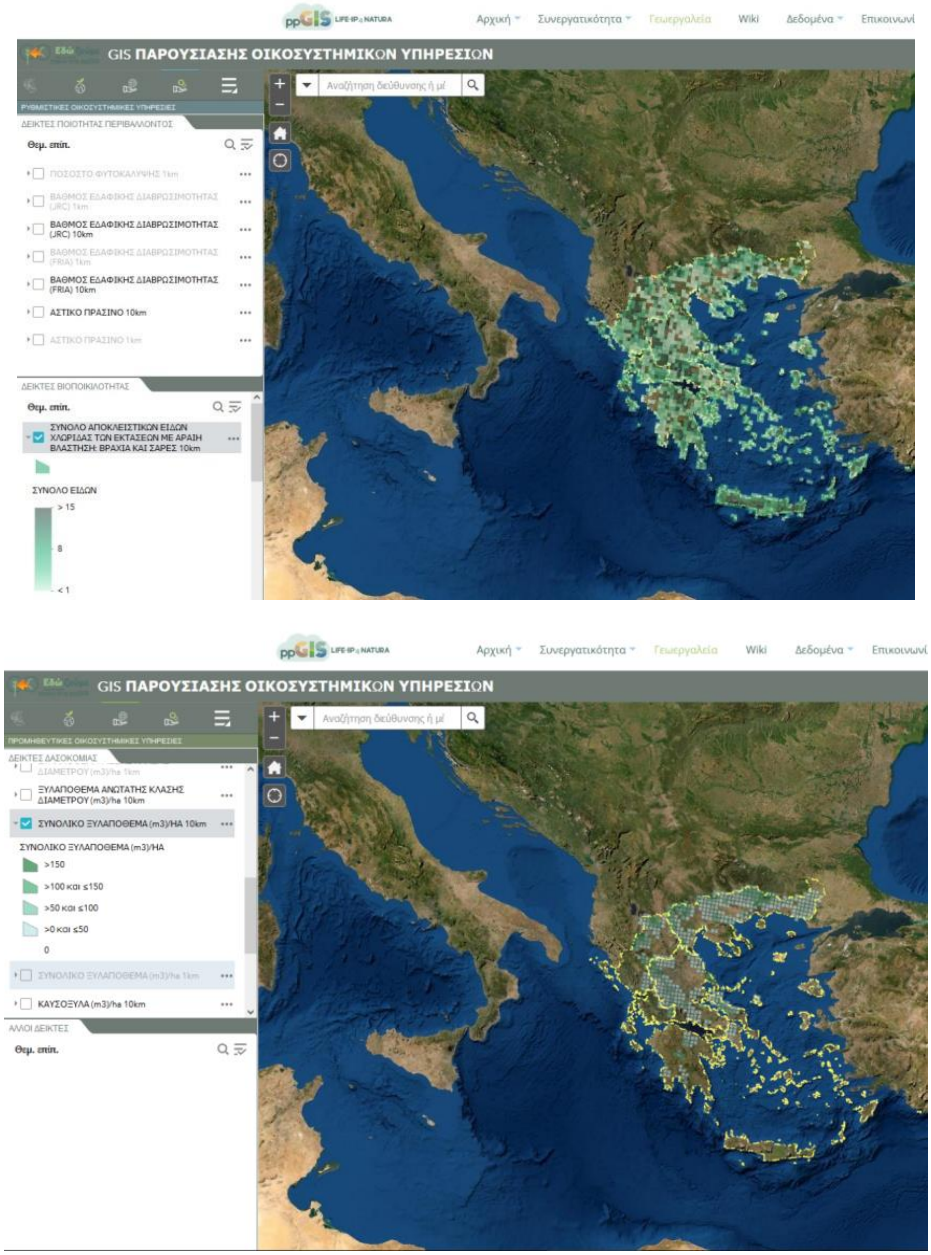
Εικόνα 2.2.11. Προτεραιοποίηση των προστατευόμενων ορεινών περιοχών της χώρας βάσει των προσφερόμενων οικοσυστημικών υπηρεσιών. 1: Όρος Μπέλες και Λίμνη Κερκίνη, 2: Εθνικός Δρυμός Πρεσπών, 3: Όρος Όλυμπος, 4: Όρος Πήλιο, 5: Όρος Πάρνωνας, 6: Λευκά Όρη, 7: Όρος Δίκτη. (Πηγή: Kokkoris *et al.* 2018).

Αξία αποτίμησης οικοσυστημικών υπηρεσιών των δασών της Ελλάδας

Αρκετές μελέτες στο παρελθόν προσπάθησαν να εκτιμήσουν την αξία των δασικών οικοσυστημικών υπηρεσιών σε εθνικό (Εικόνα 2.2.12) αλλά και διεθνές επίπεδο, όπου τα τελευταία 30 χρόνια έχουν καταγραφεί πάνω από 1.200 μελέτες (Acharya *et al.* 2019). Η μεγάλη αξία των δασικών οικοσυστημάτων προκύπτει από τη μελέτη των Costanza *et al.* (1997), η οποία είναι μία από τις πρώτες μελέτες για την αποτίμηση οικοσυστημικών υπηρεσιών ευρύτερα. Η μελέτη αυτή υπολόγισε ότι το 38% της συνολικής αξίας των οικοσυστημικών υπηρεσιών, σε παγκόσμιο επίπεδο, προέρχεται κυρίως από τα δάση (αλλά και τους υγροτόπους).

Ως προς τις μεθόδους αποτίμησης της (οικονομικής) αξίας των δασικών οικοσυστημικών υπηρεσιών διακρίνεται η μέθοδος των αποκαλυπτόμενων προτιμήσεων και οι μέθοδοι δηλούμενων προτιμήσεων. Ωστόσο στη μελέτη των Costanza *et al.* (1997), όπως και στην πλειονότητα των μελετών που έχουν γίνει, χρησιμοποιήθηκε κυρίως η μέθοδος μεταφοράς οφέλους (benefit transfer) για την παροχή εκτιμήσεων της αξίας των δασικών οικοσυστημικών υπηρεσιών. Η μέθοδος μεταφοράς οφέλους είναι μια αποτελεσματική μέθοδος από άποψη κόστους και χρόνου με την οποία εξάγονται αποτελέσματα από προηγούμενες μελέτες έτσι ώστε να κατασκευαστεί μια μεταφερόμενη αξία (Grammatikopoulou and Vačkářováa 2021). Μια από τις ευρέως χρησιμοποιούμενες βάσεις δεδομένων για τον εντοπισμό αξιών δασικών οικοσυστημικών υπηρεσιών προς μεταφορά είναι η βάση δεδομένων αποτίμησης υπηρεσιών οικοσυστήματος (Ecosystem Service Valuation Database-ESVD) (Foundation for Sustainable Development 2021) και η βάση δεδομένων Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI). Στον ελληνικό χώρο, πέρα από την προσέγγιση της μεταφοράς οφέλους, άλλες μέθοδοι όπως της υποθετικής ή εξαρτημένης αξιολόγησης (Contingent Valuation-CV), των μοντέλων επιλογής (Choice Modeling-CM) και της προθυμίας πληρωμής (Willingness to Pay-WTP) έχουν αξιοποιηθεί για την αποτίμηση της αξίας, κυρίως ρυθμιστικών και υπηρεσιών διατήρησης καθώς και πολιτιστικών (ή πολιτισμικών) υπηρεσιών που προσφέρονται από τα δασικά οικοσυστήματα.

Στην εργασία των Matsiori *et al.* (2012) με τη μέθοδο της υποθετικής ή εξαρτημένης αξιολόγησης εκτιμήθηκε ότι η αισθητική αξία του Πανεπιστημιακού Δάσους Περτουλίου είναι 565.197.652 € ανά έτος. Η εργασία των Kalfa *et al.* (2020), επίσης υπολόγισε ότι με βάση την προθυμία πληρωμής, η αξία των πράσινων αστικών και περιαστικών περιοχών της Φλώρινας ανέρχεται σε 3.505.000 €.



Εικόνα 2.2.12. Ψηφιακοί χάρτες με τα αποτελέσματα της αποτίμησης και χαρτογράφησης (και δασικών) οικοσυστημικών υπηρεσιών σε εθνικό επίπεδο στα πλαίσια του έργου LIFE-IP 4 Natura (2021), όπως αυτοί είναι διαθέσιμοι μέσα από το διαδικτυακό συμμετοχικό σύστημα γεωγραφικών πληροφοριών του έργου LIFE-IP 4 Natura (Dimopoulos *et al.* 2018a, Mallinis *et al.* 2021). Επάνω: Σύνολο αποκλειστικών ειδών χλωρίδας των εκτάσεων με αραιή βλάστηση (βράχια και σάρες), Κάτω: Συνολικό ξυλαπόθεμα (m^3/ha), απόδοση στο ευρωπαϊκό πλέγμα αναφοράς για την Ελλάδα 10x10 km.

Στην Ελλάδα, η κύρια προσέγγιση για την εκτίμηση της οικονομικής αξίας των δασικών οικοσυστημικών υπηρεσιών παρουσιάστηκε το 2015, από τους Ξανθόπουλος και συν. (2016). Οι ερευνητές υπολόγισαν ότι η συνολική κεφαλαιακή αξία των δασών της χώρας ξεπερνάει τα 59 δισεκατομμύρια ευρώ, έχοντας ως βάση τα δεδομένα της Πρώτης Εθνικής Απογραφής Δασών (1992). Περαιτέρω, σύμφωνα με την ίδια έρευνα, η μέση κεφαλαιακή αξία (σε €/στρέμμα) ανέρχεται σε 991,68 για την ελάτη, 1.577,58 για την ερυθρελάτη, 912,69 για την πεύκη, 975,48 για την οξιά, 857,08 για την δρυ και 726,71 για τα λοιπά πλατύφυλλα (Ξανθόπουλος και συν. 2016). Στοχεύοντας στην αξιολόγηση και αποτίμηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών στα δασικά και ορεινά οικοσυστήματα της λίμνης Στυμφαλίας, που αποτελεί προστατευόμενη περιοχή του δικτύου Natura 2000, οι Kokkoris *et al.* (2019), υλοποίησαν μια μελέτη διαχειριστικών και κλιματικών σεναρίων για την αξιολόγηση και οικονομική αποτίμηση επιλεγμένων οικοσυστημικών υπηρεσιών, προσφέροντας την επιστημονική υποστήριξη στη λήψη αποφάσεων για την ολοκληρωμένη διαχείριση της περιοχής. Στόχος της μελέτης αυτής είναι να λειτουργήσει ως πρότυπο για την εφαρμογή της και σε άλλες προστατευόμενες περιοχές της χώρας και διεθνώς. Τα αποτελέσματα της έρευνας τεκμηρίωσαν την αναγκαιότητα για καταγραφή, χαρτογράφηση και αξιολόγηση, όλων των στοιχείων της προστατευόμενης περιοχής σε ποιοτικά, ποσοτικά και οικονομικά μεγέθη, καθώς και την αξία της υλοποίησης σεναρίων για τη λήψη των βέλτιστων για τη διαχείριση αποφάσεων. Ταυτόχρονα, το πλαίσιο αξιολόγησης των οικοσυστημικών υπηρεσιών κρίθηκε ως ένα από τα πλέον κατάλληλα για την ολοκληρωμένη διαχείριση και την παρακολούθηση των περιοχών.

Πιέσεις και απειλές

Τα δάση υφίστανται πολλές φυσικές και ανθρωπογενείς πιέσεις και απειλές. Στο παρόν κείμενο, ακολουθώντας τα οριζόμενα στο Έγγραφο - Οδηγό του Άρθρου 17 της Οδηγίας 92/43/ΕΟΚ ως πίεση (pressure) ορίζεται ένας παράγοντας κινδύνου που δρα τώρα, ενώ ως απειλή (threat) ορίζεται ένας παράγοντας που αναμένεται να ενεργήσει στο εγγύς μέλλον. Οι σημαντικότεροι παράγοντες κινδύνου συνήθως είναι ταυτόχρονα και πιέσεις και απειλές.

Αν και οι πιέσεις και οι απειλές ποικίλλουν σημαντικά μεταξύ των περιοχών, σε επίπεδο ΕΕ οι σημαντικότερες εξ αυτών είναι: οι δασικές πυρκαγιές, οι ανεμοθύελλες, η ρύπανση των υδάτων ή του αέρα, η ξηρασία, τα εισβλητικά ξενικά είδη, οι επιβλαβείς οργανισμοί, οι ασθένειες, ή μη αειφόρος διαχείριση, η απουσία διαχείρισης, ο κατακερματισμός των ενδιαιτημάτων, η ανάπτυξη άλλων μορφών χρήσης γης (ορυχεία κ.λπ.), η εγκατάλειψη ή εντατικοποίηση της γεωργίας, η αστικοποίηση, οι αλλαγές στο υδρολογικό καθεστώς, η έλλειψη διαρθρωτικής ποικιλομορφίας και ποικιλομορφίας των ειδών κ.ά. (Janssen *et al.* 2016, Ευρωπαϊκή Επιτροπή, Γενική Διεύθυνση Περιβάλλοντος 2019). Οι πιέσεις /

απειλές αυτές σε πολλές περιπτώσεις θέτουν σε κίνδυνο τη βιοποικιλότητα των δασών, αλλά και τις προσφερόμενες οικοσυστημικές υπηρεσίες.

Με βάση την αξιολόγηση των Dimopoulos *et al.* (2006) τα περισσότερα δασικά οικοσυστήματα της Ελλάδας επηρεάζονται κυρίως από παράγοντες σχετιζόμενους με τη δασική διαχείριση, τις επεμβάσεις / αλλαγές στο υδρολογικό καθεστώς και τις φυσικές καταστροφές (πυρκαγιές, πλημμύρες κ.λπ.). Σύμφωνα με την πιο πρόσφατη και ολοκληρωμένη αξιολόγηση των πιέσεων των δασικών οικοσυστημάτων, όπως αυτή προέκυψε από το τελευταίο εθνικό πρόγραμμα παρακολούθησης των τύπων οικοτόπων (Dimopoulos *et al.* 2018b), η σημαντικότερη, ανθρωπογενούς προέλευσης, πίεση υψηλής έντασης είναι η βόσκηση, η οποία επηρεάζει όλους τους τύπους δασικών οικοσυστημάτων, με εξαίρεση τα εύκρατα φυλλοβόλα δάση και τα παραποτάμια και υγροτοπικά δάση (Kokkoris *et al.* 2018). Στα παραποτάμια και υγροτοπικά δάση σημαντικότερη πίεση είναι οι καλλιέργειες, ενώ όπως και το σύνολο των υγροτοπικών οικοσυστημάτων είναι ιδιαίτερα τρωτά στις εισβολές και στην εγκατάσταση εισβλητικών ξενικών ειδών (Bazos *et al.* 2009, Arianoutsou *et al.* 2010). Μάλιστα, πρόσφατη διαχρονική παρακολούθηση της παρουσίας και της εξάπλωσης ξενικών ειδών σε διάφορους τύπους οικοσυστημάτων σε προστατευόμενες περιοχές του Δικτύου Natura 2000 έδειξε ότι η αναλογία των προστατευόμενων περιοχών που έχουν δεχτεί βιολογικές εισβολές αυξήθηκε τα τελευταία 15 χρόνια, με μεγαλύτερους αριθμούς ξενικών ειδών να καταγράφονται και στους δασικούς τύπους οικοτόπων. Ο κύριος παράγοντας που βρέθηκε να επηρεάζει την παρουσία αλλά και την εξάπλωση των ξενικών ειδών είναι η απουσία των ατμοσφαιρικών κατακρημνισμάτων κατά τη διάρκεια της ξηροθερμικής περιόδου (Christopoulou *et al.* 2021). Κατά συνέπεια, η προβλεπόμενη αύξηση της ξηρασίας κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού, αναμένεται να ενισχύσει περαιτέρω τον κίνδυνο των βιολογικών εισβολών.

Ξενόγλωσση

Abbott BFM 2009. Checklist of the lichens and lichenicolous fungi of Greece. *Bibliotheca Lichenologica* 103:1-368.

Acharya RP, Maraseni T, Cockfield G 2019. Global trend of forest ecosystem services valuation – an analysis of publications *Ecosyst. Serv.* 39:100979.

Aravanopoulos FA, Alizoti PG, Farsakoglou AM, Malliarou E, Avramidou EV. Tourvas N 2019. State of biodiversity and forest genetic resources in Greece in relation to conservation. *Adv. Global Change Res.* 65:73-86.

Arianoutsou M, Bazos I, Delipetrou P, Kokkoris Y 2010. The alien flora of Greece: Taxonomy, life traits and habitat preferences. *Biol. Invasions* 12:3525–3549.

Bazos I, Kokkoris I, Zikos A, Andriopoulos P, Dedipetrou P, Georghiou K, Yannitsaros A, Arianoutsou M 2009. The alien vascular flora of Greece: Floristic analysis and chorology. *Bocconea* 23:281–284.

Burkhard B, Maes J (Eds.) 2017. Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.

Christopoulou A, Christopoulou A, Fyllas NM, Dimitrakopoulos PG, Arianoutsou M 2021. How Effective Are the Protected Areas of the Natura 2000 Network in Halting Biological Invasions? A Case Study in Greece. *Plants* 2021, 10, 2113, https://doi.org/10.3390/plants10102113.

Christopoulou A, Kazanis D, Fyllas N, Arianoutsou M 2018. Post-fire recovery of *Abies cephalonica* forest communities: the case of Mt Parnitha National Park, Attica, Greece*. iForest - Biogeosciences and Forestry* 11:757-764. doi:10.3832/ifor2744-011

Convention on Biological Diversity 2016. Greece - Fifth National Report. 10 August, 2016. Available online: https://chm.cbd.int/database/record?documentID=207499 [Accessed: 2 January 2022].

Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hanna B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J *et al.* 1997. The value of the world's ecosystems services and natural capital. *Nature* 387:253-260.

Cowling RM, Ozeda F, Lamont BB, Rundel PW 2004 Climate stability in Mediterranean-type ecosystems: implications for the evolution and conservation of biodiversity. In: Arianoutsou M, Papanastasis VP (eds), Ecology, Conservation and Management of

Mediterranean Climate Ecosystems of the World. Proceedings of the MEDECOS 10th International Conference, Rhodes, Greece. Millpress, Rotterdam, Electronic Edition.

Debazac EF, Μαυρομμάτης Γ 1971. Αι μεγάλαι οικολογικαί διαιρέσεις της δασικής βλαστήσεως εις την Ηπειρωτικήν Ελλάδα. Υπουργείο Εθνικής Οικονομίας, Γενική Διεύθυνσις Δασών, Ινστιτούτον Δασικών Ερευνών 48:1-35.

Dimopoulos P, Bergmeier E, Fischer P 2006. Natura 2000 habitat types of Greece evaluated in the light of distribution, threat and responsibility. Biology and Environment: *Proc. of the Royal Irish Academy* 106b(3):175-187. Royal Irish Academy.

Dimopoulos P, Raus Th, Bergmeier E, Constantinidis Th, Iatrou G, Kokkini S, Strid A, Tzanoudakis D 2013. Vascular Plants of Greece: An annotated checklist. –Berlin: Botanischer Garten und Botanisches Museum. Berlin-Dahlem, Athens: Hellenic Botanical Society. [Englera 31].

Dimopoulos P, Raus Th, Bergmeier E, Constantinidis Th, Iatrou G, Kokkini S, Strid A, Tzanoudakis D 2016. Vascular plants of Greece: An annotated checklist. Supplement. *Willdenowia* 46:301 – 347. doi:http://dx.doi.org/10.3372/wi.46.46303.

Dimopoulos P, Drakou E, Kokkoris I, Katsanevakis S, Kallimanis A, Tsiafouli M, Bormpoudakis D, Kormas K, Arends J 2017. The need for the implementation of an Ecosystem Services assessment in Greece: drafting the national agenda. *One Ecosystem* 2:e13714.

Dimopoulos P, Kokkoris I, Bekri E, Mallinis G, Stampoulidis T 2018a. LIFE-IP 4 NATURA: Integrated actions for the conservation and management of Natura 2000 sites, species, habitats and ecosystems in Greece. Deliverable Action A.3: National Set of ES Indicators. University of Patras, Democritus University of Thrace, Patras, p. 158.

Dimopoulos P, Tsiripidis I, Xystrakis F, Kallimanis A, Panitsa M 2018b. Methodology for monitoring and conservation status assessment of the habitat types in Greece. National Center of the Environment and Sustainable Development, Athens, 128 pp. [ISBN 978-960-99033-2-5].

FAO 2010. Global Forest Resources Assessment 2010. Main Report. FAO Forestry Paper 163.

FAO 2012. Forest Products. FAO Forestry Series No. 45 and FAO Statistics Series No. 201, FAO Publ., Rome.

Flora of Greece web: Vascular Plants of Greece: An Annotated Checklist. Available online: http://portal.cybertaxonomy.org/flora-greece/ [Accessed: 2 January 2022].

Foundation for Sustainable Development (2021). Ecosystem Services Valuation Database 1.0,15-05-2022, https://esvd.net.

FOREST EUROPE, 2020: State of Europe's Forests 2020, pp. 394.

Georghiou K and Delipetrou P 2010. Patterns and traits of the endemic plants of Greece. *Bot. J. Linn. Soc.* 162:130–422.

Grammatikopoulou I and Vačkářová D 2021.The value of forest ecosystem services: A meta-analysis at the European scale and application to national ecosystem accounting. *Ecosyst. Serv.* 48:101262.

Haines-Young R. and Potschin MB 2017. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Available from www.cices.eu.

Handrinos G and Akriotis T 1997. Birds of Greece. London, Helm C. and C. Black, pp. 360

IUCN 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. https://www.iucnredlist.org [Accessed: 4 January 2022].

Janssen JAM, Rodwell JS, García Criado M, Gubbay S, Haynes T, Nieto A, Sanders N, Landucci F, Loidi J, Ssymank A *et al.* 2016. European Red List of Habitats: Part 2. Terrestrial and freshwater habitats. European Union. 44 pages.

Jenkins M and Schaap B 2018. Forest Ecosystem Services. Background Analytical Study 1. Background study prepared for the thirteenth session of the United Nations Forum on Forests, April 2018.

Karamanlidis AA, de Gabriel Hernando M, Krambokoukis L, Gimenez O 2015. Evidence of a large carnivore population recovery: counting bears in Greece. *J. Nat. Cons.* 27:10-17.

Kokkoris IP, Bekri ES, Skuras D, Vlami V, Zogaris S, Maroulis G, Dimopoulos, D, Dimopoulos P 2019. Integrating MAES implementation into protected area management under climate change: A fine-scale application in Greece. *STOTEN* 695:133530.

Kokkoris IP, Drakou EG, Maes J, Dimopoulos P 2018. Ecosystem services supply in protected mountains of Greece: setting the baseline for conservation management. *Int J Biodivers Sci Ecosyst Serv Manage* 14(1): 45-59. doi:10.1080/21513732.2017.1415974.

Kokkoris IP, Kokkinos V, Michos E, Kalogeropoulos R, Charalambides M, Kounelis A, Dimopoulos P 2021. MAES_GR: A Web-Based, Spatially Enabled Field Survey Platform for the MAES Implementation in Greece. *Land*, *10*(4):381.

Kokkoris IP, Mallinis G, Bekri ES, Vlami V, Zogaris S, Chrysafis I, Mitsopoulos I, Dimopoulos P 2020. National set of MAES indicators in Greece: Ecosystem services and management implications. *Forests,11*(5):595.

Kotsiras K, Kokkoris IP, Strid A, Dimopoulos P 2020. Integrating plant diversity data into mapping and assessment of ecosystem and their services (MAES) implementation in Greece: Woodland and forest pilot. *Forests*, *11*(9):956.

Kougioumoutzis K, Kokkoris IP, Panitsa M, Kallimanis A, Strid A, Dimopoulos P 2021a. Plant endemism centres and biodiversity hotspots in Greece. *Biology* 10:72. https://doi.org/10.3390/biology10020072.

Kougioumoutzis K, Kotsakiozi P, Stathi E, Trigas P, Parmakelis A 2021b. Conservation genetics of four critically endangered Greek endemic plants: a preliminary assessment. *Diversity* 13:152. https://doi.org/10.3390/d13040152.

Legakis A, Constantinidis Th, Petrakis PV 2018. Biodiversity in Greece: Selected Countries in Europe. In: *Global Biodiversity. Volume 2: Selected Countries in Europe*. Pullaiah T (ed), Apple Academic Press, USA, pp. 71-124.

Leonardos ID, Paschos, Prassa M 2005. Threatened fishes of the world: *Phoxinellus epiroticus* (Steindachner 1895) (Cyprinidae). *Environ. Biol. Fish.* 72:250

LIFE-IP 4 NATURA: Ολοκληρωμένες δράσεις για την διατήρηση και διαχείριση των περιοχών του δικτύου Natura 2000, των ειδών, των οικοτόπων και των οικοσυστημάτων στην Ελλάδα. Ενημερωτικό φυλλάδιο «Οικοσυστημικές υπηρεσίες: Πώς η φύση στηρίζει τη ζωή, την υγεία και την ευημερία μας», Φεβρουάριος 2021. Διαθέσιμο στο: https://edozoume.gr/wp-content/uploads/2021/03/A3Brocure3High_FINAL-compressed.pdf [Accessed: 12 January 2022].

Lymberakis P and Poulakakis N 2010. Three continents claiming an archipelago: The evolution of Aegean's herpetofaunal diversity. *Diversity* 2:233–255.

Maes J, Teller A, Erhard M, Liquete C, Braat L, Berry P, Egoh B, Puydarrieus P, Fiorina C, Santos F *et al.* 2013. Mapping and Assessment of Ecosystem and Their Services. An Analytical Framework for Ecosystem Assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020, Publications Office of the European Union: Luxembourg, ISBN 9789279293696.

Maire R and Politis J 1940. Fungi Hellenici. Catalogue raisonné des champignons connus jusqu' ici en Grèce. Actes de l' Institut Botanique de l'Université d'Athènes 1:27-179.

Mallinis G, Roustanis Th, Chalkidou E, Tselepis S, Kokkoris I, Dimopoulos P, Kavvadia A, Mitsopoulos I 2021. PPGIS-webGIS Practical Guide. LIFE-IP 4 NATURA: Integrated Actions for the Conservation and Management of NATURA 2000 Sites, Species, Habitats and Ecosystems in Greece (LIFE16 IPE/GR/000002). Deliverable of Action C.4. Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki, pp. 112.

Manes S, Costello MJ, Beckett H, Debnath A, Devenish-Nelson E, Grey K-A, Jenkins R, Khan TM, Kiessling W, Krause C *et al.* 2021. Endemism increases species' climate change risk in areas of global biodiversity importance. Biological Conservation 257:109070. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109070.

Matsiori S, Anagnos N, Aggelopoulos S, Soutsas K 2012. Economic valuation of forest recreation: The case of the University forest of Pertouli in Greece. *J. of Food, Agric. Environ* 10(2):866-870.

Pafilis P, Kapsalas G, Lymberakis P, Protopapas D, Sotiropoulos K 2019. Diet composition of the Karpathos marsh frog (*Pelophylax cerigensis*): what does the most endangered frog in Europe eat? *Anim. Biodiv. Cons*. 42:1-8.

Pamperis L 1997. The butterflies of Greece. Publications Bastas-Plessas, pp. 554

Rovatsos MTh and Giagia-Athanasonpoulou EB 2012. Taxonomical status and phylogenetic relations between the “thomasi” and “atticus” chromosomal races of the underground vole *Microtus thomasi* (Rodentia, Arvicolinae). *Mamm. Biol*. 77:6-12.

Sfenthourakis S and Triantis KA 2017. The Aegean archipelago: a natural laboratory of evolution, ecology and civilisations. *J Biol. Res.-Thess.* 24:4.

Sfenthourakis S, Pafilis P, Parmakelis A, Poulakakis N, Triantis KA 2018. Biogeography and Biodiversity of the Aegean. Broken Hill Publications, pp. 300.

Strid A 2016. Atlas of the Aegean Flora. Part 1: Text & Plates. Part 2: Maps. Botanic Garden and Botanical Museum Berlin, Freie Universität Berlin, Berlin. Englera:33 (1 and 2).

Trigas P, Tsiftsis S, Tsiripidis I, Iatrou G 2012. Distribution patterns and conservation perspectives of the endemic flora of Peloponnese (Greece). *Folia Geobot*. 47:421–439.

Tropea G, Fet V, Parmakelis A, Kotsakiozi P, Stathi I, Zafeiriou S 2020. *Euscorpius lesbiacus* sp. N., a new species of scorpion from lesvos island, greece (scorpiones: Euscorpiidae). *Rev. Iber. Aracnol.* 37:185-195.

Vascular Plants Checklist of Greece: Flora of Greece, An Annotated Checklist. Flora of Greece Web. Available online: https: //portal.cybertaxonomy.org/flora-greece/intro [Accessed: 10 March 2022].

Verde N, Kokkoris IP, Georgiadis C, Kaimaris D, Dimopoulos P, Mitsopoulos I, Mallinis G. 2020. National scale land cover classification for ecosystem services mapping and assessment, using multitemporal copernicus EO data and google earth engine. *Remote Sensing 12*(20):3303.

Zervakis G, Dimou D, Balis C 1998. A checklist of the Greek Macrofungi including hosts and biogeographic distribution: I. Basidiomycotina. *Mycotaxon* 66:273–336.

Zervakis G, Lizoň P, Dimou D, Polemis E 1999. Annotated checklist of the Greek macrofungi. II. Ascomycotina. *Mycotaxon* 72:487–506.

Ελληνόγλωσση

Αποτελέσματα Πρώτης Απογραφής Εθνικής Δασών 1992. Υπουργείο Γεωργίας. Γενική Γραμματεία Δασών και Φυσικού Περιβάλλοντος.

Αραβανόπουλος ΦΑ 2014. Καρπώσεις, διαχείριση και προστασία δασικών πόρων και βιοποικιλότητας: Η φύση του προβλήματος και τα προβλήματα της φύσης. Πρακτικά Επιστημονικού Συμποσίου «Ποια Ελλάδα», Εκδόσεις ΑΠΘ, Θεσσαλονίκη, σελ. 283-296.

Γαλατσίδας 2012. Το πλαίσιο διαχείρισης των ελληνικών δασών, σελ 201-212, στο Α.Χ. Παπαγεωργίου, Γ. Καρέτσος και Γ. Κατσαδωράκης (επιμ. έκδοσης). Το δάσος: Μια ολοκληρωμένη προσέγγιση. WWF Ελλάς, Αθήνα.

Γεωργίου Κ, Δεληπέτρου Π 2000. Απειλούμενα Ενδημικά Είδη Χλωρίδας στη Νότια Ελλάδα (Πρόγραμμα "ARCHI-MED" Δράση 2.1). Περιφέρεια Κρήτης, Πανεπιστήμιο Κρήτης.

Γεωργίου Κ, Δεληπέτρου Π, Σκώκου Ν, Χλύκας Ν (Συντονιστές έκδοσης) 2014. Παραδοτέο Α.1 : «Οριστικοποιημένος κατάλογος των ειδών χλωρίδας των Παραρτημάτων ΙΙ, IV και V της Οδηγίας 92/43/ΕΟΚ τα οποία απαντούν στην Ελλάδα». ΥΠΕΚΑ, Αθήνα, ΣΥΜΠΡΑΞΗ ΓΡΑΦΕΙΩΝ ΜΕΛΕΤΩΝ : «NERCO – Ν. ΧΛΥΚΑΣ & ΣΥΝΕΡΓΑΤΕΣ Α.Ε.Μ.», «ΣΚΩΚΟΥ ΘΕΟΔΩΡΑ ΤΟΥ ΚΩΣΤΑΝΤΙΝΟΥ», «ΠΑΤΡΙΝΕΛΗΣ ΓΕΩΡΓΙΟΣ ΤΟΥ ΑΙΜΙΛΙΟΥ», Αθήνα. 18 σελ.

Δημόπουλος Π, Κόκκορης Ι, Μπεκρή Ε, Μαλλίνης Γ, Σταμπουλίδης Θ 2018α. LIFE-IP 4 NATURA: Ολοκληρωμένες δράσεις για την διατήρηση και διαχείριση των περιοχών του δικτύου Natura 2000, των ειδών, των οικοτόπων και των οικοσυστημάτων στην Ελλάδα. Παραδοτέο Δράσης Α.3: Εθνικός Κατάλογος Δεικτών Οικοσυστημικών Υπηρεσιών. Πανεπιστήμιο Πατρών, Δημοκρίτειο Πανεπιστήμιο Θράκης, Πάτρα σελ. 158.

Δημόπουλος Π, Μαλλίνης Γ, Κόκκορης Ι, Μπεκρή Ε, Χρυσάφη Ε, Βερδέ Ν, Σταμπουλίδης Θ 2018β. LIFE-IP 4 NATURA: Ολοκληρωμένες δράσεις για την διατήρηση και διαχείριση των περιοχών του δικτύου Natura 2000, των ειδών, των οικοτόπων και των οικοσυστημάτων στην Ελλάδα. Παραδοτέο Δράσης Α.3: Τεχνικός - Μεθοδολογικός Οδηγός για τον προσδιορισμό και την αξιολόγηση των τύπων οικοσυστημάτων και των οικοσυστημικών υπηρεσιών τους στην Ελλάδα, σε εθνική,

περιφερειακή και τοπική κλίμακα. Πανεπιστήμιο Πατρών, Δημοκρίτειο Πανεπιστήμιο Θράκης, Πάτρα σελ. 211.

Δημόπουλος Π, Μπαζός Ι, Κόκκορης ΙΠ, Ζωγραφίδης Α, Καραδήμου Ε, Καλλιμάνης ΑΣ, Raus Th, Strid A 2020α. Οδηγός Ξενικών Φυτικών Ειδών στην Ελλάδα και στο δίκτυο προστατευόμενων περιοχών Natura 2000, 112 σελ., Αθήνα.

Δημόπουλος Π, Κόκκορης Ι, Χρυσάφη Ε, Μαλλίνης Γ 2020β. Χάρτης περιοχών προτεραιότητας για τις οικοσυστημικές υπηρεσίες στην Ελλάδα. Έργο LIFE-IP 4 NATURA: Ολοκληρωμένες δράσεις για τη διατήρηση και διαχείριση των περιοχών του δικτύου Natura 2000, των ειδών, των οικοτόπων, και των οικοσυστημάτων στην Ελλάδα (LIFE16 IPE/GR/000002). Παραδοτέο Δράσης Α.3. Υπουργείο Περιβάλλοντος και Ενέργειας, Αθήνα, σελ. 33.

Ευρωπαϊκή Επιτροπή, Γενική Διεύθυνση Περιβάλλοντος 2019. Natura 2000 και δάση. Μέρος I–II, Publications Office, https://data.europa.eu/doi/10.2779/891429.

Κοράκης Γ 2015. Δασική Βοτανική: Αυτοφυή δέντρα και θάμνοι της Ελλάδας, ΣΕΑΒ, Εθνικό Μετσόβιο Πολυτεχνείο, Ελλάδα, 620 σελίδες.

Λεγάκις Α και Μαραγκού Π (επιμ.) 2009. Κόκκινο Βιβλίο των Απειλούμενων Σπονδυλοζώων της Ελλάδας, Ελληνική Ζωολογική Εταιρεία, σελ. 528.

Ξανθόπουλος Γ, Παλάσκας Δ, Σκουτέρη Α, Θεοδωρίδης Ν, Αλμπάνης Κ 2016. Μεθοδολογία εκτίμησης της αξίας δασικής γης στην Ελλάδα. Τριμηνιαία Έκδοση του Ελληνικού Γεωργικού Οργανισμού – ΔΗΜΗΤΡΑ, 15:23-25

Παφίλης Π και Βαλάκος ΕΔ 2012. Αμφίβια και τα Ερπετά της Ελλάδας, Οδηγός Αναγνώρισης. Εκδόσεις Πατάκη, σελ. 198.

Παφίλης Π και Μαραγκού Π (επιμ.) 2020. Άτλας Αμφιβίων και Ερπετών της Ελλάδας. Εκδόσεις Broken Hill, σελ. 230.

Παφίλης Π (επιμ.) 2020. Η Πανίδα της Ελλάδας, Βιολογία και Διαχείριση της Άγριας Πανίδας. Εκδόσεις Broken Hill, σελ.932.

Παντίδου ΜΕ 1973. Κατάλογος Μυκήτων και Ξενιστών της Ελλάδος. Μπενάκειο Φυτοπαθολογικό Ινστιτούτο. Κηφισιά.

Υπουργείο Περιβάλλοντος, Ενέργειας και Κλιματικής Αλλαγής 2014. Εθνική Στρατηγική και Σχέδιο Δράσης για τη Βιοποικιλότητα. Διαθέσιμο στο: https://ypen.gov.gr/wp-content/uploads/legacy/Files/Perivallon/Diaxeirisi%20Fysikoy%20Perivallontos/Biopoikilotita/20200323_ethniki_strathgiki_biodiversity.pdf [Accessed: 3 January 2022].

Φοίτος Δ, Κωνσταντινίδης Θ, Καμάρη Γ (επιτροπή έκδοσης) 2009. Βιβλίο Ερυθρών Δεδομένων των Σπάνιων και Απειλούμενων Φυτών της Ελλάδας. Δύο Τόμοι.

Απειλούμενο είδος: κάθε είδος ζωντανού οργανισμού το οποίο απειλείται με εξαφάνιση στο άμεσο μέλλον. Σύμφωνα με τη Διεθνή Ένωση Προστασίας της Φύσης (IUCN), ως απειλούμενα χαρακτηρίζονται τα είδη που υπάγονται σε μία από τις τρεις κατηγορίες: Κρισίμως κινδυνεύοντα (critically endangered), κινδυνεύοντα (endangered) και τρωτά (vulnerable).

Διφυές δάσος: Δάσος στο οποίο συνυπάρχουν τόσο η σπερμοφυής, όσο και η πρεμνοφυής δασοπονική μορφή.

Ενδημικός (endemic): Παρών σε μια περιοχή με φυσικό τρόπο, χωρίς την παρέμβαση του ανθρώπου.

Ενδοφυτικοί μύκητες: Ενδοφυτικοί μύκητες είναι οι μύκητες που αναπτύσσουν συμβιωτική σχέση στο εσωτερικό των υπέργειων κυρίως ιστών των φυτών και δεν προκαλούν κανένα σύμπτωμα σε αυτά.

Επί τόπου διατήρηση (in situ conservation): Η διατήρηση των φυσικών κοινοτήτων και των πληθυσμών των κινδυνευόντων ειδών στο φυσικό τους περιβάλλον.

Ετερότροφοι οργανισμοί: Ετερότροφοι οργανισμοί καλούνται όλοι όσοι δεν μπορούν να παράξουν μόνοι τους την τροφή τους αλλά πρέπει να την αποκτήσουν έτοιμη, σε αντίθεση με τα αυτότροφα φυτά που παράγουν την τροφή τους με φωτοσύνθεση.

Ευκαρυωτικός οργανισμός: Ευκαρυωτικός χαρακτηρίζεται κάθε οργανισμός που τα κύτταρά του φέρουν καλά διαμορφωμένο πυρήνα.

Ευρωπαϊκό Οικολογικό Δίκτυο Natura 2000: Το Ευρωπαϊκό Οικολογικό Δίκτυο Natura 2000 είναι ένα δίκτυο ζωνών προστασίας της φύσης που εκτείνεται σε ολόκληρη την Κοινότητα και έχει ως στόχο να διασφαλίσει τη μακροπρόθεσμη διατήρηση των πιο πολύτιμων και των πλέον απειλούμενων ειδών και ενδιαιτημάτων της σε ικανοποιητικό επίπεδο.

Θαλλός: Θαλλός είναι το σώμα του μύκητα, δηλαδή στη βλαστητική του φάση και απαρτίζεται από υφές που σχηματίζουν το μυκήλιο.

Θερμές περιοχές βιοποικιλότητας (biodiversity hotspots): Περιοχές με εξαιρετικά υψηλές συναθροίσεις ειδών και υψηλά ποσοστά ενδημισμού, οι οποίες αντιμετωπίζουν υψηλό βαθμό απειλής, εξαιτίας της ανθρώπινης δραστηριότητας.

Ιθαγενές είδος: είδος φυτού, ζώου ή οποιουδήποτε άλλου είδους ζωντανού οργανισμού, του οποίου η φυσική προέλευση αντιστοιχεί σε μια συγκεκριμένη περιοχή (συνώνυμα: αυτόχθονο, γηγενές).

Κατακερματισμός ενδιαιτήματος (habitat fragmentation): Διαδικασία κατά την οποία μία συνεχής περιοχή ενδιαιτήματος μειώνεται σε μέγεθος και διαιρείται σε δύο ή περισσότερα κατατμήματα.

Κέντρο ενδημισμού (centre of endemism): περιοχή στην οποία παρατηρείται υψηλή παρουσία ενδημικών ειδών.

Κινδυνεύον είδος (endangered species): Ένα είδος που εμφανίζει υψηλό κίνδυνο εξαφάνισης στην άγρια κατάσταση στο εγγύς μέλλον. Αποτελεί κατηγορία στο σύστημα της IUCN.

Νησιωτισμός: Χαρακτήρας που αναφέρεται στον μεγάλο αριθμό νησιών με ικανή ποικιλομορφία.

Ξενικά είδη: Είναι εκείνα τα είδη που εξαπλώνονται σε μία ή περισσότερες περιοχές και η παρουσία τους αυτή οφείλεται σε εκούσια, ή ακούσια ανθρώπινη δραστηριότητα ή στη διασπορά τους με φυσικό τρόπο από μία γειτονική περιοχή όπου είναι ιθαγενή (συνώνυμα: μη γηγενή, μη αυτόχθονα, εισαγόμενα, εξωτικά, αλλόχθονα).

Οικοσυστημικές υπηρεσίες (ecosystem services): η συμβολή των οικοσυστημάτων στα οφέλη που αποκτώνται κατά την άσκηση οικονομικής, κοινωνικής, πολιτιστικής και άλλης ανθρώπινης δραστηριότητας.

Πληθυσμιακή στενωπός (population bottleneck): Δραστική μείωση του μεγέθους του πληθυσμού (π.χ. μετά την εμφάνιση μολυσματικής ασθένειας), που μερικές φορές οδηγεί σε απώλεια γενετικής ποικιλομορφίας.

Πλούτος ειδών (species richness): Ο αριθμός των ειδών που απαντούν σε μία κοινότητα.

Ποικιλότητα ειδών (species diversity): Το εύρος των ειδών που απαντούν σε μια συγκεκριμένη περιοχή.

Ποικιλότητα οικοσυστημάτων ή οικολογική ποικιλότητα (ecosystem diversity): Η ποικιλία των οικοσυστημάτων που υπάρχουν σε μία τοποθεσία ή γεωγραφική περιοχή.

Πρεμνοφυές δάσος: Δάσος το οποίο αναγεννάται αγενώς με αναβλαστήματα.

Σπερμοφυές δάσος: Δάσος το οποίο αναγεννάται με σπέρματα.

Σύμβαση για τη Βιολογική Ποικιλότητα (Convention on Biological Diversity, CBD) Διεθνής Σύμβαση που υποχρεώνει τις χώρες να προστατεύσουν τη βιολογική ποικιλότητα που υπάρχει εντός της επικράτειάς τους και τους δίνει το δικαίωμα να απολαμβάνουν οικονομικά οφέλη προερχόμενα από τη χρήση της.

Συμβιωτικοί μύκητες: Συμβιωτικοί μύκητες, με τη στενή έννοια του όρου, είναι οι μύκητες που στην αλληλεπίδρασή τους με άλλους οργανισμούς σχηματίζουν σχέσεις αμοιβαιότητας με θετικές συνέπειες και για τους δύο εταίρους.

Κεφάλαιο 2.3: Βιοτικές και Αβιοτικές Απειλές για τα Δάση της Ελλάδας

Φίλιππος Αραβανόπουλος[1], Δημήτριος Αβτζής[2], Μαργαρίτα Αριανούτσου[3], Στέφανος Διαμαντής[2], Χρήστος Ζερεφός[4], Παύλος Καλαμπόκας[4], Ιωάννης Καψωμενάκης[4], Αναστασία Πούπκου[4], Σταύρος Σολωμός[4]

[1]Εργαστήριο Δασικής Γενετικής και Βελτιώσεως Δασοπονικών Ειδών, Τμήμα Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης

[2]Ινστιτούτο Δασικών Ερευνών, Ελληνικός Γεωργικός Οργανισμός "ΔΗΜΗΤΡΑ"

[3]Τομέας Οικολογίας και Ταξινομικής, Τμήμα Βιολογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών

[4]Κέντρον Ερεύνης και Φυσικής της Ατμοσφαίρας, Ακαδημία Αθηνών

2.3.1 Απειλές από την ατμοσφαιρική ρύπανση

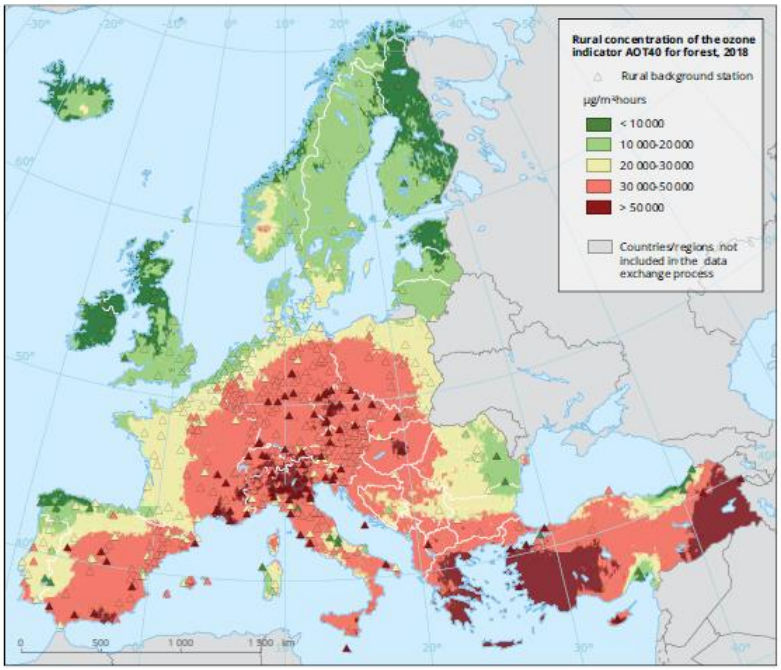
Η ρύπανση των δασών είναι ένα σημαντικό ζήτημα, καθώς μπορεί να οδηγήσει στην αλλαγή της σύνθεσης της βλάστησης και στην αστάθεια των δασικών οικοσυστημάτων (Kozlowski and Constantinidou 1986, Aravanopoulos 1998). Ιδιαίτερα η ατμοσφαιρική ρύπανση σε συνδυασμό με την κλιματική αλλαγή αποτελεί σημαντική απειλή για τα δασικά οικοσυστήματα. Η ρύπανση της ατμόσφαιρας αποτελεί σήμερα ένα σημαντικό παράγοντα ενός γενικότερου περίπλοκου και πολυπαραγοντικού συστήματος καταπόνησης (environmental stress) που υφίστανται τα δάση. Ο κίνδυνος της μαζικής απώλειας ευπαθών γενοτύπων θα οδηγήσει στην ελάττωση της γενετικής ποικιλότητας και της βιοποικιλότητας των δασών με απώτερο αποτέλεσμα τη μείωση της προσαρμοστικότητάς τους στο συνεχώς μεταβαλλόμενο περιβάλλον.

Ο σημαντικότερος ατμοσφαιρικός ρύπος που απειλεί τα δάση σήμερα είναι το τροποσφαιρικό όζον (O_3) (Agathokleous *et al.* 2020). Οι επιπτώσεις του τροποσφαιρικού όζοντος στα χερσαία φυσικά οικοσυστήματα αποτελούν μείζονα λόγο ανησυχίας σε παγκόσμιο επίπεδο, δεδομένης της τρέχουσας παρούσας κατανομής της ρύπανσης από όζον (Mills *et al.* 2018) και της φυτοτοξικότητας που αντιστοιχεί στα δεδομένα υψηλά επίπεδα όζοντος (Paoletti *et al.* 2020). Είναι εξακριβωμένο ότι τα επίπεδα όζοντος εξακολουθούν να προσεγγίζουν τις τιμές που βρίσκονται στο όριο της φυτοτοξικότητας σε πολλές περιοχές (Paoletti *et al.* 2021). Η Ελλάδα βρίσκεται ανάμεσα στις έξι ευρωπαϊκές χώρες με την υψηλότερη συγκέντρωση όζοντος, μεταξύ 45 χωρών (Forest Europe 2020). Η αλληλεπίδραση μεταξύ του όζοντος ως ρύπου και των δασικών οικοσυστημάτων (αξιολόγηση κινδύνου, πολυπαραγοντικές αντιδράσεις, μηχανισμοί αποτοξίνωσης), δεν έχει μελετηθεί επαρκώς σε παγκόσμιο επίπεδο (Paoletti *et al.* 2020)

και συνεπώς ούτε στην Ελλάδα (κατανομή σε επίπεδο χώρας και δασικών οικοσυστημάτων, αξιολόγηση κινδύνου φυτοτοξικότητας, μοντελοποίηση εναπόθεσης όζοντος στα δασικά δένδρα, ανάπτυξη επιδημιολογικά βασισμένων κρίσιμων επιπέδων όζοντος για την προστασία του οικοσυστήματος – εφαρμογή οδηγίας της Ευρωπαϊκής Ένωσης για τα εθνικά ανώτατα όρια εκπομπών) (European Environment Agency 2018).

Δορυφορικά δεδομένα, κατακόρυφες αεροπορικές μετρήσεις και μετρήσεις επιφανειακού όζοντος υποδεικνύουν ότι στην επιφάνεια πάνω από τη λεκάνη της Μεσογείου απαντώνται θερινές συγκεντρώσεις όζοντος από τις υψηλότερες στον κόσμο, ειδικά στο ανατολικό τμήμα της λεκάνης (Kourtidis *et al.* 2002, Kouvarakis *et al.* 2000, Zerefos *et al.* 2002). Έχει εντοπιστεί μία χαρακτηριστική δεξαμενή υψηλών θερινών συγκεντρώσεων όζοντος στην ελεύθερη τροπόσφαιρα στην περιοχή της ανατολικής Μεσογείου-Μέσης Ανατολής που συνδέεται με την καθοδική μεταφορά αερίων μαζών από την ανώτερη τροπόσφαιρα - κατώτερη στρατόσφαιρα, σε συνδυασμό με τις έντονες καθοδικές κινήσεις που συνήθως επικρατούν πάνω από την ανατολική Μεσόγειο (Kalabokas *et al.* 2007, 2008, 2013, Zanis *et al.* 2014, Akritidis *et al.* 2016). Κατά συνέπεια, στη λεκάνη της Μεσογείου και ιδιαίτερα στο ανατολικό τμήμα της παρατηρούνται πολύ υψηλά επίπεδα όζοντος, ιδιαίτερα κατά τη θερμή περίοδο του έτους, οπότε παρατηρείται και το μέγιστο της φωτοχημικής παραγωγής όζοντος στην ατμόσφαιρα (Poupkou *et al.* 2009). Αυτό έχει ως αποτέλεσμα να επηρεάζεται η ποιότητα του αέρα των μεγάλων αστικών κέντρων της περιοχής, ενώ συχνά καταγράφεται υπέρβαση των ορίων προστασίας της ανθρώπινης υγείας καθώς και των ορίων φυτοτοξικότητας που έχουν τεθεί από την Ευρωπαϊκή Ένωση (Σχήμα 2.3.1).

Η ανάλυση των συγκεντρώσεων όζοντος στην επιφάνεια πάνω από τη λεκάνη της Μεσογείου καθώς και των κατακόρυφων μετρήσεων όζοντος στη Μεσόγειο, υποδεικνύει ότι το όζον επηρεάζεται έντονα από συγκεκριμένες μετεωρολογικές καταστάσεις. Οι ημέρες με την υψηλότερη συγκέντρωση όζοντος στην Ελλάδα και την ανατολική Μεσόγειο χαρακτηρίζονται συνήθως από την επέκταση του αντικυκλώνα με κέντρο τη βόρεια Αφρική, προς την κεντρική Ευρώπη και τα Βαλκάνια. Οι πολύ υψηλές συγκεντρώσεις όζοντος πάνω από την Ελλάδα και την ανατολική Μεσόγειο, συνδυάζονται και με το πεδίο των χαμηλών πιέσεων που επικρατεί συνήθως κατά το θέρος στην περιοχή της Μέσης Ανατολής, το οποίο ευνοεί τις κατακόρυφες κινήσεις αερίων μαζών στην περιφέρεια του αντικυκλώνα που καλύπτει συνήθως την περιοχή μας, μεταφέροντας τα υψηλά επίπεδα θερινού τροποσφαιρικού όζοντος της περιοχής προς την επιφάνεια του εδάφους (Kalabokas *et al.* 2023).



Σχήμα 2.3.1. Χάρτης των τιμών του δείκτη AOT40 για τα δάση το 2018. Ως AOT40 ορίζεται το άθροισμα της διαφοράς μεταξύ των ωριαίων συγκεντρώσεων όζοντος άνω των 80 μg/m^3 (= 40 ppb) και των 80 μg/m^3 σε μια δεδομένη χρονική περίοδο χρησιμοποιώντας μόνο τις ωριαίες τιμές όζοντος που μετρώνται μεταξύ 8:00 και 20:00 CET κάθε μέρα. (Πηγή: European Environment Agency 2020, ETC/ATNI 2020).

Αν εξαιρέσουμε το όζον, τα ελληνικά δασικά οικοσυστήματα έχουν επηρεαστεί από σημειακές πηγές ρύπανσης (κυρίως οξείδια του αζώτου (NO_x) και διοξείδιο του θείου (SO_2)), κυρίως στα περιαστικά δάση των δύο μεγάλων αστικών κέντρων της Αθήνας και της Θεσσαλονίκης και στα δάση των λεκανοπεδίων Κοζάνης - Πτολεμαΐδας και Μεγαλόπολης όπου βρίσκονται τα μεγαλύτερα λιγνιτικά κοιτάσματα της χώρας και όπου παραγόταν το 50% περίπου της ηλεκτρικής ενέργειας από το 1950 μέχρι πρόσφατα (Nanos *et al.* 2015). Στα δάση αυτά έχουν εντοπιστεί φαινόμενα μεταβολής της γενετικής και ιδιαίτερα της επιγενετικής ποικιλότητας (Aravanopoulos 1998, Giagli *et al.* 2009, Katsidi *et al.* 2023, Papagrigoraki and Aravanopoulos 2012), σε συμφωνία με αντίστοιχες περιπτώσεις της Μεσευρώπης (Longauer *et al.* 2001, 2004). Στον Ελλαδικό χώρο, η ποιότητα του αέρα υπερβαίνει τα Ευρωπαϊκά όρια ποιότητας που επηρεάζουν τη βλάστηση αλλά και την υγεία των ανθρώπων κυρίως στις ευρύτερες περιοχές των μεγάλων αστικών κέντρων της Αθήνας και της Θεσσαλονίκης για τα οξείδια του αζώτου και σε θέσεις θερμοηλεκτρικών εργοστασίων του νομού Κοζάνης για το διοξείδιο του θείου (http://mapsportal.ypen.gr/, ETC/ATNI 2020).

Γενικά, όταν τα δενδρώδη είδη βρεθούν αντιμέτωπα με συνεχείς καταπονήσεις μπορούν να υποστούν σημαντικές απώλειες στα επίπεδα γενετικής ποικιλότητας και ενδέχεται να παρουσιάσουν στο μέλλον μειωμένη ικανότητα προσαρμογής σε οποιεσδήποτε συνθήκες καταπόνησης. Γενικά, υψηλές συγκεντρώσεις όζοντος παρατηρούνται στην περιφέρεια των αστικών περιοχών κατάντι του ανέμου και κατά μήκος της τροχιάς των αερίων μαζών που μεταφέρουν όζον ή πρόδρομους ρύπους από σημεία ή περιοχές υψηλών εκπομπών. Επίσης, λόγω της τροποσφαιρικής επίδρασης και ιδιαίτερα σε μη αστικές περιοχές, η μέση τιμή όζοντος αυξάνεται κατά κανόνα καθ' ύψος. Ιδιαίτερα στην περίπτωση του όζοντος, αλλά και αυτής των εν δυνάμει επιπτώσεων σημειακών πηγών ρύπανσης, επιβάλλεται η εφαρμογή βιοπαρακολούθησης πολλαπλής κλίμακας στα ελληνικά δάση και η μοντελοποίηση των μελλοντικών επιπτώσεων των ρύπων στο πλαίσιο του μεταβαλλόμενου κλίματος (π.χ. αλληλεπίδραση ξηρασίας, αύξησης θερμοκρασίας, αύξησης συγκέντρωσης CO_2 και ρύπων). Ιδιαίτερα συνιστάται η βιοπαρακολούθηση της χαλεπίου και της μαύρης πεύκης (*Pinus halepensis, P. nigra*), που είναι κύρια δασικά είδη των ελληνικών δασικών οικοσυστημάτων και αποτελούν βιοδείκτη για την παρακολούθηση της ρύπανσης με όζον (Kivimaenpaa *et al.* 2010).

2.3.2 Καταιγίδες και ακραία καιρικά φαινόμενα

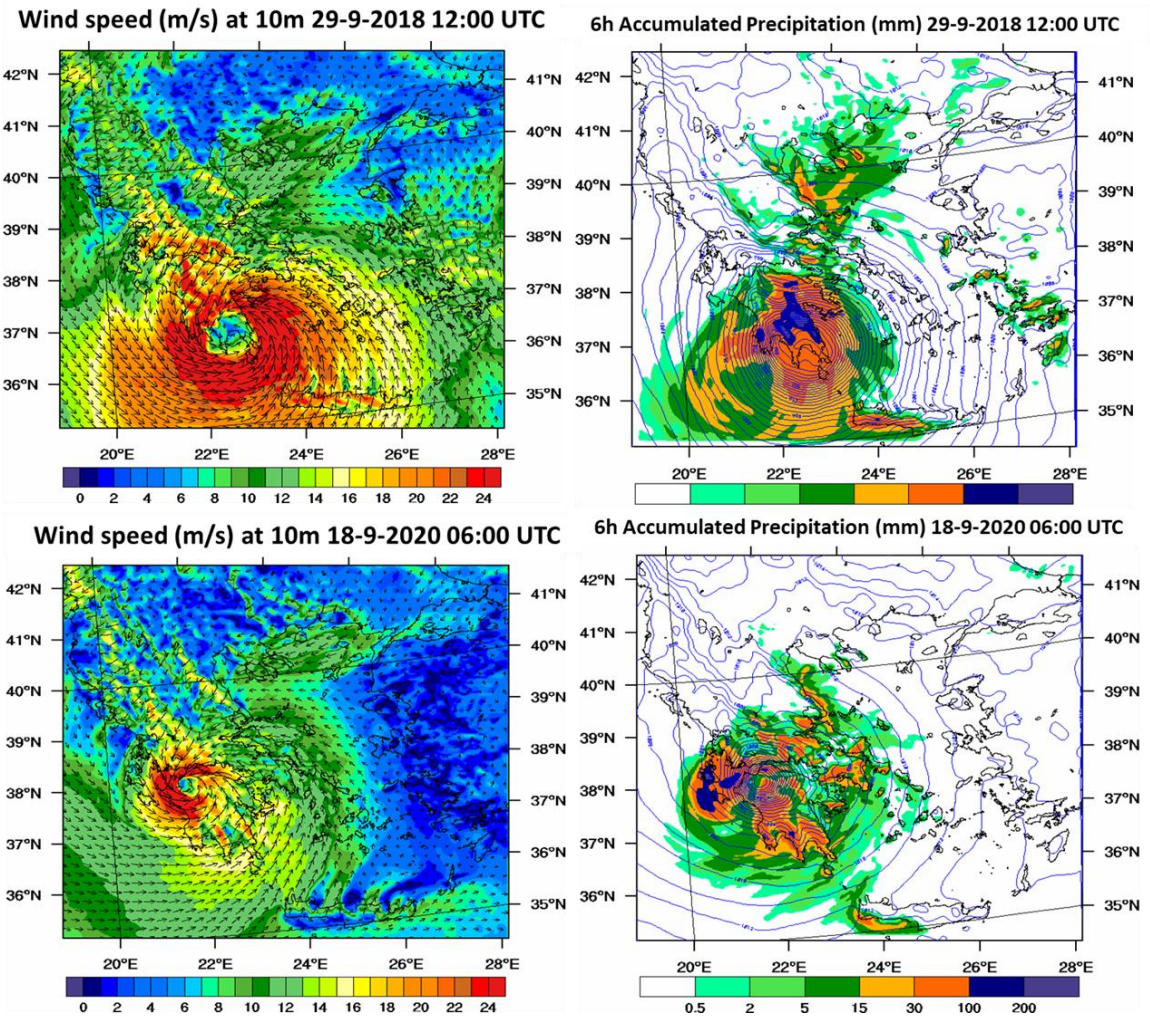
Οι σημαντικότερες απειλές για τα δασικά συστήματα προέρχονται κυρίως από τα ακραία φαινόμενα που συνδέονται με τις καταιγίδες. Οι άμεσοι κίνδυνοι σχετίζονται με τους σφοδρούς ανέμους, οι οποίοι είναι συχνά ικανοί να σπάσουν ή και να ξεριζώσουν ολόκληρα δένδρα ακόμη και δασικές συστάδες (Gardiner *et al.* 2010, Kamimura *et al.* 2015). Καταιγίδες με κύριο χαρακτηριστικό τους θυελλώδεις ανέμους μπορούν ξαφνικά, κυριολεκτικά, να ισοπεδώσουν ζώνες με εκατομμύρια στρέμματα δασών προκαλώντας ανθρώπινες απώλειες και τεράστια προβλήματα στην εύρυθμη λειτουργία της αγοράς ξυλείας. Σημαντικοί είναι και οι έμμεσοι κίνδυνοι εξαιτίας των κεραυνών που μπορεί να προκαλέσουν πυρκαγιές, αλλά και η διάβρωση του εδάφους λόγω έντονων βροχοπτώσεων, ιδιαίτερα σε περιοχές που έχουν πρόσφατα καεί. Χειμώνες με παρατεταμένες και πολύ χαμηλές θερμοκρασίες μπορεί να προκαλέσουν σημαντικές απώλειες ακόμη και σε φυσικά οικοσυστήματα. Αναφέρεται ο χειμώνας 2001-2002 όταν σημειώθηκαν θερμοκρασίες -18 και -20^{o} C και ολικός παγετός καθ' όλη τη διάρκεια του μηνός Φεβρουαρίου με αποτέλεσμα φυσικά πευκοδάση, κυπαρίσσια και πλατύφυλλα δένδρα να νεκρωθουν στη βόρεια Ελλάδα και στη Θεσσαλία. Χαμηλές θερμοκρασίες προκαλούν συχνά παγοραγάδες σε λεπτόφλοια είδη, όπως λεύκες, καρυδιές, καστανιές κ.ά. Έντονες χιονοπτώσεις επίσης είναι δυνατόν να προκαλέσουν χιονοριψίες και χιονοθλασίες, όπως συνέβη στις εκτεταμένες αναδασώσεις των ξενικών ειδών παραθαλασσίας (*Pinus maritima*) και ακτινωτής πεύκης (*Pinus radiata*) στη βόρεια Χαλκιδική. Η συχνότερη εμφάνιση ακραίων καιρικών φαινομένων στις επόμενες

δεκαετίες λόγω της κλιματικής μεταβολής (IPCC 2021), αναμένεται να οδηγήσει και σε αντίστοιχη αύξηση των σχετικών κινδύνων για τα δάση. Ήδη κατά τα τελευταία έτη έχουν σημειωθεί σημαντικές καταστροφές εξαιτίας τέτοιων φαινομένων, όπως είναι για παράδειγμα οι μεσογειακοί κυκλώνες Ζορμπάς και Ιανός που έπληξαν τη χώρα μας το 2018 και το 2020 αντίστοιχα (Εικόνα 2.3.1).

Εικόνα 2.3.1. Παραδείγματα καταστροφών από τους μεσογειακούς κυκλώνες Ζορμπά και Ιανό. (Πηγές: messinialive.gr, thetoc.gr)

Τα συστήματα αυτά τροφοδοτούνται με ενέργεια από τα θερμότερα νερά της Μεσογείου ενώ επηρεάζονται επίσης και από το έντονο τοπογραφικό ανάγλυφο της χώρας. Η μηχανική ανύψωση των αερίων μαζών καθώς μετακινούνται από την θάλασσα προς την ξηρά προκαλεί τοπικές καταιγίδες, οι οποίες μπορούν να πλήξουν με σφοδρότητα πολλές περιοχές της Ελλάδας. Όπως φαίνεται χαρακτηριστικά στο Σχήμα 2.3.2, η ταχύτητα του ανέμου σε αυτά τα συστήματα ξεπερνά τα 25 m/s και τα ύψη βροχής ξεπερνούν τα 200 mm ανά 6 ώρες. Ισχυρά τοπικά φαινόμενα που συνοδεύονται από σφοδρούς ανέμους είναι επίσης συχνά σε διάφορες περιοχές της χώρας με συγκεκριμένα τοπογραφικά χαρακτηριστικά. Τέτοια φαινόμενα περιλαμβάνουν τη δημιουργία ορογραφικών κυμάτων βαρύτητας, τα οποία οδηγούν σε ακραίες ταχύτητες καταβατικών ανέμων, τη δημιουργία έντονων ριπών ανέμου λόγω καναλισμού της ατμοσφαιρικής ροής στην πολύπλοκη τοπογραφία αλλά και τη μεταφορά θερμών και

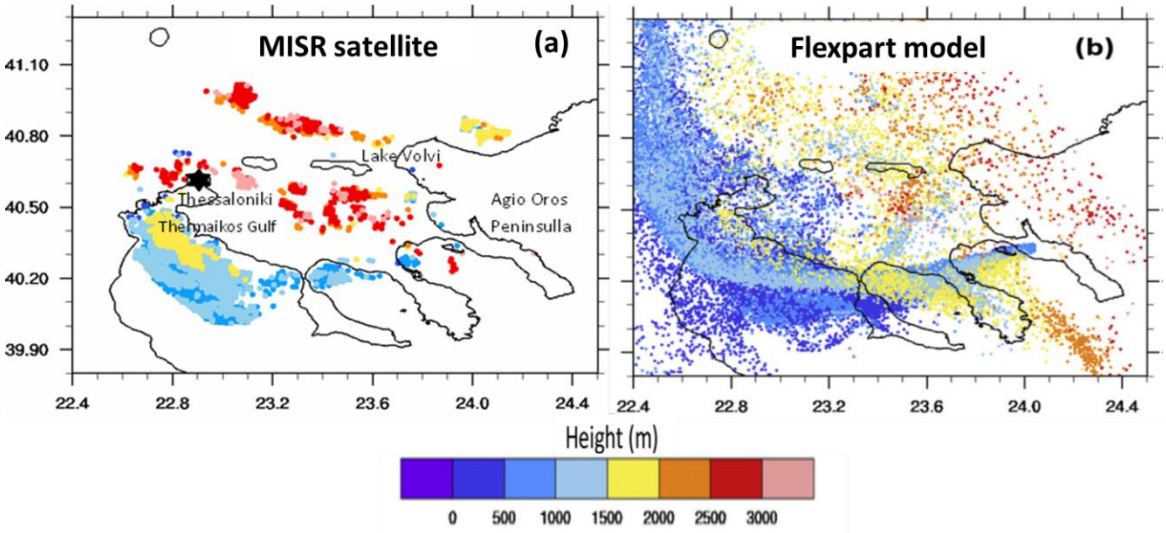
ξηρών αερίων μαζών σε συνδυασμό με εναπόθεση σκόνης μεταφερόμενης από την έρημο (Solomos *et al.* 2018, 2021).



Σχήμα 2.3.2. Ταχύτητα ανέμου στα 10 m (m/s) και αθροιστικός υετός 6ώρου (mm) για τον κυκλώνα Ζορμπά στις 29-9-2018, 12:00 UTC (πάνω) και για τον κυκλώνα Ιανό στις 18-9-2020 06:00 UTC (κάτω), από το ατμοσφαιρικό μοντέλο WRF του Κέντρου Έρευνας Φυσικής της Ατμόσφαιρας και Κλιματολογίας της Ακαδημίας Αθηνών.

Η αναμενόμενη αύξηση της έντασης των βροχοπτώσεων στα επόμενα χρόνια είναι ένας ακόμα παράγοντας κινδύνου τόσο για τη δημιουργία πλημμυρών, όσο και για την διάβρωση του εδάφους στις καμένες εκτάσεις. Στο πλαίσιο αυτό κρίνεται απαραίτητη η λήψη άμεσων μέτρων για την προστασία των καμένων περιοχών με κορμοδέματα εφόσον είναι σε επικλινείς περιοχές και αντίστοιχες τεχνικές παρεμβάσεις. Επιπλέον, η ένταση των φαινομένων σχετίζεται και με την αύξηση της κεραυνικής δραστηριότητας

ιδιαίτερα για τις καταιγίδες αστάθειας που λαμβάνουν χώρα κατά τη θερμή περίοδο του έτους. Η αύξηση των κεραυνών συνδέεται με τον κίνδυνο εκδήλωσης πυρκαγιάς, καθώς πολλά περιστατικά προέρχονται από την πτώση κεραυνών ή από την επίδρασή τους στο δίκτυο ηλεκτροδότησης. Η υπογειοποίηση των καλωδίων μεταφοράς ρεύματος υψηλής τάσης θα μπορούσε να συμβάλει στην πρόληψη σημαντικού αριθμού πυρκαγιών. Τέλος, ο συνδυασμός καταιγίδων κατακόρυφης ανάπτυξης με ενεργά μέτωπα δασικής πυρκαγιάς ευνοεί τη μεταφορά μεγάλων ποσοτήτων καπνού στα ανώτερα στρώματα της ατμόσφαιρας και την εν συνεχεία οριζόντια μεταφορά τους σε πολύ μακρινές αποστάσεις (Solomos *et al.* 2015, 2019). Ένα παράδειγμα δημιουργίας πυροσωρειτών (Pyro-Cb) και μακρινής μεταφοράς καπνού από δασικές πυρκαγιές φαίνεται στο Σχήμα 2.3.3 για την περιοχή του Αγίου Όρους.



Σχήμα 2.3.3. Μεταφορά σωματιδίων καπνού από τη δασική πυρκαγιά στο Άγιο Όρος (9-8-2012, 09:20 UTC). Τα σωματίδια ανέρχονται σε ανώτερα στρώματα της ατμόσφαιρας λόγω εγκλωβισμού τους στα ανοδικά ρεύματα των καταιγίδων κατακόρυφης ανάπτυξης. Η κλίμακα αντιστοιχεί στο ύψος των στρωμάτων του καπνού: (a) όπως παρατηρούνται από το δορυφορικό όργανο MISR (Multi-angle Imaging Spectroradiometer) και (b) όπως προσομοιώνονται από το μοντέλο διασποράς FLEXPART, (Solomos *et al.* 2015).

2.3.3 Απειλές από προσβολές εντόμων

Παρά το γεγονός ότι τα δάση της Ελλάδας είναι προσαρμοσμένα στις ιδιαίτερες κλιματικές συνθήκες της ευρύτερης περιοχής και ως εκ τούτου ανθεκτικά σε παροδικά εμφανιζόμενες ακραίες συνθήκες (λ.χ. ξηρασία, υψηλές θερμοκρασίες) (Manes *et al.* 2006), επαναλαμβανόμενες και παρατεταμένες περίοδοι τέτοιων συνθηκών σε

συνδυασμό με την ολοένα και συχνότερη εκδήλωση ακραίων καιρικών φαινομένων έχουν άμεσα ή έμμεσα αρνητική επίδραση στην υγεία των δασών (Allen *et al.* 2010). Ανάμεσα στους οργανισμούς που έμμεσα επωφελούνται από τη διατάραξη της υγείας των δασικών οικοσυστημάτων, που επιτείνει η κλιματική αλλαγή, είναι τα έντομα (Insecta), που αποτελούν, με διαφορά, την πλέον πολυπληθή και ποικιλόμορφη ομοταξία των αρθροπόδων. Μάλιστα, ως εξώθερμοι οργανισμοί, τα έντομα είναι εξαιρετικά ευαίσθητα ακόμη και σε μικρές μεταβολές της θερμοκρασίας και του περιβάλλοντος εν γένει (Bale *et al.* 2002), στις οποίες μπορούν να προσαρμοστούν γρήγορα χάρη στα ιδιαίτερα στοιχεία της βιολογίας τους (σύντομος βιολογικός κύκλος) (Ayres and Lombardero 2000).

Τα φλοιοφάγα έντομα (Coleoptera, Curculionidae, Scolytinae) περιλαμβάνουν περίπου τα μισά από τα 7.500 είδη της υποοικογένειας των Scolytinae (Wood 1982, Bright 1993) και ανάμεσά τους βρίσκονται κάποια είδη, τα οποία έχουν ιδιαίτερα έντονη επίδραση στα δασικά οικοσυστήματα της κεντρικής και βόρειας Ευρώπης (*Ips typographus*) (Netherer and Schopf 2010, Kausrud *et al.* 2012, Kamińska *et al.* 2021) αλλά και της Βόρειας Αμερικής (*Dendroctonus ponderosae*) (Taylor *et al.* 2006). Ειδικά στην περίπτωση του *D. ponderosae*, η έκταση και η διάρκεια της πληθυσμιακής έξαρσης στη βόρεια Αμερική βρέθηκε να έχει προσθετική επίδραση στο φαινόμενο της κλιματικής αλλαγής, λόγω της απελευθέρωσης άνθρακα κατά τη διάρκεια, αλλά και μετά το πέρας της πληθυσμιακής έξαρσης (Kurz *et al.* 2008). Παρά το γεγονός ότι τα είδη των φλοιοφάγων εντόμων που εντοπίζονται στη Μεσογειακή λεκάνη είναι σαφώς λιγότερο επιθετικά από τα προαναφερθέντα είδη των εύκρατων και βόρειων περιοχών, εξακολουθούν να αποτελούν μια μεγάλη απειλή για τα δάση, ιδιαίτερα κατά τη διάρκεια πληθυσμιακών εξάρσεων (Knížek and Beaver 2004). Τα είδη αυτά είναι απόλυτα προσαρμοσμένα στις ιδιαίτερες συνθήκες που επικρατούν στην περιοχή της Μεσογείου: για παράδειγμα το μονοκυκλικό (είδος που έχει έναν βιολογικό κύκλο κατά τη διάρκεια ενός έτους), μεσογειακό είδος εντόμου *Tomicus destruens* έχει σαφώς υψηλότερες απαιτήσεις σε θερμοκρασία σε σύγκριση με το *T. piniperda* (Horn *et al.* 2014), ενώ και η περίοδος πτήσης του παρατείνεται ακόμη και στη διάρκεια του χειμώνα (Faccoli *et al.* 2005, Sarikaya and Avci 2010). Αντίστοιχα, πολυκυκλικά είδη (είδη που έχουν περισσότερους από έναν βιολογικό κύκλο κατά τη διάρκεια ενός έτους), όπως για παράδειγμα τα *Orthotomicus erosus* και *Pityogenes calcaratus* εμφανίζουν όχι μόνο παρατεταμένες περιόδους πτήσης αλλά και αυξημένους ετήσιους βιολογικούς κύκλους (Mendel *et al.* 1985, Ghaioule *et al.* 1998). Με δεδομένο ότι τα φλοιοφάγα έντομα είναι σε θέση να εντοπίζουν και να προσβάλλουν δένδρα με εξασθενημένη φυσιολογία (Byers and Zhang 2011), σε συνδυασμό με το ότι αρκετά από τα φυτικά είδη που συγκροτούν τα δάση της Μεσογείου βρίσκονται υπό καθεστώς καταπόνησης λόγω κλιματικών συνθηκών (Rouault *et al.* 2006, Jactel *et al.* 2012) εξηγεί τα αίτια των ολοένα και πιο συχνά εμφανιζόμενων πληθυσμιακών εξάρσεων φλοιοφάγων εντόμων (Sarikaya and Avci 2010, Pernek *et al.* 2008) κάτι που παρατηρήθηκε και σε διάφορα δασικά

οικοσυστήματα της Ελλάδας τα τελευταία χρόνια (π.χ. περιαστικό δάσος Θεσσαλονίκης, δάσος ελάτης στον Πάρνωνα). Προς την ίδια κατεύθυνση είναι και η επίδραση των ξυλοφάγων εντόμων (Coleoptera: Buprestidae, Cerambycidae), τα οποία θεωρούνται δευτερογενή ως προς τον τρόπο δράσης τους, δηλαδή προσβάλλουν δένδρα με εξασθενημένη φυσιολογία λόγω άλλων βιοτικών ή και αβιοτικών παραγόντων (Sallé *et al.* 2014). Έχει παρατηρηθεί όμως ότι η υποβάθμιση της υγείας των δασικών οικοσυστημάτων λόγω των μεταβαλλόμενων συνθηκών δημιούργησε τις προϋποθέσεις ώστε κάποια από αυτά τα είδη να αποκτούν τη δυνατότητα να προσβάλλουν ακόμη και υγιή δένδρα (Evans *et al.* 2004) αυξάνοντας δραστικά την αρνητική τους επίδραση.

Ανάμεσα στα διάφορα είδη εντόμων που τρέφονται με τις βελόνες (κωνοφόρα) και τα φύλλα (πλατύφυλλα) δασικών ειδών στη Μεσογειακή λεκάνη γενικά, αλλά και συγκεκριμένα στην Ελλάδα, η πευκοκάμπια (*Thaumetopoea pityocampa*) και η λυμάντρια (*Lymantria dispar*) αντίστοιχα, αποτελούν τα πλέον συχνά απαντώμενα είδη, των οποίων η δράση έχει σημαντικές οικολογικές αλλά και οικονομικές συνέπειες (Battisti 2005, Mouna 2005, Αβτζής κ.α. 2013). Παρά το γεγονός ότι η επίδραση των μεταβαλλόμενων συνθηκών δεν είναι τόσο ευδιάκριτη όπως σε άλλα είδη εντόμων (λ.χ. φλοιοφάγα και ξυλοφάγα είδη) (Hale *et al.* 2005), και τα δύο προαναφερθέντα λεπιδόπτερα εμφανίζουν χαρακτηριστικά προσαρμογής στις νέες αυτές συνθήκες (Jactel *et al.* 2012), είτε μέσα από την τάση να αναπτύξουν περιοδικότητα στις πληθυσμιακές εξάρσεις (Battisti *et al.* 2015) είτε με τη μείωση του διαστήματος ανάμεσα σε αυτές (Pernek *et al.* 2008, Lacković *et al.* 2015). Αν και τις περισσότερες φορές, τα δασικά είδη ανακάμπτουν σχετικά γρήγορα ακόμη και μετά την ολοκληρωτική απώλεια της κόμης τους, οι αρνητικές συνέπειες της προσβολής από αυτά τα είδη είναι ιδιαίτερα έντονες σε νεαρά δενδρύλλια (π.χ. αναδασώσεις) όπου και η απώλεια της κόμης επιβαρύνει σοβαρά τη φυσιολογία τους, με συνέπεια να διαταράσσεται έντονα η ανάπτυξη τους και να παρουσιάζονται ακόμη και νεκρώσεις (Lombardero and Ayres 2011). Τέλος, θα πρέπει να επισημανθεί ότι η παρουσία των συγκεκριμένων ειδών έχει ακόμη και υγειονομικές συνέπειες, καθώς τα τριχίδια που φέρουν οι προνύμφες τους προκαλούν αλλεργική αντίδραση όταν έρθουν σε επαφή με το δέρμα ανθρώπων και ζώων (Battisti *et al.* 2011, Moneo *et al.* 2015).

Τέλος, μία από τις πιο σημαντικές απειλές των δασών της Ευρώπης (Webster and Mota 2008) αποτελεί και ο νηματώδης *Bursaphelenchus xylophilus*, ο οποίος προσβάλει τα κωνοφόρα είδη με ιδιαίτερη προτίμηση στα διάφορα είδη πεύκης, και συμπεριλαμβάνεται στα 100 είδη πλέον εισβλητικά είδη για την Ευρώπη (Roques 2009). Λόγω των παραπάνω, ανήκει στην Α2 λίστα των οργανισμών καραντίνας του European Plant Protection Organization για τους οποίους εκπονούνται εθνικά προγράμματα επισκοπήσεων. Στην Ευρώπη εντοπίστηκε για πρώτη φορά το 1999, σε νεκρά άτομα παραθαλασσίας πεύκης (*P. maritima*) σε περιοχή της νότιας Πορτογαλίας (Mota *et al.* 1999), και παρά τα δραστικά μέτρα που ελήφθησαν (υλοτομία και απομάκρυνση των δυνητικών ξενιστών σε ακτίνα 3 χλμ. από κάθε σημείο εντοπισμού (Rodrigues 2008), ο

νηματώδης σχετικά γρήγορα εντοπίστηκε σε νέες περιοχές τόσο στην Πορτογαλία όσο και στη γειτονική Ισπανία (Abelleira *et al.* 2011, Robertson *et al.* 2011, Fonseca *et al.* 2012). Ανάμεσα στους παράγοντες που διευκολύνουν την ραγδαία εξάπλωση του νηματώδη, είναι το ξυλοφάγο έντομο *Monochamus galloprovincialis* (Coleoptera, Cerambycidae), το οποίο λειτουργεί ως φορέας του νηματώδη επιτρέποντας την μετακίνηση του από νεκρά προσβεβλημένα σε υγιή δένδρα (Sousa *et al.* 2001). Παρά το γεγονός ότι δεν έχει εντοπιστεί μέχρι στιγμής ο νηματώδης *B. xylophilus* στην Ελλάδα (Karmezi *et al.* 2022), οι κλιματολογικές συνθήκες οι οποίες επιτρέπουν την ανάπτυξη του νηματώδη, η εκτεταμένη εξάπλωση των πεύκων στη χώρα αλλά και η συχνή παρουσία του εντόμου-φορέα συνηγορούν στην εξαιρετικά μεγάλη απειλή που αποτελεί ο συγκεκριμένος οργανισμός για τα πευκοδάση της Ελλάδας (Evans *et al.* 1996, Naves and Sousa 2009, Futai 2013). Το είδος προτάθηκε να συμπεριληφθεί στον Εθνικό Κατάλογο των Ξενικών Εισβλητικών Ειδών της χώρας σε εφαρμογή του Κανονισμού 1143/2014 της ΕΕ (Μ. Αριανούτσου, προσ. επικοινωνία).

2.3.4 Απειλές από τις ασθένειες των δασικών δένδρων

Μεταξύ των συνιστωσών της βιοκοινότητας των δασικών οικοσυστημάτων, περιλαμβάνονται και οι μύκητες. Προκαλούν, ιδιαίτερα τα εισβλητικά είδη παθογόνων, μεγάλες απώλειες καθόσον έρχονται σε επαφή με πληθυσμούς ξενιστών στους οποίους δεν έχει αναπτυχθεί ανθεκτικότητα.

Στη διάρκεια του 20^{ου} αιώνα έχουν συμβεί μεγάλες καταστροφές σε δασικά οικοσυστήματα από ξενικά, πρωτογενή παθογόνα σε παγκόσμιο επίπεδο, όπως η εξαφάνιση 36 εκατομμυρίων στρεμμάτων *Castanea dentata (*Αμερικανικής καστανιάς) και στη συνέχεια της *C. sativa* (Ευρωπαϊκής καστανιάς) από τον μύκητα *Cryphonectria parasitica* που προκαλεί την ασθένεια του έλκους της καστανιάς*,* η νέκρωση του γένους *Cupressus* (κυπαρίσσι) στην Ευρώπη από τον ομώνυμο καρκίνο, η νέκρωση του γένους *Ulmus* (φτελιές) από τον μύκητα *Ceratocystis ulmi* και τα νέα είδη που δημιουργήθηκαν, καθώς και του πλατάνου (*Platanus*) από τον μύκητα *Ceratocystis platani*. Όλες οι παραπάνω ασθένειες βρίσκονται ακόμη σε εξέλιξη και απείλησαν ή και απειλούν και τα ελληνικά δασικά οικοσυστήματα. Επιπλέον, άλλες ασθένειες με μικρότερες ή και μεγαλύτερες απώλειες είναι η νέκρωση πολλών δασικών και μη δένδρων από παθογόνα είδη του γένους *Phytophthora* που τώρα φέρεται να απειλεί ένα ευρύ φάσμα ξενιστών-φυτών σε όλο τον πλανήτη, η νέκρωση πευκοδασών από σκωριάσεις, η νέκρωση του *Fraxinus* (φράξου) από τον μύκητα *Chalara fraxinea* κ.ά.

Εικόνα 2.3.2. Νεκρώσεις δασικής πεύκης (*Pinus sylvestris*) στα Πιέρια όρη από συνδυασμένη προσβολή του μύκητα *Peridermium pini* και φλοιοφάγων εντόμων (2008) (Φωτογραφία: Σ. Διαμαντής).

Τα κύματα υψηλών θερμοκρασιών κατά το θέρος, αν και δεν διαρκούν για μεγάλα χρονικά διαστήματα προκαλούν εκτεταμένες νεκρώσεις (π.χ. σε λευκοφυτείες, σε ελατοδάση και πευκοδάση) σε συνδυασμό με μύκητες και έντομα που δευτερογενώς αυξάνουν τις απώλειες. Χαρακτηριστικό παράδειγμα είναι η νέκρωση των φυσικών ελατοδασών της χώρας όταν η επί πέντε διαδοχικά χρόνια ξηροθερμική περίοδος (1984-1988) σε συνδυασμό με φλοιοφάγα έντομα στάθηκε η αιτία για την απώλεια χιλιάδων δένδρων ελάτης από τα βόρεια σύνορά μας μέχρι τον Πάρνωνα και τον Ταΰγετο. Την ίδια περίοδο, αρκετές χιλιάδες δένδρων λεύκης νεκρώθηκαν δευτερογενώς από τον μύκητα *Cytospora chrysosperma* στη βόρεια Ελλάδα στις εκβολές των μεγάλων ποταμών λόγω της καθόδου της στάθμης υπογείου ύδατος. Ακόμη και αν τα δασικά δένδρα δεν νεκρωθούν εξαιτίας των αντίξοων καιρικών φαινομένων, η παραγωγή τους σε βιομάζα (ξυλώδη όγκο) ή σε καρπό μπορεί να διαταραχθεί έντονα. Το 10ήμερο κύμα καύσωνα τον Ιούλιο 2021 με θερμοκρασίες μέχρι 45 ^{o}C στη χώρα αλλά και σε όλη την Μεσογειακή λεκάνη είχε ως αποτέλεσμα την κατά 30% μείωση στην καρποφορία της καστανιάς λόγω της ξαφνικής θερμικής καταπόνησης των δένδρων. Τα λίγα παραδείγματα που αναφέρονται στοιχειοθετούν με βεβαιότητα την ευαισθησία των δασικών οικοσυστημάτων στις κλιματικές συνθήκες.

Υψηλές θερινές θερμοκρασίες και παρατεταμένη ξηρασία προκαλούν στα δένδρα καθεστώς υδατικής καταπόνησης που εκδηλώνεται με φλοιόκαυση, ραγαδώσεις αλλά κυρίως με διαταραχή της φυσιολογίας τους και ανικανότητα άμυνάς τους σε δευτερογενείς προσβολές (Lieutier 2004, Rebetez and Dobbertin 2004). Όταν τέτοιες συνθήκες εμφανίζονται σε διαδοχικά χρόνια τότε μπορεί να επέλθει και νέκρωση των πλέον ευαίσθητων ειδών. Στην εκδήλωση επιδημιών από έντομα και παθογόνα θα πρέπει να προστεθούν και τα ξενικά είδη που διασπείρονται σε μέγιστο βαθμό από τις μετακινήσεις πολλαπλασιαστικού υλικού. Πρόσφατο παράδειγμα είναι η έλευση στη χώρα μας της σφήκας της καστανιάς (*Dryocosmus kuriphilus*) το 2013, ενδημικού είδους της Άπω Ανατολής, που σε μερικά μόνο χρόνια έχει επεκταθεί σε όλες τις περιοχές όπου αυτή αναπτύσσεται προκαλώντας τεράστιες απώλειες σε καρπό, βιομάζα και με κίνδυνο εκτεταμένων νεκρώσεων ιδιαίτερα σε νεαρές φυτείες και πρεμνοφυή καστανοδάση (Michaelakis *et al.* 2016).

Σύμφωνα με τον FAO (2005) νεκρώσεις (dieback) και υποβάθμιση δασών από επιδημικές εξάρσεις εντόμων και παθογόνων έχουν ήδη παρατηρηθεί και επιβεβαιωθεί. Όσο όμως η κλιματική αλλαγή θα εντείνεται, θα αυξάνεται και η σφοδρότητα των φαινομένων από καταστροφικά έντομα και παθογόνα (Logan *et al.* 2003). Η γενική αυτή παραδοχή εξηγεί απόλυτα τα παραπάνω περιστατικά που καταγράφηκαν στη χώρα τα τελευταία 50 χρόνια.

Πρόσφατη διεθνής βιβλιογραφία δείχνει ότι μεγάλο κίνδυνο αποτελούν οι ενδοφυτικοί μύκητες όπως π.χ. της οικογένειας Botryosphaeriaceae (Krabel *et al.* 2013, Lione *et al.* 2021). Μέλη αυτής έχουν μετατραπεί από κοινοί ενδοφυτικοί οργανισμοί σε επιθετικά παθογόνα, νεκρώνοντας τμήματα των ξενιστών τους μετά από φυσικές καταστροφές και περιόδους καταπόνησης αυτών. Η ευρεία διασπορά τους, η μακρά λανθάνουσα περίοδος που μπορεί να ξεπεράσει τους ελέγχους καραντίνας και η ικανότητά τους να προκαλούν ασθένειες ταχύτατα, ιδιαίτερα όταν οι ξενιστές βρίσκονται σε καθεστώς καταπόνησης, καθιστούν αυτούς τους μύκητες σημαντική απειλή για τη γεωργία, τις δενδρώδεις καλλιέργειες και τα δάση. Ο κίνδυνος οξύνεται καθώς η κλιματική αλλαγή προκαλεί συχνότερες και σφοδρότερες καταπονήσεις στα οικοσυστήματα (Slippers and Wingfield 2007). Πολύ πρόσφατο παράδειγμα στις χώρες της Μεσογειακής λεκάνης συμπεριλαμβανομένης της χώρας μας είναι η ξαφνική έξαρση της φαιάς σήψης του κάστανου που τώρα αποτελεί το υπ' αριθμόν ένα πρόβλημα στην καστανοκαλλιέργεια. Ευρεία έρευνα βρίσκεται σε εξέλιξη ενώ τα μέχρι τώρα αποτελέσματα δείχνουν έναν ακόμη αθώο ενδοφυτικό μύκητα που μετατρέπεται σε καταστρεπτικό παθογόνο οργανισμό (Morales-Rodriguez *et al.* 2021, Vannini *et al.* 2017, Bastianelli *et al.* 2022).

2.3.5 Ξενικά είδη

Οι βιολογικές εισβολές έχουν συγκεντρώσει το ενδιαφέρον των ερευνητών τα τελευταία χρόνια διεθνώς αλλά και στη χώρα μας. Η σχετική έρευνα αριθμεί σειρά δημοσιεύσεων (Arianoutsou *et al.* 2010, Arianoutsou *et al.* 2014, Arianoutsou *et al.* 2021, Dimitrakopoulos *et al.* 2017, Seebens *et al.* 2017, Krigas *et al.* 2021) για τα φυτικά είδη, τα έντομα (Avtzis *et al.* 2017), σπονδυλόζωα (Adamopoulou and Legakis 2016) σε ότι αφορά τη χέρσο. Πρόσφατα ολοκληρώθηκε η σύνταξη του Εθνικού Καταλόγου των εισβλητικών ξενικών ειδών της χώρας (Αριανούτσου και συν. 2021), ο οποίος προτάθηκε στο αρμόδιο Υπουργείο Περιβάλλοντος και Ενέργειας προς έγκριση. Σε αυτόν περιλαμβάνονται 126 taxa. Από αυτά 32 είναι φυτά, από τα οποία δώδεκα περιλαμβάνονται στον Κατάλογο της Ευρωπαϊκής Ένωσης [*Acacia saligna, Ailanthus altissima, Eichornia crassipes* (γνωστό σε καλλιέργεια), *Elodea nuttallii, Hydrocotyle ranunculoides, Impatiens glandulifera, Ludwigia grandiflora, Ludwigia peploides, Myriophyllum aquaticum, Myriophyllum heterophyllum, Pennisetum setaceum* (γνωστό σε καλλιέργεια, έχει παρατηρηθεί και ως τυχαίο), *Pistia stratiotes* (γνωστό σε καλλιέργεια)], ένα η *Phytolacca americana* είναι υπό ένταξη στον Ενωσιακό Κατάλογο, 15 θεωρούνται εισβολείς στην Ελλάδα *(Acer negundo*, *Amorpha fruticosa, Azolla filiculoides, Bidens frondosus, Carpobrotus edulis, Cotula coronopifolia*, *Datura stramonium, Heliotropium curassavicum, Matricaria discoidea, Nicotiana glauca, Opuntia ficus-indica, Oxalis pes-caprae, Paspalum distichum, Robinia pseudoacacia* και *Solanum elaeagnifolium)* και τα υπόλοιπα 10 αξιολογήθηκαν από τον έλεγχο της πιθανότητας παρείσδυσης (Horizon Scanning) ως έχοντα υψηλή πιθανότητα εισόδου στη χώρα. Δεκαπέντε από τα φυτικά είδη αξιολογήθηκαν ως έχοντα υψηλή επικινδυνότητα για τις επιπτώσεις τους στη βιοποικιλότητα (Αριανούτσου και συν. 2022a). Ένα μεγάλο ποσοστό αυτών, 40%, είναι ήδη εγκατεστημένα στη φύση. Τα περισσότερα έχουν εισαχθεί στη χώρα ακούσια μέσω εισαγωγής εμπορευμάτων, ενώ ένα σχετικά υψηλό ποσοστό της τάξης του 28% έχει εκουσίως εισαχθεί από τον άνθρωπο (καλλωπιστικά, αναδασώσεις). Η κατανομή τους, όπως έχει προκύψει από τις υπάρχουσες δημοσιευμένες αναφορές, καλύπτει όλο το εύρος της χώρας, ωστόσο περισσότερα εντοπίζονται κοντά σε υγροτόπους και σε διαταραγμένες θέσεις. Σε ότι αφορά τα δασικά οικοσυστήματα, αναφορές υποδεικνύουν την παρουσία ειδών που χρησιμοποιούνται συχνά σε "αποκαταστάσεις τοπίου" (Αραβανόπουλος 2010), με χαρακτηριστικότερη τη χρήση της ψευδακακίας (*Robinia pseudoacacia*). Ωστόσο, καθώς το είδος αυτό της βόρειας Αμερικής είναι αζωτοδεσμευτικό και ιδιαίτερα ανθεκτικό στις καταπονήσεις, αποτελεί σημαντικό εισβλητικό είδος και η χρήση του έχει σοβαρές επιπτώσεις στη βιοποικιλότητα. Η διασπορά και η διάδοση της ψευδακακίας, καθώς και ενός άλλου εισβλητικού είδους του αΐλανθου ή βρωμοκαρυδιάς (*Ailanthus altissima*), παρουσιάζει μεγάλη αύξηση στα πρανή του οδικού δικτύου, μέσω της παρουσίας τους στα μεταφερόμενα γεωυλικά. Δεδομένης της ευκολίας με την οποία εγκαθίστανται τα ξενικά

είδη και μάλιστα τα εισβλητικά εξ αυτών σε διαταραγμένα περιβάλλοντα, η πιθανότητα εισβολής σε καμένες εκτάσεις είναι μεγάλη και δεν πρέπει να αγνοηθεί. Η κλιματική αλλαγή, μέσω της αναμενόμενης επίδρασης στην πιθανότητα εκδήλωσης πυρκαγιών, αποτελεί ένα παράγοντα αύξησης του κινδύνου εξάπλωσης των ξενικών ειδών αν στις παρυφές των καμένων εκτάσεων υπάρχουν είδη που έχουν ανεμόχωρη αλλά και άλλου είδους διασπορά, όπως για παράδειγμα τα *Ailanthus altissima, Robinia pseudoacacia, Oxalis pes-caprae.*

Εικόνα 2.3.3. Α. Το είδος *Oxalis pes-caprae*, φυτό της Νοτίου Αφρικής με ευρεία κατανομή στην Ελλάδα (Φωτογραφία: Α. Ζήκος). 1.Β. Το υπό ένταξη στον Ενωσιακό κατάλογο *Phytolacca americana* (Φωτογραφία: Ι. Μπαζός).

Εικόνα 2.3.4. Το είδος *Solanum elaeagnifolium*, φυτό της Νοτίου Αμερικής με ευρεία κατανομή στην Ελλάδα (Φωτογραφία: Ι. Κόκκορης).

Σε ότι αφορά τα ξενικά ασπόνδυλα, σύμφωνα με τις πληροφορίες που ενσωματώθηκαν στον Εθνικό Κατάλογο των ξενικών εισβλητικών ειδών της χώρας (Αριανούτσου και συν. 2021) ο νηματώδης *Bursaphelenchus xylophilus* μπορεί να προκαλέσει σοβαρά προβλήματα σε συστάδες *Pinus* spp. (όπως αναφέρεται και ανωτέρω), ομοίως ενδεχομένως και το είδος *Xylotrechus stebbingi* σε δάση φυλλοβόλων. Πιθανή απειλή για είδη *Buxus* αποτελεί το είδος *Cydalina perspectalis*. Τέλος, η *Harmonia axyrides* είναι ένα είδος με πιθανές σοβαρές αρνητικές επιπτώσεις μια και εντοπίστηκε σε 17 περιοχές NATURA 2000 της χώρας (Αριανούτσου και συν. 2022b).

Ξενόγλωσση

Abelleira A, Picoaga A, Mansilla JP, Aguin O 2011. Detection of *Bursaphelenchus xylophilus*, causal agent of pine wilt disease on *Pinus pinaster* in Northwestern Spain. *Plant Dis.* 95:776.

Adamopoulou C and A Legakis 2016. First account on the occurrence of selected invasive alien vertebrates in Greece. *Bioinvasions Records* 5:189-196.

Agathokleous E, Feng Z, Oksanen E, Sicard P, Wang P, Saitanis CJ *et al.* 2020. Ozone affects plant, insect and soil microbial communities: a threat to terrestrial ecosystems and biodiversity. *Sci. Adv.* 6:eabc1176.

Akritidis D, Pozzer A, Zanis P, Tyrlis E, Skerlak B, Sprenger M, Wernli H, Lelieveld J 2016. On the role of tropopause folds in summertime tropospheric ozone over the eastern Mediterranean and the Middle East. *Atmos. Chem. Phys.* 16:14025–14039.

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH *et al.* 2010. A global overview of drought and hear-induced mortality reveals emerging climate change risks for forests. *For. Ecol. Manage.* 259:660-684.

Aravanopoulos FA 1998. Environmental pollution effects on the evolutionary genetics of forest trees. *Eur. Environ. Research* 1:29-52.

Arianoutsou M, Bazos I, Christopoulou A, Kokkoris Y, Zikos A, Zervou S, Delipetrou P, Cardoso AC, Deriu I, Gervasini E, Tsiamis K 2021. Alien plants of Europe: introduction pathways, gateways and time trends. *PeerJ* 9:e11270, http://dx.doi.org/10.7717/peerj.11270.

Arianoutsou M, Delipetrou P, Vilà M, Dimitrakopoulos PG, Celesti-Grapow L, Wardell-Johnson G, Henderson L, Fuentes N, Ugarte-Mendes E, Rundel PW 2014. Comparative patterns of plant invasions in the Mediterranean Biome. *PLOSone* 8(11):1-13.

Arianoutsou M, Bazos I, Delipetrou P, Kokkoris Y 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. *Biol. Invas.* 12:3525–3549

Avtzis DN, Coyle DR, Christopoulos V, Roques A 2017. Biological invasions, national borders, and the current state of non-native insect species in Greece and the neighbouring Balkan countries *Bull. Insectol.* 70:161-169.

Ayres MP and Lombardero MJ 2000. Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. *Sci. Total Environ.* 262:263-286.

Bale JS, Masters GJ, Hodkinson ID, Awmack C, Bezemer M, Brown VK, Butterfield J, Buse A, Coulson JC, Farrar J *et al.* 2002. Herbivory in global change climate research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Glob. Change Biol.* 8:1-16.

Bastianelli G, Morales-Rodriguez C, Caccia R, Turco S, Rossini L, Mazzaglia A,Thomidis T, Vannini A 2022. Use of Phosphonate Salts to Control Chestnut 'Brown Rot' by *Gnomoniopsis castaneae* in Fruit Orchards of *Castanea sativa*. *Agronomy* 12:2434. https://doi.org/10.3390/agronomy12102434

Battisti A, Avci M, Avtzis D, Ben Jamaa M, Berardi L, Berretima W, Branco M, Chakali G, El Alaoui El Fels M, Frérot B *et al.* 2015. Chapter 2: Natural history of the processionary moths (Thaumetopoea spp.) – New insights in relation to climate change. In: *Processionary moths and climate change: an update.* Roques A (ed), Springer Dordrecht, pp. 15-81.

Battisti A, Holm G, Fagrell B, Larsson S 2011. Urticating hairs in Arthropods: their nature and medical significance. *Annu. Rev. Entomol*. 56:203-220.

Battisti A 2005. Overview on the entomological research in the forest ecosystems of the northern rim of the Mediterranean basin. In: *Entomological research in Mediterranean forest ecosystems*. Lieutier F, Ghaioule D (eds), INRA Editions, Paris, France, pp. 15-22.

Bright D 1993. Systematics of bark beetles. In: *Beetle-pathogen interactions in conifer forests*. Showalter T, Phillip G (eds). Academic Press, New York, pp.23-33.

Byers JA and Zhang Q 2011. Chemical Ecology of Bark Beetles in Regard to Search and Selection of Host Trees. In: *Recent Advances in Entomological Research* Liu T, Kang L (eds). Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 150-190.

Dimitrakopoulos PG, Koukoulas S, Galanidis A, Delipetrou P, Touloumi K, Gounaridis P, Arianoutsou M 2017. Factors shaping alien plant species richness spatial patterns across Natura 2000 Special Areas of Conservation of Greece. *Sci. Total Environ.* 601:461-468.

ETC/ATNI, 2020. *European air quality maps for 2018 — PM_{10}, $PM_{2.5}$, ozone, NO_2 and NO_x spatial estimates and their uncertainties*, Eionet Report ETC/ATNI 10/2020, European Topic Centre on Air Pollution, Transport, Noise and Industrial Pollution.

European Environment Agency 2018. *National emission ceilings directive reporting status 2018*, European Environment Agency, Briefing no. 6/2018.

European Environment Agency 2020. *Air quality in Europe — 2020 report*, EEA Report No 09/2020, doi:10.2800/786656.

Evans HF, McNamara DG, Braasch H Chadoeuf J, Magnusson C 1996. Pest Risk Assessment (PRA) for the territories of the European Union (as PRA area) on *Bursaphelenchus xylophilus* and its vectors in the genus *Monochamus. OEPP Bull.* 26:199-249.

Evans HF, Moraal LG, Pajares JA 2004. Biology, ecology and economic importance of Buprestidae and Cerambycidae. In: *Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis*. Lieutier F, Day KR, Battisti A, Roques A (eds), Springer, Berlin, pp. 447-474.

Faccoli M, Battisti A, Masutti L 2005. Phenology of *Tomicus destruens* (Wollaston) in Northern Italian pine stands. In: *Entomological Research in Mediterranean forest ecosystems*. Lieutier F, Ghaioule D (eds), INRA Editions, Paris, France, pp.185-193.

FAO [Food and Agriculture Organization of the United Nations] 2005. Global forest resource assessment progress toward sustainable forest management. FAO forestry paper 147. FAO, Rome. 350 pages.

Fonseca L, Cardoso JML, Lopes A, Pestana M, Abreu F, Mota M, Abrantes I 2012. The pinewood nematode, *Bursaphelenchus xylophilus* in Madeira Island. *Helminthologia* 49:96-103.

FOREST EUROPE, 2020: State of Europe's Forests 2020, pp. 394.

Futai K 2013. Pine wood nematode, *Bursaphelenchus xylophilus. Annu. Rev. Phytopathol.* 51:61-83.

Gardiner B, Blennow K, Carnus J-M, Fleischer P, Ingemarson F, Landmann G, Lindner M, Marzano M, Nicoll B, Orazio C *et al.* 2010. Destructive Storms in European Forests : Past and Forthcoming Impacts (No. 07.0307/2009/SI2.540092/ETU/B.1), Final Report to European Commission - DG Environment (07.0307/2009/SI2.540092/ETU/B.1), Final Report to European Commission - DG Environment. Brussels.

Ghaioule D, Abourouh M, Bakry M 1998. Insectes ravageurs des forêts au Maroc. *Ann. Rech. For. Maroc.* 31:129-156.

Giagli K, Vasilopoulos G, Aravanopoulos FA 2009. Inferences on the tolerance of some forest woody angiosperms in an urban polluted environment. In: *Proc.* Kungolos A, Aravossis K, Karagiannidis A and Samaras P (eds), 2nd International CEMEPE and SECOTOX Conf, Vol 1, pp. 337-342.

Hale BK, Herms DA, Hansen RC, Clausen TP, Arnold D 2005. Effects of drought stress and nutrient availability on dry matter allocation, phenolic glycosides and rapid induced resistance of poplar to lymantriid defoliators. *J. Chem. Ecol.* 31:2601-2620.

Horn A, Kerdelhue C, Lieutier F, Rossi J-P 2014. Modelling the geographic distributions of the two bark beetles *Tomicus destruens* and *Tomicus piniperda* in Europe and the Mediterranean region. *Ann INRGREF* 17:157-171.

IPCC 2021: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2391 pp, doi:10.1017/9781009157896.

Jactel H, Petit J, Desprez-Loustau ML, Delzon S, Piou D, Battisti A, Koricheva J 2012. Drought effects on damage by forest insects and pathogens: a meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.* 18:267-276.

Kalabokas P, Zanis P, Akritidis D, Georgoulias AK, Kapsomenakis J, Zerefos CS, Dufour G, Gaudel A, Sellitto P, Armengaud A *et al.* 2023. Ozone in the Mediterranean atmosphere. In: *Atmospheric Chemistry in the Mediterranean Region: Vol. 1, Background Information and Pollutant Distribution*. Dulac F, Sauvage S and Hamonou E (eds), Springer International Publishing (in press).

Kalabokas PD, Cammas J-P, Thouret V, Volz-Thomas A, Boulanger D, Repapis CC 2013. Examination of the atmospheric conditions associated with high and low summer ozone levels in the lower troposphere over the eastern Mediterranean. *Atmos. Chem. Phys.* 13:10339–10352.

Kalabokas PD, Mihalopoulos N, Ellul R, Kleanthous S, Repapis CC 2008. An investigation of the meteorological and photochemical factors influencing the background rural and marine surface ozone levels in the Central and Eastern Mediterranean. *Atmos. Environ.* 42:7894–7906.

Kalabokas PD, Volz-Thomas A, Brioude J, Thouret V, Cammas J-P, Repapis CC 2007. Vertical ozone measurements in the troposphere over the Eastern Mediterranean and comparison with Central Europe. *Atmos. Chem. Phys.* 7:3783–3790.

Katsidi EC, Avramidou EV, Ganopoulos I, Barbas E, Doulis A, Triantafyllou A, Aravanopoulos FA 2023. Genetics and epigenetics of *Pinus nigra* populations with differential exposure to air pollution. *Front. Plant Sci*. 14:1139331. doi: 10.3389/fpls.2023.1139331

Kamimura K, Gardiner B, Dupont S, Guyon D, Meredieu C 2015. Mechanistic and statistical approaches to predicting wind damage to maritime pine trees. *Can. J. Forest Res.* 19 October 2015, https://doi.org/10.1139/cjfr-2015-0237.

Kamińska A, Lisiewicz M, Kraszewski B, Stereńczak K 2021. Mass outbreaks and factors related to the spatial dynamics of spruce bark beetle (*Ips typographus*) dieback considering diverse management regimes in the Białowieża forest. *For. Ecol. Man.* 498:119530.

Karmezi M, Bataka A, Papachristos D, Avtzis DN 2022. Nematodes in the pine forests of Northern and Central Greece. *Insects* 13(2):194.

Kausrud K, Økland B, Skarpaas, Gregoire J-C, Erbilgin N, Stenseth NChr 2012. Population dynamics in changing environments: the case of an eruptive forest pest species. *Biol. Rev.* 87:34-51.

Kivi Maenpaa M, Sutinen S, Catalayud V, Sanz MJ 2010. Visible and microscopic needle alterations of mature Aleppo pine (*Pinus halepensis*) trees growing on an ozone gradient in eastern Spain. *Tree. Physiol.* 30:541–554.

Knižek M and Beaver R 2004. Taxonomy and systematics of bark and ambrosia beetles. In: *Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis*. Lieutier F, Day KR, Battisti A, Evans E (eds). Kluwer, Dordrecht, pp. 41-54.

Kourtidis K, Zerefos C, Rapsomanikis S, Simeonov V, Balis D, Perros PE, Thomson AM, Witte J, Calpini B, Sharobiem WM *et al.* 2002. Regional levels of ozone in the troposphere over eastern Mediterranean. *J. Geophys. Res.* 107: 8140, https://doi.org/10.1029/2000JD000140.

Kouvarakis G, Tsigaridis K, Kanakidou M, Mihalopoulos N 2000. Temporal variations of surface regional background ozone over Crete Island in the Southeast Mediterranean. *J. Geophys. Res.* 105:4399–4407.

Kozlowski TT and Constantinidou HA 1986. Responses of woody plants to environmental pollution. *For. Abstr.* 47:5-51.

Krabel D, Morgenstern K, Herzog S, 2013. Endophytes in changing environ-ments - do we need new concepts in forest management? iForest 6:109-112 [online 2013-03-05] URL:tp://www.sisef.it/iforest/contents/?id=ifor0932-006

Krigas N, Tsiafouli MA, Katsoulis G, Votsi NE, Van Kleuwen M 2021. Investigating the Invasion Pattern of the Alien Plant *Solanum elaeagnifolium* Cav. (Silverleaf Nightshade): Environmental and Human-Induced Drivers. *Plants 10*(4):805, https://doi.org/10.3390/plants10040805.

Kurz WA, Dymond CC, Stinson G, Rampley GJ, Neilson ET, Carroll AL, Ebata T, Safranyik L 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature* 452(7190):987-90.

Lacković N, Bertheau C, Stauffer C, Avtzis DN, Pernek M 2015. Genetic split between coastal and continental populations of gypsy moth separated by Dinaric Alps. *J. Appl. Entomol.* 139:721-726.

Lieutier F 2004. Host resistance to bark beetles and its variations. In: Lieutier F., Day RK., Battisti A., Gregoire JC., Evans FH. (eds) Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a Synthesis. Springer, Berlin, pp 135–181.

Lione G, Danti R, Fernandez-Conradi P, Ferreira-Cardoso JV, Lefort F, Marques G, Meyer JB, Prospero S, Radócz L, Robin C, Turchetti T 2019. The emerging pathogen of chestnut Gnomoniopsis castaneae: the challenge posed by a versatile fungus. *Eur. J. Plant Pathol.* 153:671-85.

Logan JA, Regniere J, Powell JA 2003. Assessing the impact of global warming on forest pest dynamics. *Front Ecol Environ* 1:130–137.

Lombardero MJ and Ayres MP 2011. Factors influencing bark beetle outbreaks after forest fires on the Iberian Peninsula. *Environ. Entomol.* 40:1007-1018.

Longauer R, Gomory D, Paule L, Blada I, Popescu F, Mankovska B, Muller-Starck G, Schubert R, Percy K, Szaro RC *et al.* 2004. Genetic effects of air pollution on forest tree species of the Carpathian Mountains. *Environ. Pollut.* 130:85-92.

Longauer R, Gomory D, Paule L, Karnosky DF, Mankovska B, Muller-Starch G, Percy K, Szaro R 2001. Selection effects of air pollution on gene pools of Norway Spruce, European silver fir and European Beech. *Environ. Pollut.* 115:405-411.

Manes F, Vitale M, Donato E, Giannini M, Puppi G 2006. Different ability of three Mediterranean oak species to tolerate progressive water stress. *Photosynthetica* 44:387-393.

Mendel Z, Madar Z, Golan Y 1985. Comparison of the seasonal occurrence and behavior of seven bark beetles (Coleoptera: Scolytidae) in Israel. *Phys. Chem. Chem. Phys.* 13:21-32.

Michaelakis A, Papachristos D, Chytas DA, Antonopoulou PD, Milonas PG, Avtzis DN 2016. First record of Dryocosmus kuriphilus in Greece. *EPPO Bulletin* 46:290-4.

Mills G, Pleijel H, Malley CS, Sinha B, Cooper OR, Schultz MG, Neufeld HS, Simpson D, Sharp, K, Feng Z *et al.* 2018. Tropospheric ozone assessment report: Present-day tropospheric ozone distribution and trends relevant to vegetation. *Elementa Science of the Anthropocene* 6:47.

Moneo I, Battisti A, Dufour B, García-Ortiz JC, González-Muñoz M, Moutou F, Paolucci P, Petrucco-Toffolo E, Rivière J, Rodríguez-Mahillo A-I, *et al.* 2015. Medical and

veterinary impact of the urticating processionary larvae. In: *Processionary moths and climate change:an update.* Roques A (ed), Springer Dordrecht, pp. 359-410.

Morales-Rodriguez C, Bastianelli G, Caccia R,Bedini G, Massantini R, Moscetti R, Thomidis T, Vannini A 2021. Impact of 'brown rot' caused by *Gnomoniopsis castanea* on chestnut fruits during the post-harvest process: critical phases and proposed solutions. *J. Sci. Food Agric.* 102:680-687.

Mota MM, Braasch H, Bravo MA, Penas AC, Burgermeister W, Metge K, Sousa E 1999. First report of *Bursaphelenchus xylophilus* in Portugal and in Europe. *Nematology* 1:727-734.

Mouna M 2005. Overview on the entomological research in the forest ecosystems of the regions south of the Mediterranean basin. In: *Entomological research in Mediterranean forest ecosystems*. Lieutier F, Ghaioule D (eds), INRA Editions, Paris, France, pp. 23-31.

Nanos N, Grigoratos T, Martin JAR, Samara C 2015. Scale - dependent correlations between soil heavy metals and As around four coal-fired power plants of northern Greece. *Stoch. Env. Res. Risk. A.* 29:1531-1543.

Naves P and Sousa E 2009. Threshold temperatures and degree-day estimates for development of post-dormancy larvae of *Monochamus galloprovincialis* (Coleoptera: Cerambycidae). *J. Pest Sci.* 82:1-6.

Netherer S and Schopf A 2010. Potential effects of climate change on insect herbivores in European forests – general aspects and the pine processionary moth as specific example. *For. Ecol. Manag.* 259:831-838.

Paoletti E, Feng Z, Fares S, Sicard P, Agathokleous E, De Marco A 2021. Editorial: Interactions between ozone pollution and forest ecosystems. *Front. For. Glob. Change* 3:604466, doi:10.3389/ffgc.2020.604466.

Paoletti E, Feng Z, De Marco A, Hoshika Y, Harmens H, Agathokleous E, Domingos M, Mills G, Sicard P, Zhang L *et al.* 2020. Challenges, gaps and opportunities in investigating the interactions of ozone pollution and plant ecosystems. *Sci. Total Environ.* 709:136188, doi:10.1016/j.scitotenv.2019.136188.

Papagrigoraki LD and Aravanopoulos FA 2012. Breeding of fast growing tree species for stress tolerance in urban environments. In: *Proc.* Katsifarakis KL, Theodossiou N, Christodoulatos C, Koutsospyros A and Mallios Z (eds), Protection and Restoration of the Environment XI, Thessaloniki, doi:10.13140/RG.2.1.5167.4329, pp. 1087-1093.

Pernek M, Pilaš I, Vrbek B, Benko M, Hrašovec B, Milković J 2008. Forecasting the impact of the Gypsy moth on lowland hardwood forests by analyzing the cyclical pattern of population and climate data series. *For. Ecol. Manag*. 255:1740–1748.

Poupkou A, Melas D, Ziomas I, Symeonidis P, Lisaridis I, Gerasopoulos E, Zerefos C 2009. Simulated summertime regional ground-level ozone concentrations over Greece. *Wat. Air and Soil Poll.* 196:169–181.

Rebetez M, Dobbertin M 2004. Climate change may already threaten Scots pine stands in the Swiss Alps. *Theor. Appl. Climatol*. 79:1–9.

Robertson L, Cobacho Arcon S, Escuer M, Ssantiago Merino R, Sparrago GE, Belleirra AA, Navas A 2011. Incidence of the pinewood nematode *Bursaphelenchus xylophilus* Steiner & Buhrer, 1934 (Nickle, 1970) in Spain. *Nematology* 13:755-757.

Rodrigues JM 2008. National eradication program for the pinewood nematode. In: *Pine wilt disease: a worldwide threat to forest* Motta MM and Vieira PR (eds). Springer, Dordrecht, pp.5-14.

Roques A 2009. Species accounts of 100 of the most invasive alien species in Europe: *Bursaphelenchus xylophilus* (Steiner & Bührer), pine wood nematode (Parasitaphelenchidae, Nematoda). In: *DAISIE, Handbook of alien species in Europe*. Springer, Dordrecht, pp. 269-275.

Rouault G, Candau JN, Lieutier F, Nageleisen L-M, Martin J-C, Warzée N 2006. Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Ann. For. Sci.* 63:613-624.

Sallé A, Nageleisen LM, Lieutier F 2014. Bark and wood boring insects involved in oak declines in Europe: current knowledge and future prospects in a context of climate change. *For. Ecol. Manag.* 328:79-93.

Sarikaya O, Avci M 2010. Distribution and biology of the Mediterranean Pine Shoot Beetle *Tomicus destruens* (Wollaston, 1865) in the Western Mediterranean region of Turkey. *Turk. J. Entomol.* 34 (3):289-298.

Seebens H, Blackburn TM, Dyer EE, Genovesi P, Hulme PE, Jeschkei, JM,Pagad S, Petr Pyšek P, van Kleunen M, Winter M, Ansong M, Arianoutsou M *et al.* 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Commun.* 8:14435 doi:10.1038/ncomms14435.

Slippers B, Wingfield M 2007. Botryosphaeriaceae as endophytes and latent pathogens of woody plants: diversity, ecology and impact. Fungal Biol. Reviews 21 (2-3):90-106.

Solomos S, Nastos PT, Emmanouloudis , Koutsouraki A, Zerefos C 2021. A Modeling Study on the Downslope Wind of “Katevatos” in Greece and Implications for the Battle of Arachova in 1826. *Atmosphere 2021*. 12:993. https://doi.org/10.3390/atmos12080993, 2021.

Solomos S, Gialitaki A, Marinou E, Proestakis E, Amiridis V, Baars H, Compula M, Ansmann A 2019. Modeling and remote sensing of an indirect Pyro-Cb formation and biomass transport from Portugal wildfires towards Europe. *Atmos. Environ*. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.03.009.

Solomos S, Kalivitis N, Mihalopoulos N, Amiridis V, Kouvarakis G, Gkikas A, Binietoglou I, Tsekeri A, Kazadzis S, Kottas M 2018. From Tropospheric Folding to Khamsin and Foehn Winds: How Atmospheric Dynamics Advanced a Record-Breaking Dust Episode in Crete. *Atmosphere* 9:240.

Solomos S, Amiridis V, Zanis P, Gerasopoulos E, Sofiou FI, Herekakis T, Brioude J, Stohl A, Kahn RA, Kontoes C 2015. Smoke dispersion modeling over complex terrain using high resolution meteorological data and satellite observations – The FireHub platform. *Atmos. Environ.* 119, pp. 348–361, doi:10.1016/j.atmosenv.2015.08.066

Sousa E, Bravo MA, Pires J, Naves P, Penas AC, Bonifácio, Mota MM 2001. *Bursaphelenchus xylophilus* (Nematoda; Aphelenchoididdae) associated with *Monochamus galloprovincialis* (Coleoptera; Cerambycidae) in Portugal. *Nematology* 3:89-91.

Taylor SW, Carroll AL, Alfaro RI, Safranyik L 2006. Forest, climate and mountain pine beetle outbreak dynamics in western Canada. In: *The Mountain Pine Beetle: A Synthesis of Biology, Management and Impacts in Lodgepole Pine* Safranyik L and Wilson B (eds), Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Victoria, pp. 67-94.

Vannini A, Vettraino AM, Martignoni D, Morales-Rodriguez C, Contarini M, Caccia R, Paparatti B, Speranza S 2017. Does *Gnomoniopsis castanea* contribute to the natural biological control of chestnut gall wasp? *Fungal Biol.*121:44-52.

Webster J and Mota M 2008. Pine wilt disease: a worldwide survey. In: *Sustainability of pine forests in relation to pine wilt and decline* Futai K, Togashi K, Ikeda T (eds). Shokado Shote, Kyoto, pp. 254-260.

Wood L 1982. The role of pheromones, kairomones and allomones in the host selection of colonization behavior of bark beetles. *A. Rev. Entomol.* 27:411-446.

Zanis P, Hadjinicolaou P, Pozzer A, Tyrli, E, Dafka S, Mihalopoulos N, Lelieveld J 2014. Summertime free-tropospheric ozone pool over the Eastern Mediterranean/Middle East. *Atmos. Chem. Phys.* 14:115–132.

Zerefos CS, Kourtidis KA, Melas D, Balis D, Zanis P, Katsaros L, Mantis HT, Repapis C, Isaksen I, Sundet J *et al.* 2002. Photochemical Activity and Solar Ultraviolet Radiation (PAUR) modulation factors: An overview of the project. *J. Geophys. Res.* 107:8134, doi:10.1029/2000JD000134.

Ελληνόγλωσση

Αβτζής ΝΔ, Αβτζής ΔΝ, Βιδάκης Κ 2013. Δασικά έντομα της Ελλάδας. Photo/Graphs Studio, Δράμα, Ελλάδα.

Αραβανόπουλος ΦΑ 2010. Η σημασία της βιοποικιλότητας των ελληνικών δασών και χερσαίων φυσικών οικοσυστημάτων για τον ευρωπαϊκό και μεσογειακό χώρο. Ανανιάδου-Τζημοπούλου Μ. (Εκδ. Επιμ.) Πρακτικά Ημερίδας Συμβουλίου Περιβάλλοντος ΑΠΘ 2010, σελ. 1-11.

Αριανούτσου Μ, Αδαμοπούλου Χ, Ανδριόπουλος Π, Γαλανίδης Α, Ζενέτου Α, Ζήκος Α, Καλογιάννη Ε, Καραχλέ ΠΚ, Κόκκορης Ι, Λεγάκις Α και συν. 2022a. Παραδοτέο Γ1: Μελέτες Εκτίμησης Επικινδυνότητας για τα εισβλητικά είδη του εθνικού καταλόγου. Γ Φάση. Τίτλος έργου: «Σύνταξη καταλόγου εισβλητικών (ξενικών) ειδών και οργάνωση μεθοδολογίας για την εκτίμηση του κινδύνου που προκαλούν». Ελληνική Δημοκρατία, Υπουργείο Περιβάλλοντος και Ενέργειας, Διεύθυνση Διαχείρισης Φυσικού Περιβάλλοντος και Βιοποικιλότητας. Ανάδοχος: Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών.

Αριανούτσου Μ, Αδαμοπούλου Χ, Ανδριόπουλος Π, Γαλανίδης Α, Ζενέτου Α, Ζήκος Α, Καλογιάννη Ε, Καραχλέ ΠΚ, Κόκκορης Ι, Λεγάκις Α και συν. 2022b. Παραδοτέο Βάση Δεδομένων Hellas Aliens v2. Δ Φάση. Τίτλος έργου: «Σύνταξη καταλόγου εισβλητικών (ξενικών) ειδών και οργάνωση μεθοδολογίας για την εκτίμηση του κινδύνου που προκαλούν». Ελληνική Δημοκρατία, Υπουργείο Περιβάλλοντος και Ενέργειας, Διεύθυνση Διαχείρισης Φυσικού Περιβάλλοντος και Βιοποικιλότητας. Ανάδοχος: Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών.

Αριανούτσου Μ, Αδαμοπούλου Χ, Ανδριόπουλος Π, Γαλανίδης Α, Ζενέτου Α, Ζήκος Α, Καλογιάννη Ε, Καραχλέ ΠΚ, Κόκκορης Ι, Λεγάκις Α και συν. 2021. Παραδοτέο Γ3: Ολοκληρωμένος Εθνικός Κατάλογος. Γ Φάση. Τίτλος έργου: «Σύνταξη καταλόγου εισβλητικών (ξενικών) ειδών και οργάνωση μεθοδολογίας για την εκτίμηση του κινδύνου που προκαλούν». Ελληνική Δημοκρατία, Υπουργείο Περιβάλλοντος και Ενέργειας, Διεύθυνση Διαχείρισης Φυσικού Περιβάλλοντος και Βιοποικιλότητας. Ανάδοχος: Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών.

Κεφάλαιο 2.4: Διαχρονική Απεικόνιση και Ανάλυση Καμένων Εκτάσεων στην Ελλάδα με Χρήση Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης

Χάρης Κοντοές[1], Στυλιανή Γκίρτσου[1], Αναστασία Υφαντίδου[1], Μιχαήλ - Χρήστος Τσούτσος[1], Μάρθα Κοκκαλίδου[1], Αλέξιος Αποστολάκης[1], Γεώργιος Γιαννόπουλος[1], Νικόλαος Μπαρτσώτας[1], Νικόλαος Σταθόπουλος[1]

[1]Επιχειρησιακή Μονάδα "BEYOND Κέντρο Ερευνών Παρατήρησης της Γης και Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης", Ινστιτούτο Αστρονομίας, Αστροφυσικής, Διαστημικών Εφαρμογών και Τηλεπισκόπησης, Εθνικό Αστεροσκοπείο Αθηνών

2.4.1 Επισκόπηση

Οι μεσογειακές χώρες αποτελούν ιδιαιτέρως ευάλωτα οικοσυστήματα, λόγω των κλιματικών συνθηκών που ευνοούν την εκδήλωση πυρκαγιάς αλλά και συσσωρευμένης καύσιμης ύλης, με σημαντική ιστορικότητα καταστροφικών πυρκαγιών. Σύμφωνα με τον Birot (2009) η ανάλυση και ερμηνεία των παραγόντων που επιδρούν και επηρεάζουν την έναυση και τους μηχανισμούς εξάπλωσης των πυρκαγιών είναι ιδιαιτέρως πολύπλοκη, καθώς σχετίζονται με σύνθετα χωροχρονικά χαρακτηριστικά που διαφέρουν αναλόγως του μεγέθους του φαινομένου, του είδους της βλάστησης, το κλίμα και την τοπογραφία της περιοχής που πλήττεται. Επιπλέον, υπογραμμίζεται πως ενώ το κύριο ενδιαφέρον επικεντρώνεται στις δασικές πυρκαγιές, ιδιαιτέρως σημαντικά (κυρίως λόγω των συνεπειών στην ανθρώπινη ζωή και τις υποδομές) είναι τα φαινόμενα που είτε ξεκινούν ή αναπτύσσονται σε περιαστικές - μεταβατικές περιοχές, όπου ο αστικός ιστός ασκεί πίεση στον δασικό.

Η Ελλάδα τοποθετείται μεταξύ των Ευρωπαϊκών χωρών με τις σημαντικότερες καταγραφές δασικών πυρκαγιών (με καταστροφικά αποτελέσματα στα δασικά οικοσυστήματα αλλά και σε περιαστικές και αστικές ζώνες), οι οποίες εμφανίζουν υπολογίσιμες διαφοροποιήσεις σε ένταση, έκταση και συχνότητα κατά τις τελευταίες δεκαετίες, γεγονός που φαίνεται να συνδέεται και με την μεταβολή του κλίματος. Σύμφωνα με τα στοιχεία που αντλούνται από το πρόγραμμα Copernicus *"European Forest Fire Information System"* (EFFIS[1]), η Ισπανία, η Γαλλία, η Πορτογαλία, η Ιταλία και η Ελλάδα αντιπροσωπεύουν το 78% της συνολικής καμένης έκτασης και το 84% του συνολικού αριθμού πυρκαγιών που καταγράφηκαν στην Ευρώπη την περίοδο 2000–2021.

[1] https://effis.jrc.ec.europa.eu/reports-and-publications/annual-fire-reports

Σύμφωνα με την ανάλυση των Kontoes *et al.* (2013) για την περίοδο 2007-2011, σχετικά με τα χωροταξικά πρότυπα, το μέγεθος, το υψόμετρο και τις κατηγορίες κάλυψης γης όπου αναπτύσσονται οι δασικές πυρκαγιές, προκύπτει ότι οι νότιες και άνυδρες περιοχές της χώρας επιδεικνύουν μεγαλύτερη επιδεκτικότητα από τις βόρειες και πιο υγρές, ενώ ο μεγάλος αριθμός πυρκαγιών στην Αττική φαίνεται να συσχετίζεται εμφανώς με την υψηλή πληθυσμιακή πυκνότητα και την έντονη πίεση που προέρχεται από την επέκταση των πόλεων και την οικονομική δραστηριότητα στις εγγύς περιαστικές περιοχές. Επιπλέον, ο μεγαλύτερος αριθμός πυρκαγιών λαμβάνει χώρα σε περιοχές με υψόμετρο μικρότερο των 1000 m, όμως υπό συγκεκριμένες και ευνοϊκές συνθήκες πυρκαγιές εμφανίζονται και πέραν του ορίου αυτού.

Τέλος, πρέπει να υπογραμμιστεί το γεγονός ότι η αλματώδης εξέλιξη της τεχνολογίας παρέχει πλέον σύγχρονα εργαλεία και προϊόντα που αποτελούν ήδη την αιχμή του δόρατος στην ανάλυση και εκτίμηση των συνιστωσών εμφάνισης μιας πυρκαγιάς αλλά και στη διαχείριση της κρίσης και της αποκατάστασης των επιπτώσεων στο φυσικό τοπίο. Στην κορυφή αυτών τοποθετούνται τα δορυφορικά δεδομένα, τα οποία έχουν κατά κόρον αξιοποιηθεί ιστορικά από την επιχειρησιακή μονάδα του Κέντρου Ερευνών Παρατήρησης της Γης και Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης BEYOND του ΕΑΑ στην παρακολούθηση των πυρκαγιών και την αποτίμηση των καμένων εκτάσεων, αλλά και των επιπτώσεων στο αστικό και φυσικό περιβάλλον. Τα τελευταία χρόνια, με τη ραγδαία αύξηση της συχνότητας λήψης, της ευρείας γεωγραφικής κάλυψης και της χωρικής ανάλυσης των διαθέσιμων δορυφορικών δεδομένων, μέσω του προγράμματος Copernicus, εξασφαλίζεται η δυναμική απεικόνιση της γήινης επιφάνειας και η δημιουργία μεγάλων βάσεων δεδομένων που συνεισφέρουν σημαντικά στη μελέτη των συνθηκών που προηγούνται μιας πυρκαγιάς.

Ακολούθως, παρουσιάζονται τα αποτελέσματα της ανάλυσης, των παραγόντων (περιβαλλοντικοί, μετεωρολογικοί και ανθρωπογενείς) που επηρεάζουν τους μηχανισμούς των δασικών πυρκαγιών, που πραγματοποιήθηκε για τα έτη 1984 έως 2021, καθώς και οι διαχρονικές μεταβολές στα πρότυπα έναυσης και εξάπλωσής τους.

2.4.2 Πλαίσιο ανάλυσης

Για την διαχρονική απεικόνιση και ανάλυση των καμένων εκτάσεων στην Ελλάδα, αξιοποιήθηκαν τα προϊόντα καμένων εκτάσεων της Υπηρεσίας Διαχρονικής Χαρτογράφησης Καμένων Εκτάσεων[2] (βλέπε 4.2.1) του Κέντρου BEYOND του Εθνικού Αστεροσκοπείου Αθηνών. Επιπροσθέτως, για τον εμπλουτισμό και την περαιτέρω αξιολόγηση των προαναφερθέντων, αξιοποιήθηκαν και προϊόντα χαρτογράφησης

[2] http://ocean.space.noa.gr/diachronic_bsm/

πυρκαγιάς που παρέχονται από διεθνείς φορείς, όπως NASA αλλά και το πρόγραμμα EFFIS της ΕΕ. Σημειώνεται ότι στα έτη 1988 και 1992 - 1998 δεν έχει υπολογιστεί η καμένη έκταση λόγω έλλειψης κατάλληλων δορυφορικών δεδομένων.

Το σύνολο των δεδομένων που χρησιμοποιήθηκαν και τα χαρακτηριστικά τους παρουσιάζονται ακολούθως:

- *Κάλυψη Γης.* Αξιοποιήθηκαν τα προϊόντα κάλυψης γης της υπηρεσίας CLC Copernicus[3] για την παρακολούθηση της ξηράς και τα αντίστοιχα προϊόντα μεταβολής χρήσεων γης.
- *Δημογραφικά δεδομένα.* Αξιοποιήθηκαν κοινωνικο-οικονομικά δεδομένα από τον οργανισμό Eurostat[4] για τον προσδιορισμό των πολυπληθέστερων πόλεων της επικράτειας, οι οποίες αποτελούν πρωτεύουσες νομών όπως είχαν οριστεί σύμφωνα με το πρόγραμμα "Καποδίστριας".
- *Μετεωρολογικά δεδομένα.* Αξιοποιήθηκαν δεδομένα από την υπηρεσία ERA-5 Land τα οποία διατίθενται ελεύθερα ύστερα από διόρθωση των μετεωρολογικών προβλέψεων μέσω ατμοσφαιρικών αναλύσεων και τα οποία παρέχονται σε ωριαία χρονική ανάλυση και χωρική ανάλυση 0,1^{o} (~9 km). Συγκεκριμένα αναλύθηκαν οι παράμετροι (α) Θερμοκρασία αέρα στα 2 m πάνω από την επιφάνεια της Γης, (β) Ανατολική και Βόρεια συνιστώσα ανέμου στα 10 m πάνω από την επιφάνεια της Γης, (γ) Θερμοκρασία δρόσου στα 2 m πάνω από την επιφάνεια της Γης, (δ) Συνολική ποσότητα κατακρημνίσεων που πέφτει στην επιφάνεια της Γης.
- *Δορυφορικά προϊόντα προστιθέμενης αξίας.* Αξιοποιήθηκαν (α) οι *Δείκτες βλάστησης*[5] NDVI και EVI (Maselli *et al.* 2003) και (β) το προϊόν LST (Land Surface Temperature), που αντιπροσωπεύει την θερμοκρασία της επιφάνειας του εδάφους[6]. Τα προϊόντα προέρχονται από λήψεις του δέκτη MODIS των δορυφόρων AQUA και TERRA που συλλέγονται σε πραγματικό χρόνο στις κεραίες του Κέντρου BEYOND.

Τέλος, σημειώνεται πως για την οργάνωση και αποθήκευση των μεγάλων χρονοσειρών δεδομένων (big data) που απαιτήθηκαν για την ανάλυση αξιοποιήθηκε η τεχνολογία ανοικτού κώδικα Open Data Cube (ODC) (Killough, 2018).

[3] CORINE Land Cover

[4] Urban clusters, 2011, - Population distribution - Dataset

[5] Η ύπαρξη και η κατάσταση της βλάστησης είναι ένας σημαντικός παράγοντας για της έναυση πυρκαγιάς καθώς είναι γνωστό ότι η ξηρή βλάστηση είναι πιο επιρρεπής στη φωτιά.

[6] Η παρατεταμένη περίοδος υψηλής θερμοκρασίας οδηγεί τη βλάστηση σε συνθήκες υδατικής καταπόνησης και αυξημένης θερμοκρασίας των φυτών (Maffei *et al.*, 2014).

2.4.3 Ιστορικότητα και ακραία γεγονότα

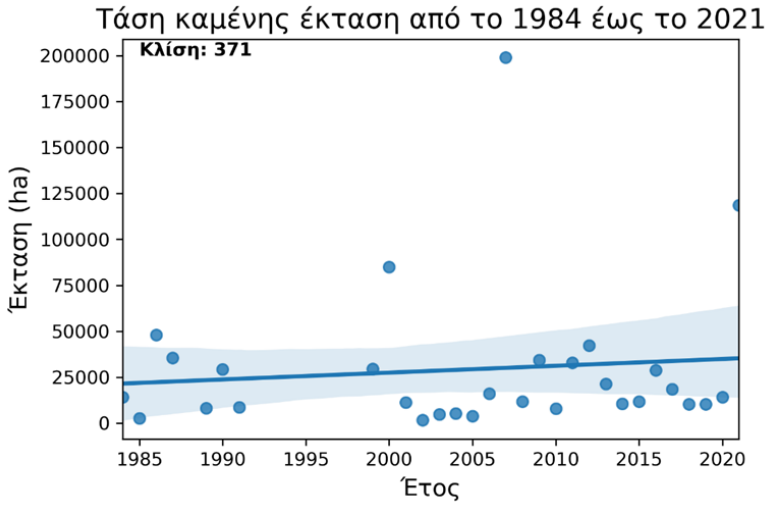
Η μεγαλύτερη συνολικά σε έκταση καταστροφή που προκλήθηκε στην Ελλάδα από δασικές πυρκαγιές σημειώθηκε το 2007, όταν κάηκαν περίπου 200.000 ha γης (Πίνακας 2.4.1). Τη δεύτερη θέση καταλαμβάνει το έτος 2021, όταν και σημειώθηκε η πυρκαγιά στη Εύβοια, η μεγαλύτερη σε έκταση που έχει καταγραφεί ποτέ στην Ελλάδα, αλλά και μία από τις μεγαλύτερες στην Ευρώπη. Είναι χαρακτηριστικό ότι το 2021 η μέση τιμή, επί του συνόλου των καμένων εκτάσεων σε σχέση με τον αριθμό των γεγονότων, ήταν μεγαλύτερη από 1300 ha, γεγονός που σε συνδυασμό με το μειωμένο πλήθος των γεγονότων (~86) υποδεικνύει αυξημένη ένταση του φαινομένου.

Πίνακας 2.4.1. Αριθμός γεγονότων πυρκαγιάς και καμένες εκτάσεις ανά έτος.

Έτος	Αριθμός γεγονότων	Σύνολο καμένης έκτασης (ha)	Μέση τιμή (ha)
1984	119	14.109,052	118,563
1985	30	2.674,308	89,147
1986	187	48.018,997	256,786
1987	237	35.413,634	149,425
1989	23	8.060,188	350,443
1990	83	29.296,039	352,964
1991	66	8.647,758	131,027
1999	26	29.551,048	**1.136,579**
2000	158	**85.014,558**	538,067
2001	68	11.343,206	166,812
2002	15	1.733,066	115,538
2003	93	4.759,3488	51,176
2004	65	5.304,732	81,611
2005	41	3.892,686	94,944
2006	89	16.178,846	181,785
2007	251	**199.004,417**	**792,846**
2008	92	11.809,796	128,367
2009	151	34.201,060	226,497
2010	128	7.911,386	61,808
2011	251	32.988,240	131,427
2012	183	42.272,295	230,996
2013	126	21.301,091	169,05
2014	87	10.631,113	122,197
2015	55	11.756,677	213,758
2016	137	28.765,122	209,96
2017	159	18.516,687	116,457

Έτος	Αριθμός γεγονότων	Σύνολο καμένης έκτασης (ha)	Μέση τιμή (ha)
2018	97	10.338,135	106,579
2019	108	10.248,530	94,894
2020	236	14.217,862	60,245
2021	86	**118.540,499**	**1.378,378**

Στο Σχήμα 2.4.1 που ακολουθεί παρουσιάζεται η συνολική καμένη έκταση ανά έτος. Η κλίση της γραμμής εμφανίζει μικρή ανοδική τάση της καμένης έκτασης με το πέρασμα των ετών, ενώ παρατηρούνται ακραίες τιμές που αντιστοιχούν στις τρεις χρονιές 2000, 2007 και 2021, όπου και καταγράφηκαν πολύ σημαντικά γεγονότα πυρκαγιάς. Η εμφάνιση των παραπάνω ακραίων τιμών την τελευταία εικοσαετία παρουσιάζει συσχέτιση με την αύξηση της θερμοκρασίας στις χρονιές αυτές (U.S. Global Change Research Program 2018).



Σχήμα 2.4.1. Συνολική καμένη έκταση ανά έτος - Διασπορά τιμών και γραμμή τάσης.

Η παλινδρόμηση παρουσιάζει μειωμένη αξιοπιστία αφού επηρεάζεται σε μεγάλο βαθμό από τα ακραία γεγονότα, ενώ η μετρούμενη κλίση δεν έχει κάποια ιδιαίτερη φυσική σημασία, μιας και επηρεάζεται από τη διακριτότητα των επιμέρους μεγεθών. Για το λόγο αυτό, η τάση εξετάστηκε περαιτέρω με τη μέθοδο STL decomposition (Hyndman and Athanasopoulos 2021) μία ισχυρή μέθοδο για την αποσύνθεση εποχικότητας και τάσης σε δεδομένα χρονοσειρών. Επιλέχθηκε διότι παρουσιάζει ευρωστία σε ακραίες τιμές.

Η συνιστώσα της τάσης προέκυψε από την εφαρμογή της STL στα ετήσια δεδομένα καμένων εκτάσεων. Κατόπιν υπολογίστηκε το μέγεθος FT το οποίο αποτελεί μία μετρική

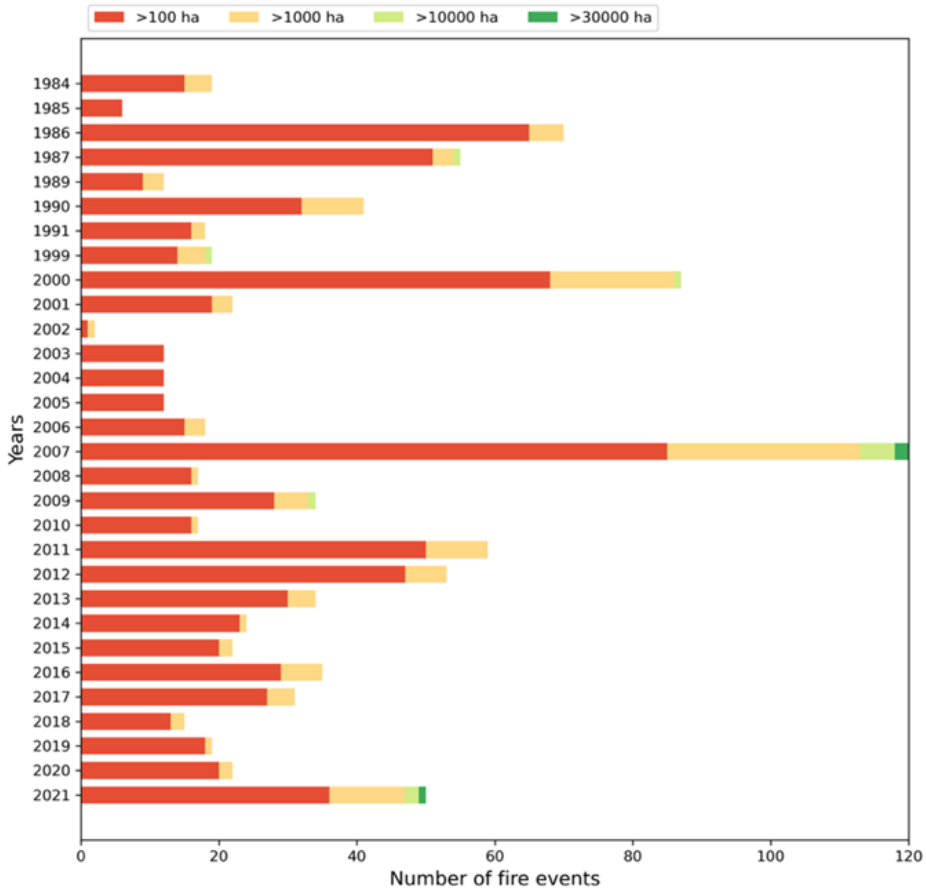
του πόσο ισχυρή είναι η τάση και λαμβάνει τιμές από 0 έως 1, όπου τιμές κοντά στο 1 υποδηλώνουν ισχυρή τάση και κοντά στο 0 ασθενή. Η σχέση από την οποία υπολογίζεται είναι η παρακάτω:

$$F_T = max\ (0{,}1 - \frac{Var(R_T)}{Var(T_T - R_T)}$$

όπου R_T είναι το υπόλοιπο που συγκεντρώνει την πληροφορία για τη δυναμική του συστήματος απαλλαγμένο από τάση και περιοδικότητα και T_T η συνιστώσα εξομαλυμένης τάσης.

Το μέγεθος F_T υπολογίστηκε από 0,27 έως 0,63 όταν το μοντέλο λάμβανε υπόψη και τις ακραίες τιμές και περίπου 0 όταν οι ακραίες τιμές εξομαλύνονταν μέσω εφαρμογής σταθμισμένων μέσων όρων. Συνεπώς παρατηρούμε ότι και εδώ παρουσιάζεται μία αυξητική τάση μέσου μεγέθους που οφείλεται κυρίως στα ακραία γεγονότα της τελευταίας εικοσαετίας.

Σύμφωνα με την έκθεση IPCC 2022 (Langsdorf *et al.* 2022), τα επόμενα χρόνια αναμένεται να αυξηθεί η συχνότητα εμφάνισης ακραίων φαινομένων, ενώ πρόκειται όλο και περισσότερες περιοχές να είναι ευάλωτες στην εμφάνιση μεγάλων πυρκαγιών. Στο Σχήμα 2.4.2, παρουσιάζεται η συχνότητα εμφάνισης γεγονότων μεγαλύτερων από 100, 1.000, 10.000 και 30.000 ha από το 1984 ως το 2021 στον ελλαδικό χώρο. Όπως φαίνεται, στα έτη 2007 και 2021 σημειώθηκαν πυρκαγιές που έκαψαν περισσότερα από 30.000 ha, ενώ γεγονότα με περισσότερα από 10.000 ha καμένης γης εμφανίστηκαν στα έτη 1987, 1999, 2000, 2007, 2009 και 2021.



Σχήμα 2.4.2. Πλήθος γεγονότων πυρκαγιάς ανά κατηγορία (>100 ha, >1.000 ha, >10.000 ha, >30.000 ha) ανά έτος.

2.4.4 Καμένες εκτάσεις και χρήσεις γης

Για να επιτευχθεί η χρονική αντιστοίχιση μεταξύ των καλύψεων γης και των ετήσιων καμένων εκτάσεων, επιλέχθηκε η απεικόνιση των χρήσεων γης σύμφωνα με τα διαθέσιμα δεδομένα χρήσεων γης από το προϊόν CORINE Land Cover (CLC). Συγκεκριμένα οι πυρκαγιές κατηγοριοποιήθηκαν με βάση το διάστημα στο οποίο σημειώθηκαν: 1984 – 1995, 1996 – 2002, 2003 – 2008, 2009 – 2014, 2015 – 2021 και αναλύθηκαν με δεδομένα CLC του 1999, 2000, 2006, 2012, 2018 αντίστοιχα.

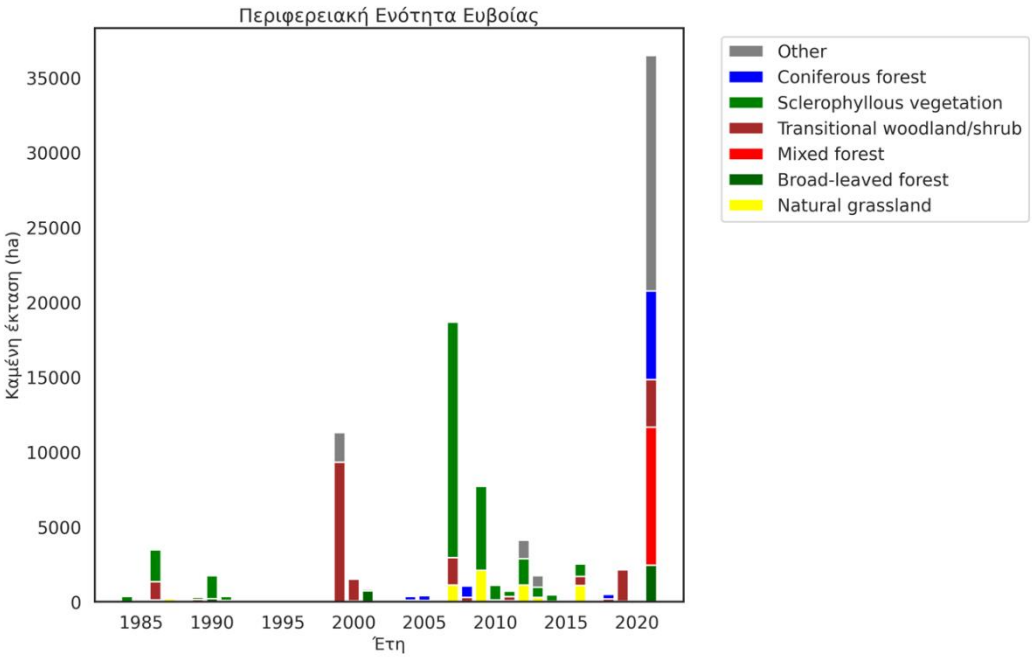
Στην Ελλάδα παρατηρείται εμφάνιση και διάδοση πυρκαγιών με μεγαλύτερη συχνότητα σε συγκεκριμένα είδη κάλυψης γης. Ειδικότερα, τα εδάφη που καλύπτονται από σκληροφυλλική βλάστηση, μεταβατικές δασώδεις και θαμνώδεις εκτάσεις και δάση κωνοφόρων αποτελούν τους κύριους τύπους βλάστησης στους οποίους εκδηλώνονται και διαδίδονται πυρκαγιές, σχεδόν σε όλη την περίοδο μεταξύ 1984 και 2021. Συχνά,

επίσης, παρατηρούνται πυρκαγιές σε εδάφη που έχουν καεί σε προηγούμενες χρονικές περιόδους, γεγονός που ενισχύει τη διάβρωση του εδάφους και δυσχεραίνει ιδιαίτερα τις φυσικές διεργασίες αναγέννησης και ανάκαμψης του οικοσυστήματος (Efthimiou *et al.,* 2020).

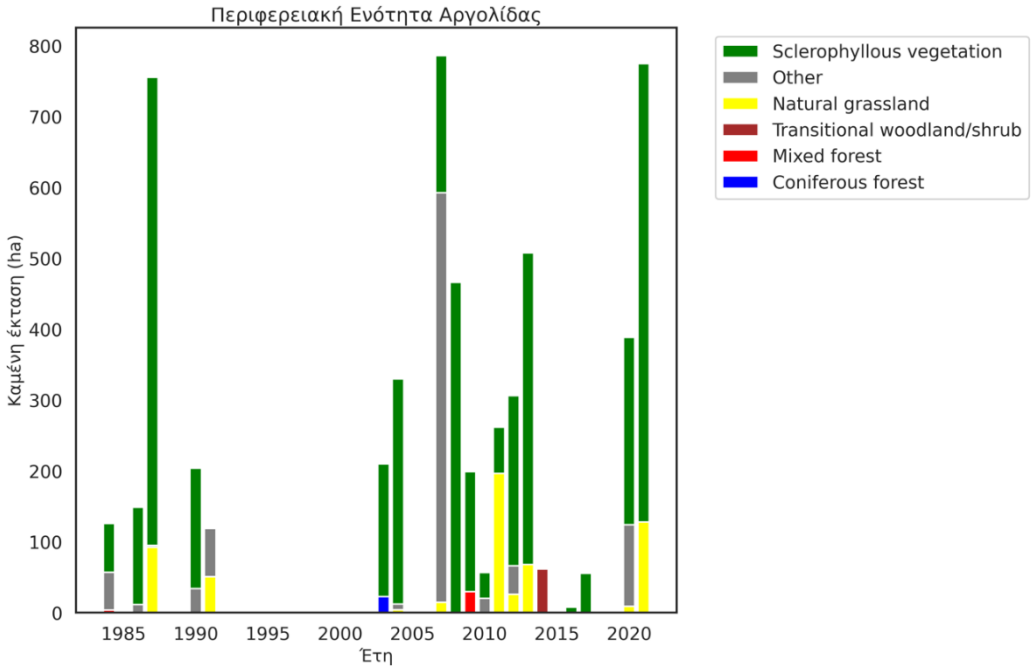
Αξίζει να επισημανθεί ότι κατά τα έτη 1984, 1985, 1989, 2002 και 2014, τουλάχιστον το 50% των καμένων εκτάσεων καλύπτονταν από σκληροφυλλική βλάστηση, ενώ το 1988 η πλειονότητα των πληττόμενων οικοσυστημάτων ήταν μεταβατικές δασώδεις και θαμνώδεις εκτάσεις. Με την πάροδο των χρόνων, η ανάφλεξη των προαναφερθέντων τύπων κάλυψης γης είναι σταθερή σε όλες τις περιφέρειες της Ελλάδας. Ωστόσο, προς τα Νοτιοδυτικά της χώρας, στις περιοχές της Πελοποννήσου, Στερεάς Ελλάδας και Δυτικής Ελλάδας, παρατηρούνται συχνότερες και μεγαλύτερες πυρκαγιές σε θέσεις μικτών δασικών εκτάσεων.

Στα Σχήματα 2.4.3 – 2.4.5 γίνεται φανερό ότι μεγάλες σε έκταση πυρκαγιές στην Περιφερειακή Ενότητα Εύβοιας πλήττουν κυρίως κωνοφόρα δάση και φυσικούς βοσκότοπους, ενώ μικρότερες σε έκταση πυρκαγιές συμβαίνουν κυρίως σε περιοχές με σκληροφυλλική βλάστηση και μεταβατικές δασώδεις και θαμνώδεις εκτάσεις. Αντίθετα στην περιφερειακή ενότητα Αργολίδας οι μεγάλες δασικές πυρκαγιές πλήττουν κυρίως σκληροφυλλική βλάστηση και οι μικρότερες φυσικούς βοσκότοπους.

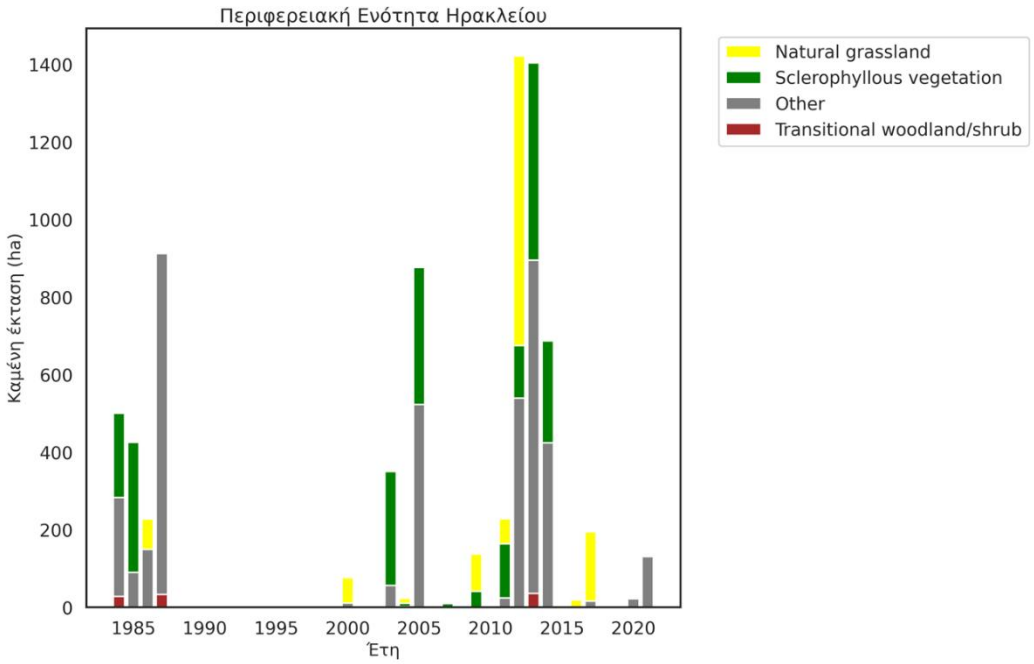
Από τη σύγκριση των διαγραμμάτων αυτών φαίνεται επίσης ότι διαχρονικά οι πυρκαγιές που λαμβάνουν χώρα στην περιοχή της Εύβοιας είναι πιο καταστροφικές (μεγαλύτερες σε έκταση) απ’ ότι στις υπόλοιπες δύο περιφερειακές ενότητες.



Σχήμα 2.4.3. Είδη τύπων κάλυψης γης καμένων εκτάσεων στην Περιφερειακή Ενότητα Ευβοίας (χρονική περίοδος 1984-2021).



Σχήμα 2.4.4. Είδη τύπων κάλυψης γης καμένων εκτάσεων στην Περιφερειακή Ενότητα Αργολίδος (χρονική περίοδος 1984-2021).



Σχήμα 2.4.5. Είδη τύπων κάλυψης γης καμένων εκτάσεων στην Περιφερειακή Ενότητα Ηρακλείου (χρονική περίοδος 1984-2021).

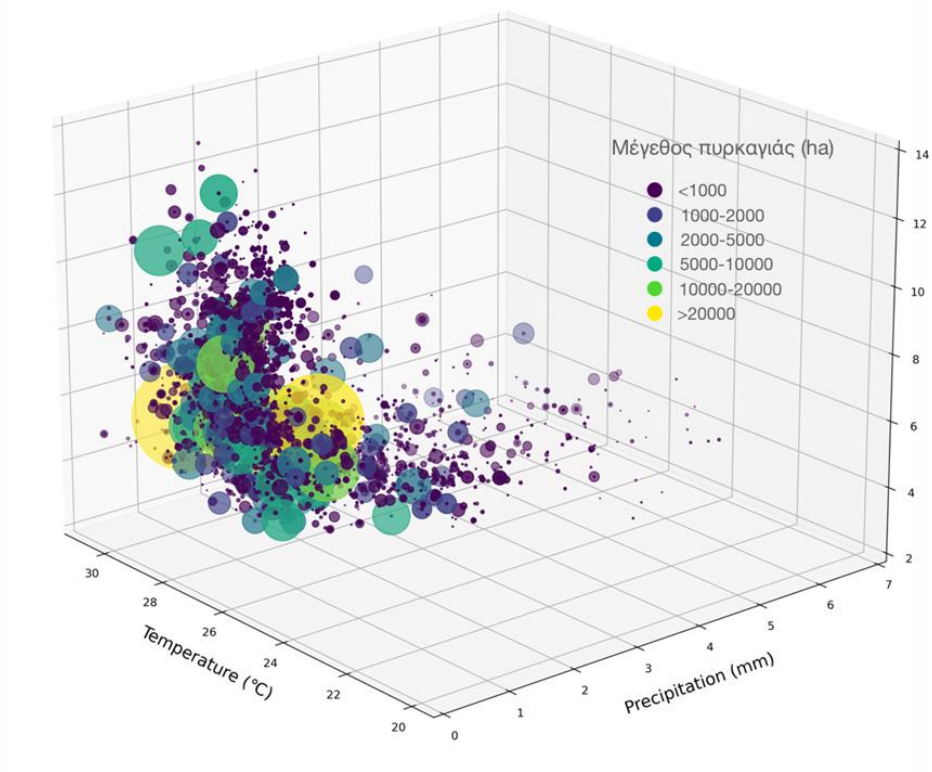
Επιπροσθέτως, με την αξιοποίηση προϊόντων μεταβολής χρήσης γης που προσφέρονται από την υπηρεσία Copernicus, εντοπίστηκαν οι αλλαγές στα είδη καμένης βλάστησης έπειτα από περιοδική καύση. Εκτάσεις κωνοφόρων δασών φέρουν την τάση να μεταπίπτουν σε εδάφη χαμηλής βλάστησης, βοσκοτόπια, θαμνότοπους και χερσότοπους, ενώ τα φυσικά βοσκοτόπια φαίνεται να δίνουν την θέση τους σε απογυμνωμένα εδάφη ενίοτε με την παρουσία θάμνων. Επίσης, αν δεν έχει επηρεαστεί σε μεγάλο βαθμό η γονιμότητα των καμένων εκτάσεων, ενδέχεται να αποτελέσουν καλλιεργήσιμα εδάφη.

2.4.5 Πυρκαγιές και συσχέτισή τους με τις μετεωρολογικές συνθήκες

Οι μετεωρολογικές συνθήκες διαδραματίζουν καθοριστικό ρόλο στην εμφάνιση αλλά και την ανάπτυξη των δασικών πυρκαγιών. Στο Σχήμα 2.4.6 φαίνεται η κατανομή των γεγονότων που έχουν καταγραφεί στο χρονικό διάστημα της παρούσας ανάλυσης σε σχέση με τις μετεωρολογικές παραμέτρους. Αξιοποιήθηκαν οι μέσες μηνιαίες τιμές θερμοκρασίας, κατακρημνισμάτων και ριπών ανέμων για τους μήνες Ιούνιο, Ιούλιο, Αύγουστο, όπως διατίθενται από την υπηρεσία ERA-5, και οι τιμές ανήχθησαν σε ετήσια κλίμακα, καθώς δεν είναι γνωστή η ακριβής ημερομηνία της κάθε πυρκαγιάς για έτη προγενέστερα του 2010. Για τη θερμοκρασία και τους ανέμους υπολογίστηκαν οι

μέγιστες τιμές ανά έτος, ενώ στη βροχόπτωση υπολογίστηκε το άθροισμα των τριών μηνών.

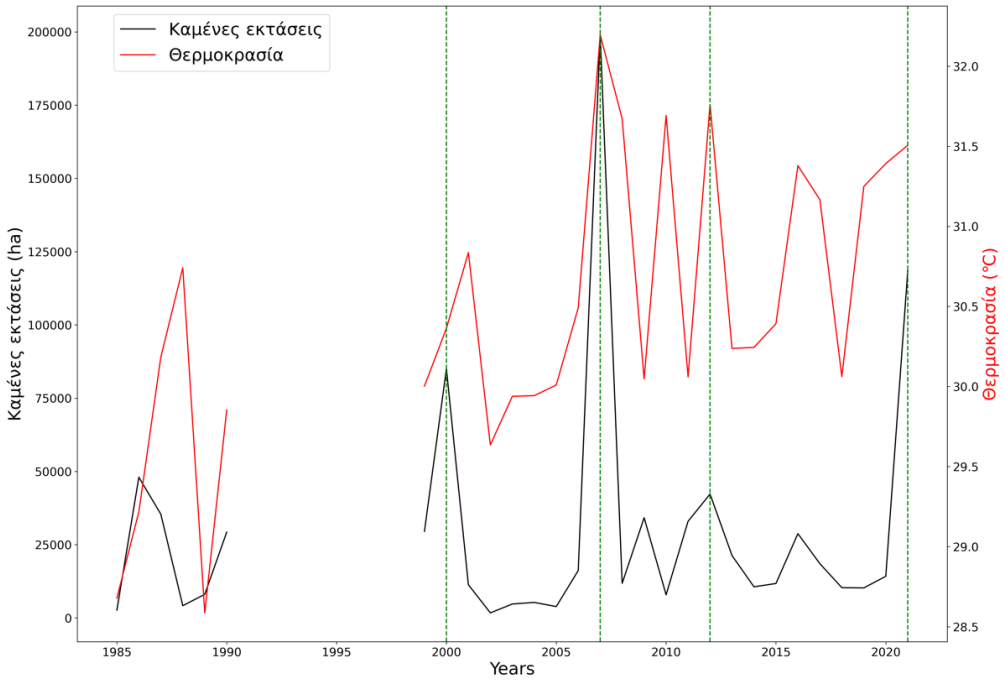
Όπως παρουσιάζεται στο Σχήμα που ακολουθεί, η πλειονότητα των γεγονότων συγκεντρώνονται σε περιοχές με υψηλές θερμοκρασίες και ιδιαίτερα χαμηλή βροχόπτωση.



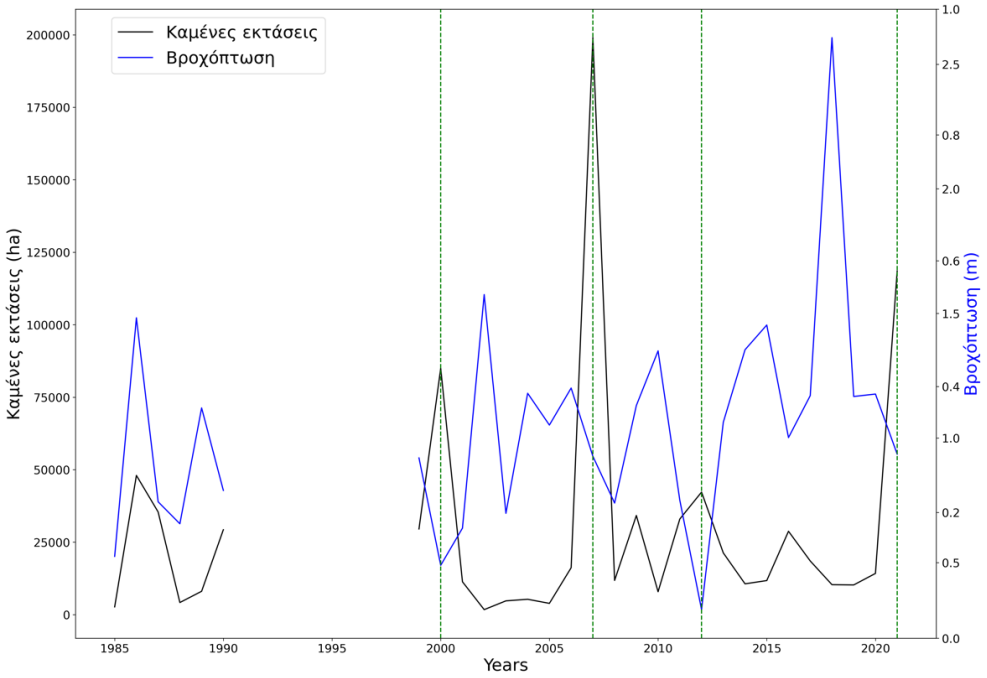
Σχήμα 2.4.6. Οι δασικές πυρκαγιές της περιόδου 1984-2021 σε σχέση με τις μετεωρολογικές παραμέτρους που επικρατούσαν στην περιοχή τη θερινή περίοδο. Η ακτίνα και το χρώμα κάθε σημείου απεικονίζει το μέγεθος της πυρκαγιάς.

Στη συνέχεια μελετήθηκαν οι συνολικές ετήσιες καμένες εκτάσεις σε σχέση με τις ετήσιες μέγιστες τιμές (που προέκυψαν από τις μέσες μηνιαίες) θερμοκρασίας και κατακρημνισμάτων για τους μήνες Ιούνιο, Ιούλιο, Αύγουστο. Στο Σχήμα 2.4.7 που ακολουθεί φαίνεται πως η έκταση των πυρκαγιών ακολουθεί σε μεγάλο βαθμό την παράμετρο της θερμοκρασίας κατά την χρονική περίοδο ανάλυσης, ενώ στο Σχήμα 2.4.8 γίνεται αντιληπτή η αντίστροφη σχέση που έχει η έκταση των πυρκαγιών με τη βροχόπτωση. Με διακεκομμένη γραμμή έχουν σημειωθεί τα έτη με τις πιο καταστροφικές πυρκαγιές για την Ελλάδα.

Το 2007, όταν σημειώθηκε η μεγαλύτερη τιμή καμένης έκτασης κατά την περίοδο μελέτης, καταγράφεται σημαντική άνοδος της θερμοκρασίας και ταυτόχρονη μεγάλη μείωση της βροχόπτωσης. Παρόμοιες συνθήκες παρατηρούνται και το 2012. Όσον αφορά το 2021, φαίνεται και πάλι ταυτόχρονη αύξηση θερμοκρασίας και ελαττωμένη βροχόπτωση.



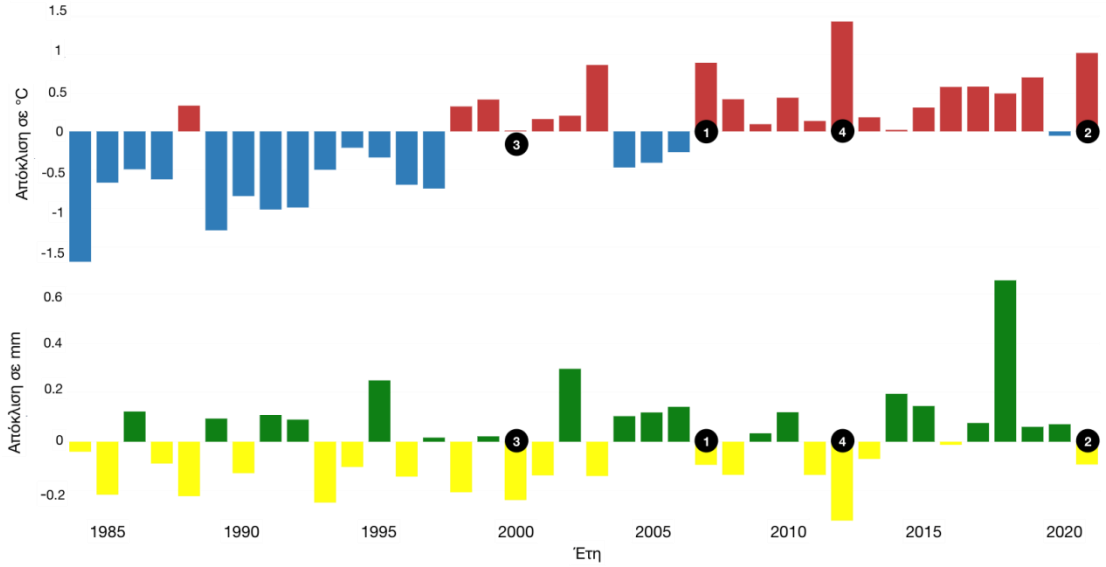
Σχήμα 2.4.7. Χρονοσειρά ετήσιων καμένων εκτάσεων σε σχέση με τη μέγιστη ετήσια θερμοκρασία των θερινών μηνών. Με πράσινη διακεκομμένη γραμμή επισημαίνονται τα έτη με τις περισσότερες καμένες εκτάσεις.



Σχήμα 2.4.8. Χρονοσειρά ετήσιων καμένων εκτάσεων σε σχέση με την αθροιστική βροχόπτωση των θερινών μηνών. Με πράσινη διακεκομμένη γραμμή επισημαίνονται τα έτη με τις περισσότερες καμένες εκτάσεις.

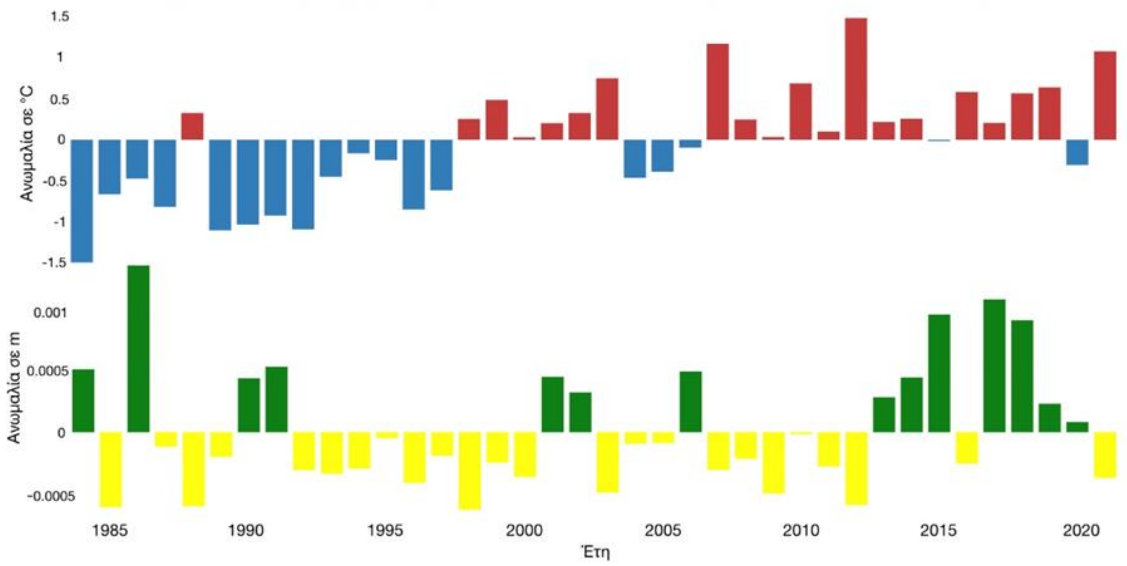
Στα Σχήματα που ακολουθούν, απεικονίζεται η απόκλιση της θερμοκρασίας και της βροχόπτωσης από τον 37ετή μέσο όρο της περιόδου 1984-2021. Η απόκλιση της θερμοκρασίας υποδεικνύει κατά πόσο το έτος ήταν θερμότερο (κόκκινη μπάρα) ή ψυχρότερο (μπλε μπάρα) από τον μέσο όρο της περιόδου αναφοράς και της βροχόπτωσης αν το έτος ήταν υγρότερο (πράσινη μπάρα) ή ξηρότερο (κίτρινη μπάρα) από το μέσο όρο της περιόδου. Στις περισσότερες περιπτώσεις, μετά το 2000, διαπιστώνεται αύξηση θερμοκρασίας, γεγονός που θα μπορούσε να συσχετιστεί σε κάποιο βαθμό με την μεταβολή του κλίματος. Με μαύρους κύκλους σημειώνονται τα 4 έτη με τη μεγαλύτερη συνολική καμένη έκταση από το 2000 και έπειτα.

Παρατηρείται ότι κατά τα τελευταία 21 έτη (2000-2021), τα 4 έτη με τις περισσότερες καμένες εκτάσεις (2007, 2021, 2000 και 2012) ήταν θερμότερα από το μέσο όρο του διαστήματος αναφοράς, ενώ παράλληλα, σε όλα τα χρόνια σημειώνεται μειωμένη βροχόπτωση (αρνητική ανωμαλία βροχόπτωσης).



Σχήμα 2.4.9. Ετήσιες διακυμάνσεις διαφοράς θερμοκρασίας (πάνω) και βροχόπτωσης (κάτω) για την Ελλάδα σχετικά με το μέσο όρο της περιόδου 1984-2021. Οι μαύροι κύκλοι δείχνουν τα πιο καταστρεπτικά έτη της τελευταίας 20ετίας σε όρους καμένων εκτάσεων, με τον αριθμό 1 να είναι η χρονιά με τη μεγαλύτερη καμένη έκταση.

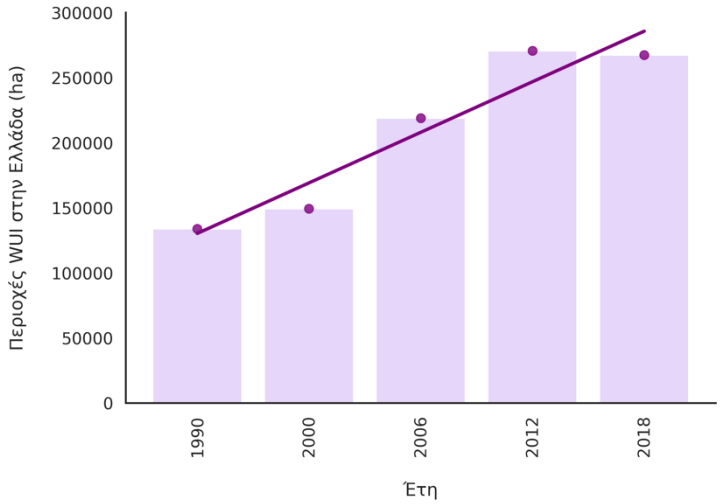
Το έτος 2021, μεγάλο μέρος της καμένης έκτασης στην Ελλάδα οφείλεται στις πυρκαγιές που σημειώθηκαν στην Εύβοια, όπου κάηκαν περισσότερα από 46.000 ha. Αναλύοντας τις συνθήκες θερμοκρασίας και βροχόπτωσης για τη συγκεκριμένη περιοχή προκύπτει το Σχήμα 2.4.10, όπου γίνεται φανερό ότι το καλοκαίρι του 2021 επρόκειτο για ιδιαίτερα ξηρή περίοδο, με σημαντικά αυξημένη θερμοκρασία, και συγκεκριμένα η θερμότερη και ξηρότερη μετά το 2012.



Σχήμα 2.4.10. Ετήσιες διακυμάνσεις διαφοράς θερμοκρασίας (πάνω) και βροχόπτωσης (κάτω) για την Εύβοια σχετικά με το μέσο όρο της περιόδου 1984-2021.

2.4.6 Καμένες εκτάσεις σε ζώνες μίξης δασών - οικισμών (WUI) και δασικές εκτάσεις που παλαιότερα χαρακτηρίζονταν ως αγροτικές

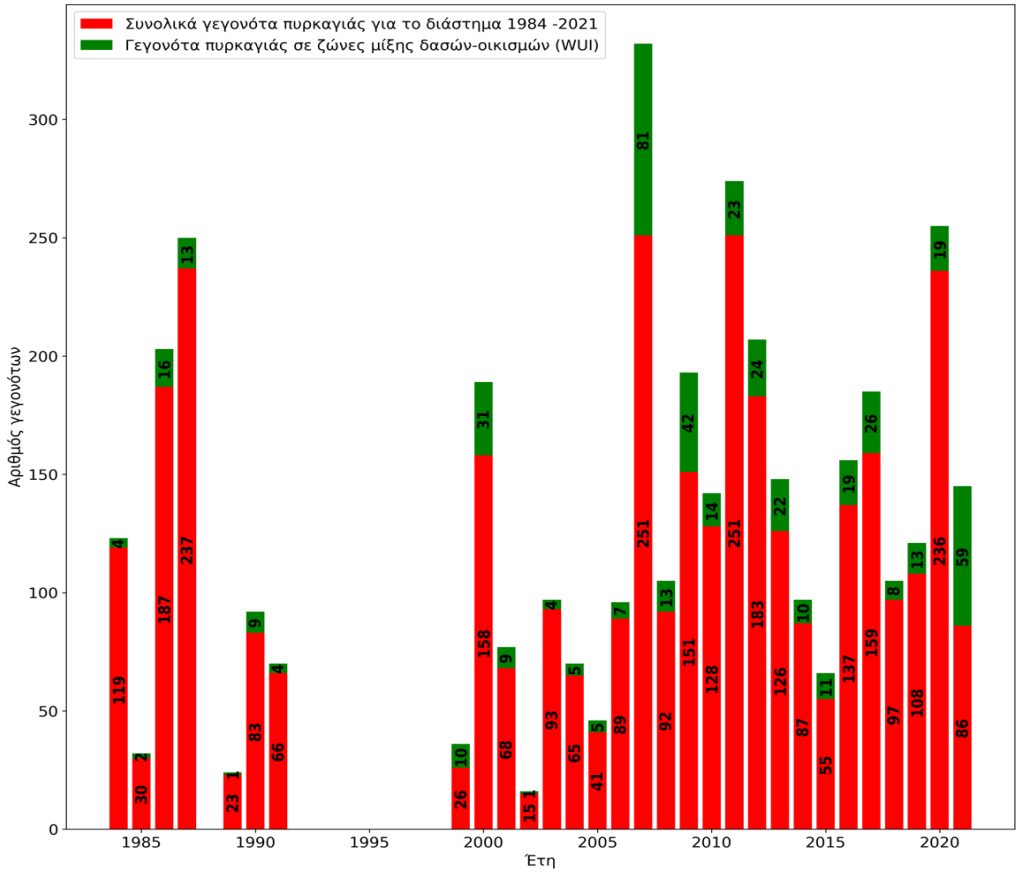
Ο όρος WUI (Wildland-Urban Interface) αναφέρεται στη ζώνη μετάβασης μεταξύ δασικών ή θαμνώδων εκτάσεων με οικιστικές περιοχές (Radeloff *et al.* 2005). Δεδομένου ότι οι περιοχές αυτές περιβάλλονται από δάση στα οποία ασκείται αστική πίεση (Biasi *et al.* 2015), θεωρούνται από πολλούς ερευνητές ιδιαίτερα ευάλωτες σε πυρκαγιές (Stewart *et al.* 2007). Στον ελλαδικό χώρο, με τη πάροδο των ετών παρατηρείται αύξηση των εκτάσεων των ζωνών αυτών (Σχήμα 2.4.11) στις οποίες και έχουν σημειωθεί σημαντικές πυρκαγιές, όπως της Νέας Ερυθραίας το 1981, που έπληξε τμήματα της Κηφισιάς και του κτήματος Συγγρού στο Μαρούσι, αλλά και της καταστροφικής πυρκαγιάς στο Μάτι το 2018.



Σχήμα 2.4.11. Εξέλιξη ζωνών WUI στον Ελλαδικό χώρο.

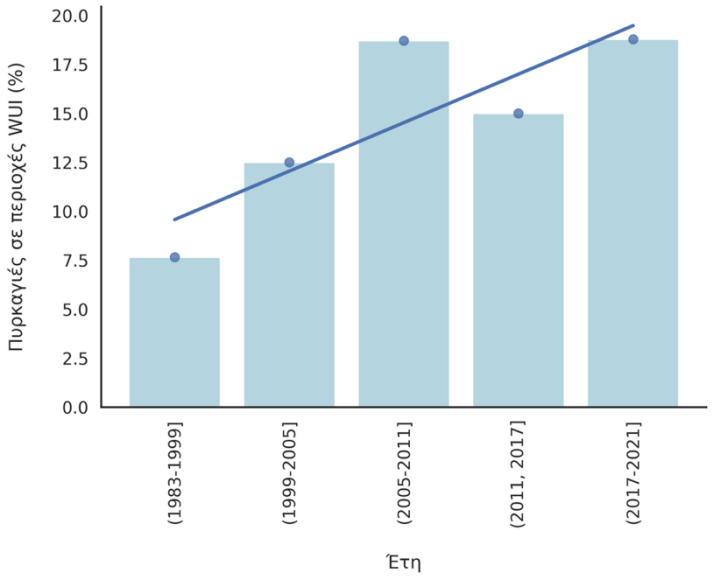
Για τον προσδιορισμό των ζωνών αυτών έχουν χρησιμοποιηθεί τα δεδομένα χρήσεων/καλύψεων γης CORINE Land Cover, όπως περιγράφονται σε προηγούμενη ενότητα, και έχουν ταξινομηθεί σε δύο κατηγορίες: α) την βλάστηση που είναι επιδεκτική στις πυρκαγιές και β) τις τεχνητές επιφάνειες. Έπειτα, για κάθε μία από αυτές δημιουργήθηκαν περιμετρικές ζώνες (buffer zones), των 400 m και των 200 m αντίστοιχα, και η τομή τους αποτέλεσε τη ζώνη WUI κάθε περιόδου. Το πλάτος των περιμετρικών ζωνών προσδιορίστηκε εμπειρικά μελετώντας χαρακτηριστικούς οικισμούς με ζώνες μίξης δασών-οικισμών. Στην πρώτη κατηγορία (καύσιμη ύλη) περιλαμβάνονται οι καλύψεις γης που σχετίζονται με δάσος πλατύφυλλων, δάσος κωνοφόρων, μικτό δάσος, σκληροφυλλική βλάστηση, μεταβατικές δασώδεις και θαμνώδεις εκτάσεις, ενώ στην κατηγορία τεχνητές επιφάνειες περιλαμβάνονται οι εξής κατηγορίες κάλυψης γης: συνεχής αστικός ιστός, ασυνεχής αστικός ιστός, βιομηχανικές και εμπορικές ζώνες, χώροι απόρριψης απορριμμάτων, χώροι οικοδόμησης και εγκαταστάσεις αθλητισμού και αναψυχής.

Τα αποτελέσματα της ανάλυσης, παρουσιάζονται στο Σχήμα 2.4.12, όπου φαίνεται πως τα γεγονότα πυρκαγιάς που αφορούν στις WUI εκτάσεις αποτελούν σημαντικό μέρος του συνόλου των καμένων εκτάσεων στα έτη της μελέτης.



Σχήμα 2.4.12. Συνολικά γεγονότα πυρκαγιάς σε σχέση με γεγονότα που έπληξαν ζώνες WUI.

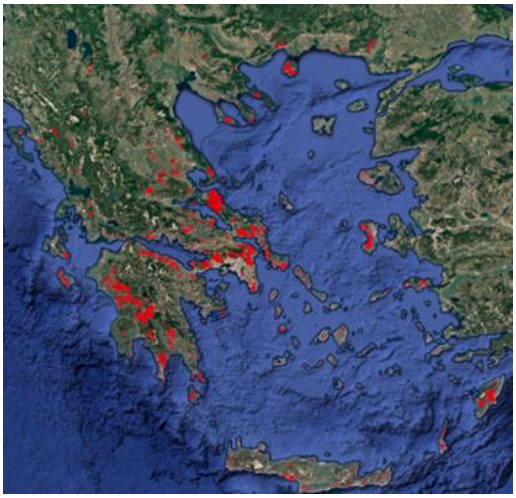
Μελετώντας το ποσοστό των γεγονότων πυρκαγιάς που ξέσπασαν και εξαπλώθηκαν σε μεταβατικές εκτάσεις (WUI) προκύπτει το Σχήμα 2.4.13. Φαίνεται πως η τάση καταστροφής των εκτάσεων αυτών είναι αυξητική και παρόμοια με την τάση αύξησης των ίδιων των ζωνών WUI που παρουσιάζεται στο Σχήμα 2.4.12. Συμπερασματικά παρατηρείται ότι με το πέρασμα των χρόνων και την διεύρυνση του αστικού τοπίου, οι μεταβατικές ζώνες υφίστανται ολοένα και αυξανόμενη πίεση με αποτέλεσμα τη συχνή καταστροφή τους από δασικές πυρκαγιές.



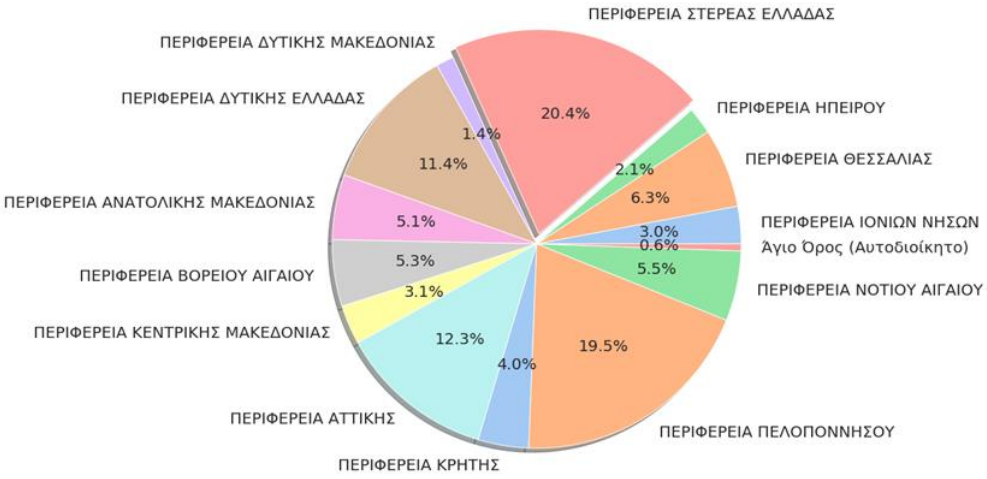
Σχήμα 2.4.13. Ποσοστό γεγονότων πυρκαγιάς που έπληξαν ζώνες WUI.

2.4.7 Καμένες εκτάσεις ανά Περιφέρεια

Οι δασικές πυρκαγιές στην Ελλάδα εμφανίζονται κυρίως σε μεσαία και χαμηλά γεωγραφικά πλάτη, όπως φαίνεται και εποπτικά στην Εικόνα 2.4.1, που παρουσιάζει τις καμένες εκτάσεις που έχουν χαρτογραφηθεί από την υπηρεσία FireHUB (Kontoes *et al.,* 2016) για την περίοδο 1984-2021. Στην εξεταζόμενη περίοδο, η Περιφέρεια Στερεάς Ελλάδος έχει πληγεί περισσότερο (178.377,07 ha) ακολουθούμενη από τις περιφέρειες Πελοποννήσου (171.178,84 ha) και Αττικής (108.072,32 ha). Όπως γίνεται αντιληπτό από την Εικόνα έχει πληγεί κυρίως το νοτιοδυτικό κομμάτι της χώρας. Μέχρι το 2020, την πρώτη θέση είχε η περιφέρεια Πελοποννήσου, όμως έπειτα από την καταστροφική πυρκαγιά της Εύβοιας το 2021 η κατάταξη άλλαξε μετατρέποντας τη Στερεά Ελλάδα στην πιο πυρόπληκτη περιφέρεια. Στο Σχήμα 2.4.14 φαίνεται η ποσοστιαία συμβολή κάθε περιφέρειας στη συνολική καμένη έκταση. Αξίζει να σημειωθεί ότι στις τρεις προαναφερθείσες περιφέρειες αντιστοιχεί το 50% της καμένης έκτασης όλης της χώρας.



Εικόνα 2.4.1. Δασικές πυρκαγιές στην Ελλάδα στο διάστημα 1984-2021.

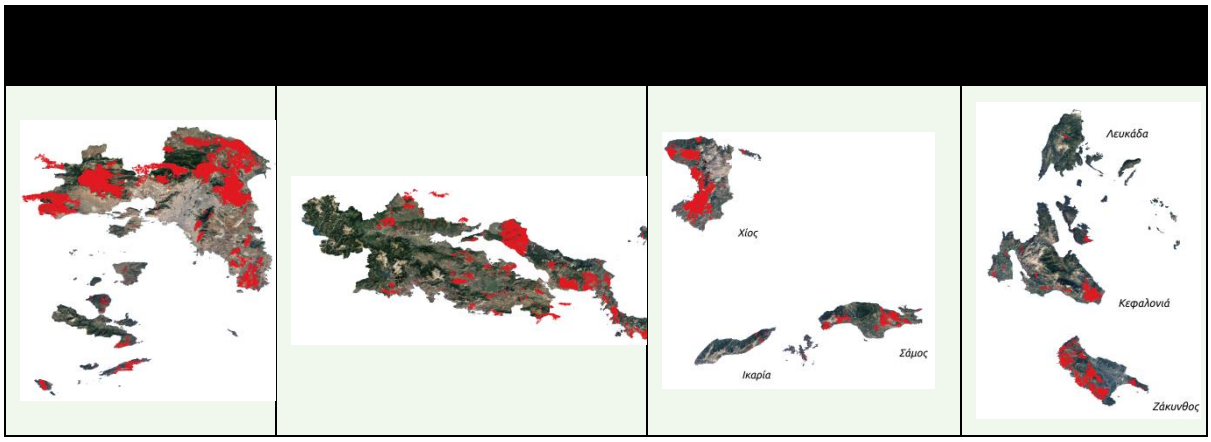


Σχήμα 2.4.14. Ποσοστιαία συμβολή Περιφερειών στο σύνολο της καμένης έκτασης της χώρας για την περίοδο 1984-2021.

Από την ανάλυση της καμένης έκτασης κάθε Περιφέρειας σε σχέση με τη συνολική της έκταση, οι μεγαλύτερες ποσοστιαίες τιμές προκύπτουν στην Αττική, το Βόρειο Αιγαίο, τη Στερεά Ελλάδα και τις Ιόνιες νήσους. Συγκεκριμένα, στην Αττική φαίνεται να έχει καεί το 28% της συνολικής της έκτασης, στο Βόρειο Αιγαίο το 12% και στη Στερεά Ελλάδα και τις Ιόνιες Νήσους από 11%. Τα μεγέθη αυτά αφορούν και σε καμένες εκτάσεις που έχουν καεί περισσότερες από μία φορές στα χρόνια μελέτης και το ποσοστό προκύπτει από τα αθροίσματά τους. Στις επόμενες Εικόνες παρουσιάζονται εποπτικά οι καμένες εκτάσεις των περιοχών αυτών διαχρονικά. Στις περιφέρειες Βορείου Αιγαίου και Ιονίων νήσων

φαίνονται μόνο τα νησιά που διαχρονικά συγκεντρώνουν το κυριότερο μέρος των πυρκαγιών.

Πίνακας 2.4.2. Περιφέρειες που έχουν πληγεί περισσότερο στην Ελλάδα. Με κόκκινο χρώμα σημειώνονται οι καμένες εκτάσεις διαχρονικά.



2.4.8 Ανάλυση πυρκαγιών με την αξιοποίηση μεθόδων Τεχνητής Νοημοσύνης

Στα πλαίσια έρευνας που διεξάγεται από το 2019 (Girtsou *et al.,* 2021, Apostolakis *et al.,* 2022), αναπτύσσονται, από την ερευνητική ομάδα του Κέντρου BEYOND, μοντέλα μηχανικής μάθησης (ML) που έχουν ως στόχο την πρόβλεψη του κινδύνου πυρκαγιάς της επόμενης μέρας. Τα μοντέλα αυτά, που δημιουργούνται από την εκπαίδευση αλγορίθμων (ML) τελευταίας γενιάς, δέχονται ως δεδομένα εκπαίδευσης τις χρονοσειρές ενός συνόλου παραμέτρων που θεωρείται ότι επηρεάζουν τις πυρκαγιές, καθώς και τις καμένες εκτάσεις (Jain *et al.* 2020).

Πλαίσιο ανάλυσης

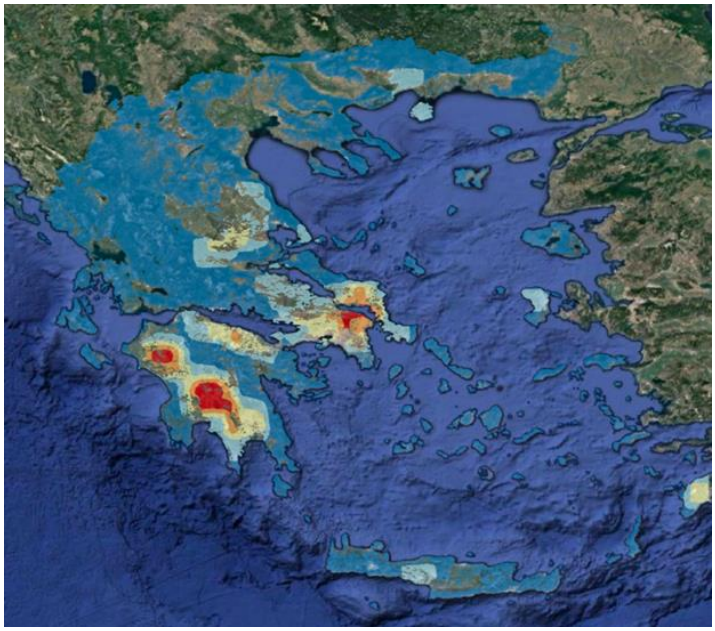
Το σύνολο των δεδομένων συνίσταται σε ένα γεωγραφικό κάναβο υψηλής χωρικής ανάλυσης (500 m) που καλύπτει όλη την Ελλάδα. Κάθε κελί αναπαριστά ένα διάνυσμα χαρακτηριστικών (θερμοκρασία, NDVI, κλπ) σε μια συγκεκριμένη μέρα, καθώς και την ημερήσια παρουσία (fire) ή απουσία (no-fire) πυρκαγιάς.

Με βάση το ιστορικό αρχείο καμένων εκτάσεων FireHUB του Κέντρου BEYOND και ενδελεχείς ελέγχους, δημιουργήθηκε η βάση ημερήσιων περιστατικών πυρκαγιάς για τα έτη 2010-2020 και για χρονικό διάστημα από τον Μάρτιο μέχρι τον Οκτώβρη, περιορίζοντας την περιοχή μελέτης στις δασικές εκτάσεις. Προηγούμενα έτη από το 2010

δεν αξιοποιήθηκαν, διότι δεν ήταν δυνατή η ακριβής απόδοση της ημερομηνίας έναυσης των γεγονότων.

Οι παράμετροι που μελετήθηκαν προέκυψαν έπειτα από επεξεργασία των δεδομένων που αναφέρθηκαν ήδη, τα οποία εμπλουτίστηκαν από επιπλέον παραμέτρους σχετικές με τη συχνότητα εμφάνισης πυρκαγιάς σε συγκεκριμένες περιοχές. Αυτό είχε ως στόχο την έμμεση προσέγγιση δύσκολα μετρήσιμων χαρακτηριστικών, όπως η ανθρώπινη δραστηριότητα και η δυσκολία πρόσβασης μέσων πυρόσβεσης. Οι νέες παράμετροι που εισήχθησαν είναι η συχνότητα πυρκαγιάς, που αποτελεί καταμέτρηση όλων των εμφανίσεων πυρκαγιάς από το 1984 ως το 2009 σε κάθε εικονοστοιχείο και η εξομαλυμένη συχνότητα πυρκαγιάς[7] (Εικόνα 2.4.2).

Το παραγόμενο σύνολο δεδομένων που δημιουργήθηκε και αξιοποιήθηκε στη μελέτη αποτελείται από περίπου 46.000.000 εγγραφές/έτος. Κάθε εγγραφή αναπαριστά ένα κελί στον ελλαδικό χώρο, σε μία συγκεκριμένη ημερομηνία και συνοδεύεται από το πολυδιάστατο διάνυσμα των χαρακτηριστικών του και την ετικέτα του (φωτιά / μη φωτιά). Για τη δόμηση του συνόλου δεδομένων, έγινε επεξεργασία περίπου 20.000 δορυφορικών εικόνων ώστε να παραχθούν οι δορυφορικοί δείκτες και οι μετεωρολογικές παράμετροι.



Εικόνα 2.4.2. Η παράμετρος της εξομαλυμένης συχνότητας πυρκαγιάς στην Ελλάδα.

[7] Προκύπτει με την εφαρμογή ενός χαμηλοπερατού γραμμικού φίλτρου (81x81) στο προηγούμενο χαρακτηριστικό, προκειμένου να υπολογιστεί η πράξη της συνέλιξης και η συχνότητα να διασκορπιστεί ομαλά στον χώρο.

Το σύνολο των χαρακτηριστικών παρουσιάζεται συνολικά ακολούθως (Πίνακας 2.4.3).

Πίνακας 2.4.3. Χαρακτηριστικά εκπαίδευσης των μοντέλων Μηχανικής Μάθησης.

Κατηγορία χαρακτηριστικού	**Παραγόμενο Χαρακτηριστικό**	**Πηγαία χωρική ανάλυση**	**Πηγαία χρονική ανάλυση**	**Πηγή**
Ψηφιακό μοντέλο εδάφους	Υψόμετρο	25 m	-	Copernicus DEM
	Κλίση			
	Καμπυλότητα			
	Προσανατολισμός κλιτύος			
Κάλυψη Γης	Κάλυψη Γης	100 m	3 έτη	Copernicus CLC
Θερμοκρασία	Μέγιστη ημερήσια θερμοκρασία	9 km	ωριαία	ERA5 land
	Ελάχιστη ημερήσια θερμοκρασία			
	Μέση ημερήσια θερμοκρασία			
Θερμοκρασία δρόσης[8]	Μέγιστη ημερήσια θερμοκρασία δρόσης	9 km	ωριαία	ERA5 land
	Ελάχιστη ημερήσια θερμοκρασία δρόσης			
	Μέση ημερήσια θερμοκρασία δρόσης			

[8] Σημείο δρόσου είναι η θερμοκρασία στην οποία ο αέρας πρέπει να ψυχθεί (υπό σταθερή πίεση) για να επιτύχει μια σχετική υγρασία του 100%, δηλαδή να έχει κορεστεί πλήρως σε υδρατμούς. Σε αυτό το σημείο ο αέρας δεν μπορεί να συγκρατήσει περισσότερο νερό με τη μορφή υδρατμών.

Κατηγορία χαρακτηριστικού	**Παραγόμενο Χαρακτηριστικό**	**Πηγαία χωρική ανάλυση**	**Πηγαία χρονική ανάλυση**	**Πηγή**
Ταχύτητα ανέμου	Μέγιστη ημερήσια ταχύτητα ανέμου	9km	ωριαία	ERA5 land
Διεύθυνση ανέμου	Διεύθυνση ανέμου της μέγιστης ημερήσιας ταχύτητας	9 km	hourly	ERA5 land
	Ημερήσια επικρατούσα διεύθυνση ανέμου			
Κατακρημνίσεις	7ημερο άθροισμα κατακριμνήσεων	9 km	ωριαία	ERA5 land
Δείκτες βλάστησης	NDVI	500 m	8 ημέρες	NASA MODIS
	EVI			
Θερμοκρασία εδάφους	LST-day	1 km	8 ημέρες	NASA MODIS
	LST-night			
Συχνότητα πυρκαγιών	Συχνότητα	500 m	ημερησίως	FireHub BSM
	Χωρικά εξομαλυμένο ιστορικό πυρκαγιάς			
Συντεταγμένες κελιού	Φ	500 m	ημερησίως	FireHub cell grid
	Λ			
Ημερολογιακοί κύκλοι	Μήνας	500 m	ημερησίως	Fire Inventory
	Ημέρα			

Αλγόριθμοι Μηχανικής Μάθησης

Υιοθετήθηκε ένα σύνολο σύγχρονων αλγορίθμων μηχανικής μάθησης που χρησιμοποιούνται συχνά σε προβλήματα ταξινόμησης και πετυχαίνουν υψηλές αποδόσεις. Σε αυτό περιλαμβάνονται τρεις αλγόριθμοι βασισμένοι σε Δέντρα

Απόφασης, (α) Random Forest (RF) (Breiman, 2001), (β) Extremely Randomized Trees (XT) (Geurts *et al.,* 2006) και (γ) XGBoost (XGB) (Chen and Guestrin, 2016) και ρηχά Νευρωνικά Δίκτυα (NN) βάθους έως 5 επιπέδων (layers) (Haykin, 2009).

Για καθέναν από τους αλγορίθμους αυτούς έγινε πληθώρα πειραμάτων για την αναζήτηση και τη βελτιστοποίηση των υπερπαραμέτρων τους.

Συνεισφορά χαρακτηριστικών εκπαίδευσης

Προκειμένου να μελετηθεί και να αναδειχθεί η συνεισφορά των επιμέρους χαρακτηριστικών στην αναγνώριση περιοχών υψηλού κινδύνου πυρκαγιάς (εξαρτημένη μεταβλητή), αξιοποιήθηκαν δύο ανεξάρτητες μεθοδολογίες που χρησιμοποιούνται συχνά σε προβλήματα μηχανικής μάθησης (σημαντικότητα χαρακτηριστικών μέσω σχήματος μετάθεσης, συσχέτιση Spearman).

Στον Πίνακα 2.4.4 παρουσιάζονται τα 10 σημαντικότερα χαρακτηριστικά όπως προέκυψαν από την εφαρμογή του αλγορίθμου Permutation Importance (σημαντικότητα χαρακτηριστικών μέσω σχήματος μετάθεσης) στα μοντέλα με την υψηλότερη επίδοση. Όπως φαίνεται, στη μέτρηση των δύο πρώτων μοντέλων (NN, RF), πρώτα κατατάσσονται ο άνεμος με τη μέγιστη ταχύτητα στην ημερήσια επικρατούσα διεύθυνση, ο ενισχυμένος δείκτης βλάστησης και η εξομαλυμένη συχνότητα πυρκαγιάς. Ενώ δεν προκαλεί έκπληξη ότι ο άνεμος και η κατάσταση της βλάστησης είναι χαρακτηριστικά που επηρεάζουν έντονα την παρουσία και εξάπλωση μίας πυρκαγιάς, παρατηρούμε πως και η ιστορικότητα (εξομαλυμένη) έχει σημαντική επιρροή στη μελλοντική παρουσία του φαινομένου σε μία περιοχή. Αυτό βεβαίως θα πρέπει να αναλυθεί περαιτέρω και κατά περίπτωση, αφού, όπως αναφέρθηκε και προηγουμένως, η ιστορικότητα πυρκαγιάς είναι ένα πολυπαραγοντικό στοιχείο που επηρεάζεται από σύνθετα φαινόμενα, δύσκολα παρατηρήσιμα και μετρήσιμα.

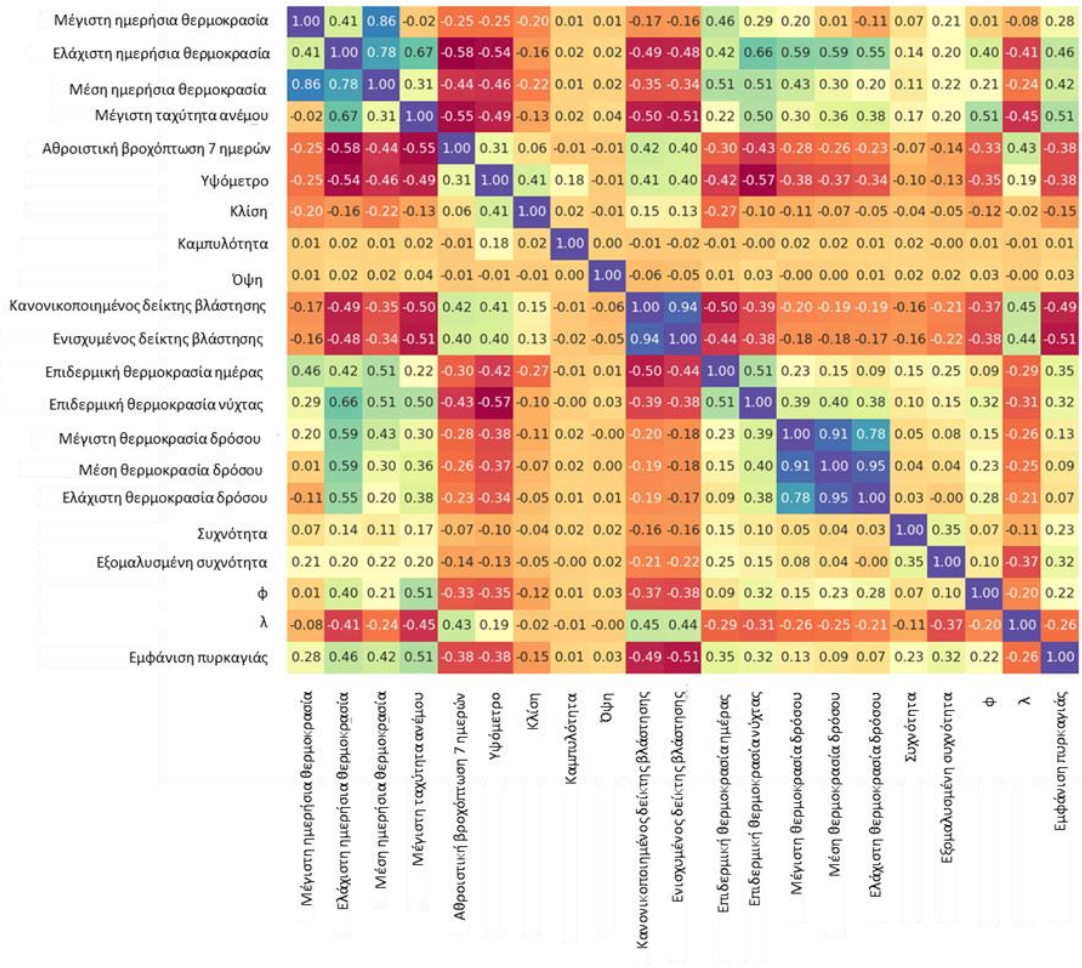
Επιπλέον χαρακτηριστικά που φαίνεται να έχουν έντονη επίδραση είναι η μέγιστη ημερήσια θερμοκρασία, η μέση ημερήσια θερμοκρασία δρόσου, η τοποθεσία (συντεταγμένες θέσης) και ο κανονικοποιημένος δείκτης βλάστησης.

Πίνακας 2.4.4. Κατάταξη σημαντικότητας χαρακτηριστικών εκπαίδευσης στην πρόβλεψη πυρκαγιάς με τη μέθοδο Permutation Importance.

Κατάταξη			
	NN	**RF**	**XGB**
1	Ταχύτητα ανέμου	Ταχύτητα ανέμου	Ταχύτητα ανέμου
2	Ενισχυμένος Δείκτης Βλάστησης	Ενισχυμένος Δείκτης Βλάστησης	Ενισχυμένος Δείκτης Βλάστησης
3	Εξομαλυμένη ιστορικότητα	Εξομαλυμένη ιστορικότητα	Εξομαλυμένη ιστορικότητα
4	λ	Κανονικοποιημένος Δείκτης Βλάστησης	Μέγιστη ημερήσια θερμοκρασία
5	φ	Μέση ημερήσια θερμοκρασία	λ
6	Ψηφιακό μοντέλο εδάφους	Μέγιστη ημερήσια θερμοκρασία	φ
7	Συσσωρευτική βροχόπτωση 7 ημερών	Θερμοκρασία εδάφους ημέρας	Εξομαλυμένη ιστορικότητα
8	Μέγιστη ημερήσια θερμοκρασία	Λ	Συσσωρευτική βροχόπτωση 7 ημερών
9	Συχνότητα	Φ	Μέση ημερήσια θερμοκρασία δρόσης
10	Κλίση εδάφους	Μέση ημερήσια θερμοκρασία δρόσης	Μέση ημερήσια θερμοκρασία

Τα παραπάνω ευρήματα ενισχύονται περαιτέρω με την εξέταση της συσχέτισης των χαρακτηριστικών μεταξύ τους, αλλά και με την εξαρτημένη μεταβλητή. Στην Εικόνα 2.4.3 παρουσιάζονται οι τιμές του συντελεστή συσχέτισης Spearman για όλα τα διαθέσιμα αριθμητικά χαρακτηριστικά. Ο συντελεστής λαμβάνει τιμές από -1 έως 1, όπου η τιμή 1 υποδεικνύει απόλυτα θετική συσχέτιση, η τιμή 0 καμία συσχέτιση και η τιμή -1 απόλυτα αρνητική συσχέτιση.

Παρατηρείται ότι υψηλότερη συσχέτιση με την εμφάνιση πυρκαγιάς παρουσιάζουν οι δύο δείκτες βλάστησης (ndvi, evi - αρνητική συσχέτιση όπως είναι αναμενόμενο), η μέγιστη ταχύτητα του ημερήσιου επικρατούντος ανέμου και η ελάχιστη ημερήσια θερμοκρασία. Προκύπτει επίσης ότι σημαντικά στοιχεία είναι η μέση ημερήσια θερμοκρασία, η συσσωρευτική βροχόπτωση 7 ημερών, το υψόμετρο και οι θερμοκρασίες εδάφους μέρας/νύχτας.



Εικόνα 2.4.3. Συσχέτιση Spearman – πιο σκούρο χρώμα υποδηλώνει πιο έντονη συσχέτιση.

Από την εφαρμογή των δύο αυτών μεθοδολογιών προκύπτει η ισχυρή συσχέτιση των μετεωρολογικών παραμέτρων με την εμφάνιση πυρκαγιάς, ενώ παράλληλα επικυρώνεται η πρόσθετη αξία των υπόλοιπων χαρακτηριστικών (δείκτες βλάστησης, συχνότητα εμφάνισης κ.α.) στα μοντέλα πρόβλεψης.

Αποτελέσματα μοντέλων

Δοκιμές των μοντέλων διενεργήθηκαν για ολόκληρη την περίοδο των πυρκαγιών για τα έτη 2019 και 2020, καθώς και ξεχωριστά για το μήνα Αύγουστο του 2019 και 2020, ο οποίος είναι και ο σημαντικότερος μήνας για τις πυρκαγιές. Η απόδοση των καλύτερων μοντέλων για τον Αύγουστο του 2019, 2020 είναι 90% στην κλάση “φωτιά” και > 40% στην κλάση “μη φωτιά”. Δηλαδή το 90% των κελιών πυρκαγιάς ταξινομήθηκαν σωστά ως περιοχές υψηλού κινδύνου, ενώ περισσότερο από 40% κελιών μη πυρκαγιάς ταξινομήθηκαν σωστά σε κλάσεις χαμηλού κινδύνου. Το χαμηλότερο ποσοστό επιτυχίας πρόβλεψης στην κατηγορία της “μη πυρκαγιάς” οφείλεται κυρίως στις επικρατούσες συνθήκες του συγκεκριμένου μήνα, οι οποίες καθιστούν τη χώρα ιδιαίτερα ευάλωτη στις δασικές πυρκαγιές. Σε ετήσιο επίπεδο τα αντίστοιχα ποσοστά κυμαίνονται στα ίδια επίπεδα για την κλάση της “πυρκαγιάς” και αυξάνονται στο 64% για την αρνητική κλάση.

Τα παραγόμενα μοντέλα έχουν τεθεί σε επιχειρησιακή λειτουργία μέσω αλυσίδων αυτόματης επεξεργασίας δεδομένων και, από το καλοκαίρι του 2021, παράγονται καθημερινά χάρτες πρόβλεψης κινδύνου πυρκαγιάς της επόμενη μέρας. Από το Μάιο του 2022 οι χάρτες δημοσιεύονται ως επιπλέον υπηρεσία του συστήματος Forest Fire Information System (FFIS).

2.4.9 Συμπεράσματα

Από τη στατιστική και χωροχρονική ανάλυση των παραμέτρων που σχετίζονται με το φαινόμενο της πυρκαγιάς στην Ελλάδα, προέκυψε ότι η ετήσια καμένη έκταση παρουσιάζει ελαφρώς αυξητική τάση, ενώ οι περιοχές της Ελλάδος που πλήττονται διαχρονικά περισσότερο από δασικές πυρκαγιές είναι η Στερεά Ελλάδα και η Πελοπόννησος. Επιπλέον επισημάνθηκε η ιδιαίτερη σημασία που έχουν οι ζώνες μίξης δάσους και αστικού περιβάλλοντος, καθώς πρόκειται για περιοχές που συγκεντρώνουν μεγάλο αριθμό γεγονότων στην Ελλάδα και ο κίνδυνος απωλειών (ανθρώπων και υποδομών) είναι ιδιαίτερα αυξημένος. Μελετώντας και αναλύοντας τις καμένες εκτάσεις σε σχέση με τη θερμοκρασία και τη βροχόπτωση, σε εθνικό αλλά και τοπικό επίπεδο, προέκυψαν ξεκάθαρα συμπεράσματα για την υψηλή τους συσχέτιση.

Τέλος, η ανάλυση ενός συνόλου παραμέτρων μέσω μοντέλων μηχανικής μάθησης εξήγαγε το συμπέρασμα ότι εκτός από τις μετεωρολογικές παραμέτρους (θερμοκρασία, άνεμος, βροχόπτωση), σημαντικό ρόλο στην έναρξη και στην εξάπλωση μιας πυρκαγιάς διαδραματίζουν η κατάσταση της βλάστησης, το υψόμετρο, η κλίση εδάφους, η τοποθεσία και η ιστορικότητα της περιοχής στην εμφάνιση πυρκαγιών.

Ξενόγλωσση

Apostolakis A, Girtsou S, Giannopoulos G, Bartsotas NS 2022. Estimating Next Day' s Forest Fire Risk via a Complete Machine Learning Methodology.

Biasi R, Colantoni A, Ferrara C, Ranalli F, Salvati L 2015. In-between sprawl and fires: long-term forest expansion and settlement dynamics at the wildland–urban interface in Rome, Italy. https://doi.org/10.1080/13504509.2015.1064488 22(6), pp. 467–475. Available at: https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/13504509.2015.1064488

Birot Y 2009. Living with wildfires: what science can tell us - a contribution to the science-policy dialogue. Discussion Paper 15, European Forest Institute, Joenssu, Finland, pp. 82.

Breiman L 2001. RANDOM FORESTS. Available at: https://www.stat.berkeley.edu/users/breiman/randomforest2001.pdf [Accessed: 7 October 2020].

Chen T and Guestrin C 2016. XGBoost: A scalable tree boosting system. In: Proceedings of the ACM SIGKDD International Conference on Knowledge Discovery and Data Mining. New York, NY, USA: Association for Computing Machinery, pp. 785–794. Available at: https://dl.acm.org/doi/10.1145/2939672.2939785 [Accessed: 30 September 2020].

Efthimiou N, Psomiadis E, Panagos P 2020. Fire severity and soil erosion susceptibility mapping using multi-temporal Earth Observation data: The case of Mati fatal wildfire in Eastern Attica, Greece. *CATENA* 187:104320. doi:10.1016/J.CATENA.2019.104320.

Geurts P, Ernst D, Wehenke L 2006. Extremely randomized trees. *Machine Learning* 63(1):3–42, doi:10.1007/s10994-006-6226-1.

Girtsou, S., Apostolakis, A., Giannopoulos, G., & Kontoes, C. (2021, July). A Machine Learning methodology for next day wildfire prediction. In 2021 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium IGARSS (pp. 8487-8490). IEEEdoi:10.1109/IGARSS47720.2021.9554301.

Haykin SS 2009. Neural networks and learning machines. Prentice Hall/Pearson.

Hyndman RJ and Athanasopoulos G 2021. Forecasting: Principles and Practice. 3rd ed. Available at: https://otexts.com/fpp3/stlfeatures.html#stlfeatures [Accessed: 12 May 2022].

Jain P, Coogan SCP, Subramanian SG, Crowley M, Taylor S, Flannigan MD 2020. A review of machine learning applications in wildfire science and management. *Environ. Reviews* 28(4):478–505. Available at: https://cdnsciencepub.com/doi/full/10.1139/er-2020-0019 [Accessed: 12 May 2022].

Killough B 2018. Overview of the open data cube initiative. International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS) 2018-July, pp. 8629–8632. doi:10.1109/IGARSS.2018.8517694.

Kontoes C Papoutsis I, Leronymidi E, Keramitsoglou I 2016. Remote Sensing Techniques for Forest Fire Disaster Management: The FireHub Operational Platform. In: Integrating Scale in Remote Sensing and GIS. Available at: http://emergency.copernicus.eu/ [Accessed: 22 February 2022].

Kontoes C, Keramitsoglou I, Papoutsis I, Sifakis N, Xofis P 2013. National Scale Operational Mapping of Burnt Areas as a Tool for the Better Understanding of Contemporary Wildfire Patterns and Regimes. *Sensors* 13(8):11146–11166. doi:10.3390/s130811146.

Langsdorf S, Löschke S, Möller V, Okem A 2022. Climate Change 2022 Impacts, Adaptation and Vulnerability Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Available at: www.ipcc.ch [Accessed: 12 May 2022].

Maselli F, Romanelli S, Bottai L, Zipoli G 2003. Use of NOAA-AVHRR NDVI images for the estimation of dynamic fire risk in Mediterranean areas. *Remote Sens. Environ.* 86:187-97.

Radeloff VC, Hammer RB, Stewart SI, Fried JS, Holcomb SS, McKeefry JF 2005. The wildland–urban interface in the United States. *Ecol Appl.* 15:799-805.

Stewart SI, Radeloff VC, Hammer RB, Hawbaker TJ 2007. Defining the Wildland-Urban Interface. Available at: https://academic.oup.com/jof/article/105/4/201/4734816 [Accessed: 5 April 2022].

USGCRP, 2018: Impacts, Risks, and Adaptation in the United States: Fourth National Climate Assessment, Volume II [Reidmiller DR,Avery CW,Easterling DR,Kunkel KE, Lewis KLM,Maycock TK, and Stewart BC (eds.)]. U.S. Global Change Research Program, Washington, DC, USA, pp. 1515. doi: 10.7930/NCA4.2018

ΜΕΡΟΣ 3: ΕΚΤΙΜΗΣΗ ΤΩΝ ΜΕΛΛΟΝΤΙΚΩΝ ΕΠΙΠΤΩΣΕΩΝ ΤΗΣ ΚΛΙΜΑΤΙΚΗΣ ΑΛΛΑΓΗΣ ΣΤΗΝ ΑΝΘΕΚΤΙΚΟΤΗΤΑ ΤΩΝ ΔΑΣΩΝ ΤΗΣ ΕΛΛΑΔΑΣ

Κεφάλαιο 3.1: Καταλληλότητα Ενδιαιτήματος Δασικών Ειδών και Προβολές υπό Συνθήκες Κλιματικής Αλλαγής

Νικόλαος Μ. Φύλλας[1], Κωνσταντίνος Θεοδώρου[1], Γεώργιος Μαλλίνης[2], Φίλιππος Αραβανόπουλος[3], Μαργαρίτα Αριανούτσου[4]

[1]Εργαστήριο Διαχείρισης Βιοποικιλότητας, Τμήμα Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου

[2]Εργαστήριο Φωτογραμμετρίας και Τηλεπισκόπησης, Τμήμα Αγρονόμων και Τοπογράφων Μηχανικών, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης

[3]Εργαστήριο Δασικής Γενετικής και Βελτιώσεως Δασοπονικών Ειδών, Τμήμα Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης

[4]Τομέας Οικολογίας και Ταξινομικής, Τμήμα Βιολογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών

3.1.1 Εισαγωγή

Ο τρόπος με τον οποίο τα διαφορετικά είδη φυτών κατανέμονται στο χώρο έχει αποτελέσει εδώ και αιώνες αντικείμενο μελέτης για τον άνθρωπο, με τις βάσεις να τίθενται από τον Αριστοτέλη (Voultsiadou *et al.* 2017) και τον Humboldt (1805). Το εύρος κατανομής ενός είδους ορίζεται ως η γεωγραφική περιοχή εντός της οποίας απαντάται. Το κλίμα και παράμετροι όπως η θερμοκρασία και τα ατμοσφαιρικά κατακρημνίσματα έχουν ευρύτατα χρησιμοποιηθεί για να εκφράσουν το εύρος των συνθηκών που καθορίζουν τα όρια εξάπλωσης των ειδών (Box 1981, Woodward and Williams 1987) οριοθετώντας σε πλανητικό και μεσογειακό επίπεδο τις βιοκλιματικές ζώνες (Le Houerou 2004, Metzger *et al.* 2013). Βασικές λειτουργίες των φυτών όπως η φωτοσύνθεση και η αναπνοή, συχνά εμφανίζουν συστηματική διακύμανση εντός ενός εύρους συνθηκών (Sage and Kubien 2007, Tjoelker *et al.* 2001), με τις θεμελιώδεις αυτές μεταβολικές λειτουργίες να σχετίζονται άμεσα με την αρμοστικότητα των ειδών (Anderson 2016, Younginger *et al.* 2017). Παράλληλα, οι εδαφικές συνθήκες που χαρακτηρίζουν μια περιοχή, εξασφαλίζοντας τη διαθεσιμότητα των απαραίτητων μακρο- και μικρο-θρεπτικών στοιχείων, και σε συνδυασμό με τη διαθεσιμότητα ύδατος συχνά αποτελούν καθοριστικούς παράγοντες για την ικανότητα των ειδών να εγκατασταθούν, να αναπτυχθούν και να αναπαραχθούν σε μια συγκεκριμένη γεωγραφική περιοχή (Cornwell and Grub 2003, John *et al.* 2007). Παράλληλα, η γεωλογική ιστορία της Γης και ο τρόπος που αυτή έχει δημιουργήσει φραγμούς στη μετακίνηση των ειδών, με αποτέλεσμα τον γενετικό διαχωρισμό τους και την ειδογένεση, καθορίζουν τα σημερινά παρατηρούμενα

όρια εξάπλωσης των ειδών (Sanmartín 2012). Όλοι οι παραπάνω παράγοντες και ο τρόπος που η αλληλεπίδραση τους καθορίζει την αρμοστικότητα των φυτών σε συγκεκριμένες περιβαλλοντικές συνθήκες χαρακτηρίζονται πλέον από την ισχυρή δράση του ανθρώπου, στην εποχή που έχει ονομαστεί ανθρωπόκαινο ή εποχή της πλανητικής αλλαγής (Laurance 2019).

Υπό το πρίσμα της εντεινόμενης κλιματικής αλλαγής οι πληθυσμοί των φυτικών οργανισμών αναμένεται να οδηγηθούν σε εξαφάνιση, να ακολουθήσουν τις κατάλληλες για αυτούς κλιματικές συνθήκες μεταναστεύοντας ή να ανταπεξέλθουν σε τοπικό επίπεδο μέσω φαινοτυπικής πλαστικότητας και εξελικτικών προσαρμογών (Des Roches *et al.* 2018). Η κατανόηση και ποσοτικοποίηση όλων των παραπάνω μηχανισμών απόκρισης είναι ιδιαίτερα σημαντική προκειμένου να κατανοηθεί η ανθεκτικότητα των δασικών οικοσυστημάτων και προκειμένου να σχεδιαστούν αποτελεσματικές πολιτικές και μέτρα προσαρμογής στην κλιματική αλλαγή.

Τα διάφορα είδη φυτών δεν εμφανίζουν σταθερή γεωγραφική εξάπλωση στον γεωλογικό χρόνο. Για παράδειγμα, από την περίοδο του Μειοκαίνου και τις κοσμογονικές γεωλογικές και κλιματικές μεταβολές της περιόδου αυτής, η δημιουργία της Αιγηίδας ουσιαστικά επέτρεψε την έλευση δασικών ειδών από την Ασία και την Αφρική στον ελλαδικό χώρο που σήμερα θεωρούνται σπάνια, όπως το *Rhododendron luteum* στη Λέσβο, το *Liquidambar orientalis* στη Ρόδο (υπολείμματα της Ποντικής χλωρίδας και της χλωρίδας της ΝΔ Μικρασίας αντίστοιχα) και το *Phoenix theophrastii* στην Κρήτη (αποτέλεσμα ειδογένεσης λόγω γεωγραφικής απομόνωσης κατόπιν μετανάστευσης από τη Βόρεια Αφρική). Στη συνέχεια, οι αλληλοδιαδεχόμενες παγετώδεις και μεσοπαγετώδεις (θερμές) περίοδοι του Πλειστοκαίνου, είχαν ως αποτέλεσμα εκτεταμένες μετατοπίσεις ειδών, ιδιαίτερα από την Κεντρική Ευρώπη προς τη νότια Βαλκανική και αντιστρόφως. Οι συνέπειες αυτών των μετατοπίσεων είναι σύνθετες. Η ελληνική χλωρίδα εμπλουτίστηκε με είδη που μετανάστευσαν από την Κεντρική Ευρώπη και οι πληθυσμοί τους παρέμειναν κατά την αντίστροφη πορεία του επανεποικισμού κατά τις μεσοπαγετώδεις περιόδους, σχηματίζοντας σήμερα τους εξαιρετικά σημαντικούς από πλευράς προστασίας γενετικών πόρων πληθυσμούς του ύστερου νοτιοανατολικού ορίου εξάπλωσης ειδών με πανευρωπαϊκή παρουσία. Τέτοια είδη είναι π.χ. η δασική πεύκη (*Pinus sylvestris*), η ερυθρελάτη (*Picea abies*) και η σημύδα (*Betula pendula*) (Strid and Tan 2002). Ακόμη πιο ακραίο παράδειγμα αποτελεί η ιπποκαστανιά (*Aesculus hippocastanum*), είδος που κατά την τελευταία παγετώδη περίοδο μετανάστευσε στον ελλαδικό χώρο και δεν μπόρεσε να ακολουθήσει την αντίστροφη πορεία με αποτέλεσμα σήμερα να υπάρχουν ελάχιστοι μικροί πληθυσμοί κυρίως στην Πίνδο και στην κεντρική Βαλκανική. Μια ακόμη σημαντική επίδραση της μετατόπισης ειδών στον ελλαδικό χώρο είναι ο υβριδισμός και η γονιδιακή εισδοχή. Χαρακτηριστικό παράδειγμα αποτελεί η μετατόπιση αρκετά νότια εντός του ελλαδικού χώρου των προερχόμενων από την Κεντρική Ευρώπη ειδών λευκής ελάτης (*Abies alba*) και δασικής οξιάς (*Fagus sylvatica* subsp. *sylvatica*) καθώς και του υβριδισμού αυτών

αντίστοιχα με την ενδημική κεφαλληνιακή ελάτη (*Abies cephalonica*) και την ανατολική οξιά (*Fagus sylvatica* subsp. *orientalis*) αντίστοιχα. Το αποτέλεσμα είναι η σημερινή παρουσία εκτεταμένων φυσικών πληθυσμών υβριδογενούς ελάτης (*A. borisii-regis*), αλλά και της υβριδογενούς οξιάς (*F. sylvatica* subsp. *sylvatic*a x subsp. *orientalis*) (Bella *et al.* 2015, Mastrogianni *et al.* 2019). Υπήρξαν όμως και αρνητικές επιπτώσεις από τις εκτεταμένες μετατοπίσεις ειδών κατά τις παγετώδεις και μεσοπαγετώδεις περιόδους, όπως η εξαφάνιση ειδών που υπήρχαν στο Πλειστόκαινο, ιδίως κωνοφόρων με χαρακτηριστικό παράδειγμα τα είδη πεύκης (*Pinus*) (Γερασιμίδης 1988). Ωστόσο, η κύρια κατεύθυνση της μετατόπισης από την Κεντρική Ευρώπη προς τον ελλαδικό χώρο συνέβαλε στον εμπλουτισμό της βιοποικιλότητας τόσο σε επίπεδο πλούτου ειδών, όσο και της γενετικής ποικιλότητας (Aravanopoulos *et al.* 2018). Το τελευταίο είναι εμφανές τόσο στην περίπτωση του υβριδισμού και της γονιδιακής εισδοχής (Aravanopoulos *et al.* 2019, Bella *et al.* 2015), όσο και στην περίπτωση της ενδοειδικής γενετικής ποικιλότητας όπου σε πολλά είδη οι οριακοί ελληνικοί πληθυσμοί ειδών με ευρεία ευρωπαϊκή εξάπλωση έχουν διατηρήσει σημαντική γενετική ποικιλότητα, όπως για παράδειγμα στην αγριοκερασιά (*Prunus avium*, Ganopoulos *et al.* 2011) και στη σημύδα (*Betula pendula*, de Dato *et al.* 2020).

Από τα παραπάνω γίνεται αντιληπτό ότι τα φυτικά είδη καθώς και τα όρια εξάπλωσης αυτών βρίσκονται σε μια δυναμική ισορροπία με τις επικρατούσες κλιματικές συνθήκες και επομένως υπάρχουν σαφείς ενδείξεις ότι υπό το πρίσμα των μεταβαλλόμενων συνθηκών στο πλαίσιο της πλανητικής αλλαγής αναμένονται μετατοπίσεις τους.

Σε συνδυασμό με τα παραπάνω, η υψηλή ετερογένεια κλιματικών, εδαφικών και τοπογραφικών συνθηκών που εμφανίζεται στην Ελλάδα καθώς και η γεωγραφική της θέση στο σταυροδρόμι τριών ηπείρων έχει συντελέσει στη δημιουργία ενός μωσαϊκού ενδιαιτημάτων που υποστηρίζουν μια μεγάλη ποικιλία φυτικών ειδών (Convention on Biological Diversity, 5th National Report of Greece). Τα δασικά οικοσυστήματα της Ελλάδας συγκροτούνται από δενδρώδη, θαμνώδη και ποώδη είδη φυτών. Συχνά κατηγοριοποιούνται στις κύριες ζώνες δασικής βλάστησης, οι οποίες χαρακτηρίζονται από σαφή και σχετικά ενιαία χλωριδικά, οικολογικά, φυσιογνωμικά και διαχειριστικά κριτήρια. Αυτές είναι: 1) η ευμεσογειακή ζώνη βλάστησης, 2) η παραμεσογειακή ζώνη βλάστησης, 3) η ζώνη οξιάς-ελάτης και ορεινών παραμεσόγειων κωνοφόρων και 4) η ζώνη ψυχρόβιων κωνοφόρων (βλέπε επίσης Κεφάλαιο 2.1).

Μια εναλλακτική κατηγοριοποίηση, βασιζόμενη στην παρουσία συγκεκριμένων δασικών ειδών δένδρων με κυρίαρχη συνεισφορά στη δομή και στη λειτουργία του οικοσυστήματος, αναδεικνύει την έννοια του οικολογικού ρόλου συγκεκριμένων ειδών. Η συγκεκριμένη κατηγοριοποίηση λαμβάνει υπόψη τη σημασία κυρίαρχων δασικών ειδών, τα οποία εμφανίζουν εκτεταμένη γεωγραφική κάλυψη και ισχυρή συμμετοχή στη συνολική βιομάζα των δασικών συστάδων. Έτσι, με βάση το κυρίαρχο δενδρώδες είδος, μπορούν να αναγνωριστούν οι παρακάτω βασικοί τύποι δασικών οικοσυστημάτων:

- Δάση Μεσογειακών Πεύκων (με κυρίαρχα είδη τα *Pinus halepensis* και *Pinus brutia*), τα οποία απαντούν κυρίως στην ευμεσογειακή ζώνη
- Δάση Δρυών της ευμεσογειακής (με κυρίαρχα είδη τα *Quercus ilex και Quercus pubescens*) και της παραμεσογειακής (με κυρίαρχα είδη *τα Quercus pubescens, Quercus frainetto, Quercus cerris* και *Quercus petraea*) ζώνης
- Δάση Μαύρης Πεύκης (με κυρίαρχο είδος το *Pinus nigra*), τα οποία απαντούν στη ζώνη οξιάς-ελάτης και ορεινών παραμεσόγειων κωνοφόρων
- Δάση Ελάτης (με κυρίαρχα είδη τα *Abies cephalonica, Abies borisii-regis*) τα οποία απαντούν στη ζώνη οξιάς-ελάτης και ορεινών παραμεσόγειων κωνοφόρων
- Δάση Οξιάς (με κυρίαρχα είδη τα *Fagus sylvatica, Fagus orientalis, Fagus moesiaca*, τα οποία ομαδοποιούνται ως *Fagus sylvatica* s.l.) και τα οποία απαντούν στη ζώνη οξιάς-ελάτης και ορεινών παραμεσόγειων κωνοφόρων
- Δάση Ερυθρελάτης, Δασικής Πεύκης και Ρόμπολου (*Picea abies, Pinus sylvestris, Pinus leucodermis*), τα οποία απαντούν στη ζώνη ψυχρόβιων κωνοφόρων

Οι παραπάνω τύποι δασικών οικοσυστημάτων έχουν διακριτή γεωγραφική κατανομή στην ελληνική επικράτεια (βλέπε Κεφάλαιο 2.1), με τα κυρίαρχα είδη να σχηματίζουν συχνά αμιγείς συστάδες. Ωστόσο, ορισμένα από τα παραπάνω δασικά είδη συχνά εμφανίζονται σε μίξη. Για παράδειγμα, συστάδες δρυών μπορεί να βρίσκονται διάσπαρτες σε δάση μαύρης πεύκης, υποδηλώνοντας μια κατάσταση δυναμικής με μεταβαλλόμενα στο χρόνο πρότυπα κυριαρχίας. Παρόλα αυτά, για τους σκοπούς του συγκεκριμένου κεφαλαίου τα δασικά συστήματα της Ελλάδας θα προσεγγισθούν ως ανεξάρτητοι πληθυσμοί ενός είδους ή/και ανεξάρτητοι πληθυσμοί σε μίξη ειδών, οι οποίοι απαντούν σε διάφορες γεωγραφικές περιοχές ανάλογα με τις περιβαλλοντικές συνθήκες που επικρατούν.

Από τις αρχές της δεκαετίες του 1980 με τις προσπάθειες των E. Box (1981) και H. Nix (1986) έχουν δημιουργηθεί μια σειρά μεθοδολογιών πρόβλεψης των γεωγραφικών ορίων εξάπλωσης των ειδών βλάστησης (Franklin 2010). Οι αρχικές προσπάθειες αφορούσαν κατά κύριο λόγο στην πρόβλεψη των γεωγραφικών προτύπων λειτουργικών ομάδων φυτών (Box 1981), με χρήση μιας σειράς σημαντικών κλιματικών παραμέτρων. Με τον όρο λειτουργική ομάδα φυτικών οργανισμών εννοούμε μια ομάδα διαφορετικών ταξινομικά ειδών, τα οποία εμφανίζουν κοινή απόκριση σε μεταβολή των περιβαλλοντικών συνθηκών (Box 1996, Duckworth *et al.* 2000). Ο αρχικός λόγος για τον οποίο χρησιμοποιήθηκαν οι λειτουργικές ομάδες είχε να κάνει με την αδυναμία μοντελοποίησης της κατανομής και της δυναμικής του κάθε διακριτού είδους, λόγω του μεγάλου αριθμού ειδών (για παράδειγμα στη Γη υπολογίζεται ότι υπάρχουν 391.000 είδη φυτών). Οι αρχικές αυτές προσπάθειες κατηγοριοποίησης των ειδών σε ομάδες κοινής απόκρισης σε περιβαλλοντικές διαβαθμίσεις, ενσωματώθηκαν και διατηρούν τον ρόλο τους σε προσομοιώσεις της δυναμικής της πλανητικής βλάστησης (Poulter *et al.* 2011, Wullschleger *et al.* 2014).

Ταυτόχρονα, με την εξέλιξη των εργαλείων συλλογής και οργάνωσης δεδομένων που αφορούν στην εξάπλωση των φυτικών ειδών (Global Biodiversity Information Facility - GBIF), των βάσεων δεδομένων γεωγραφικής διαφοροποίησης των επικρατουσών περιβαλλοντικών συνθηκών (π.χ. βάσεις δεδομένων WORLDCLIM, CHELSA, European Soil Data Centre), καθώς και των υπολογιστικών εργαλείων πρόβλεψης της γεωγραφικής κατανομής των ειδών, καταγράφηκε μια εκθετική αύξηση στην παραγωγή ερευνητικών μελετών που αφορούν στα γεωγραφικά πρότυπα εξάπλωσης της βιοποικιλότητας καθώς και σε προβολές για πιθανές μεταβολές τους υπό σενάρια κλιματικής αλλαγής (Elith and Leathwick 2009, Guillera-Arroita *et al.* 2015). Το σύνολο των αλγορίθμων πρόβλεψης της κατανομής των ειδών απαντάται υπό τον όρο Species Distribution Modelling (SDM) – Μοντέλα Κατανομής Ειδών, αν και ορθότερα τα SDM, προσομοιώνουν την γεωγραφική κατανομή της καταλληλότητας του ενδιαιτήματος των ειδών (Guisan and Thuiller 2005). Ως ενδιαίτημα (habitat) ορίζεται η περιοχή ή οι περιβαλλοντικές συνθήκες όπου ζει ένας οργανισμός (βλ. λήμμα), ενώ συχνά ο όρος χρησιμοποιείται και για τον βιότοπο αλλά και για τον οικότοπο (δηλ. τον τύπο βιοτόπου). Τα SDM είναι εμπειρικά/στατιστικά μοντέλα, τα οποία χρησιμοποιούν αλγόριθμους για να δημιουργήσουν βάσει της παρατηρούμενης εξάπλωσης ενός είδους, συναρτήσεις ικανές να προβλέψουν τη δυνατότητα (συχνά εκφρασμένη ως πιθανότητα εμφάνισης) ενός είδους να απαντά σε μια συγκεκριμένη γεωγραφική περιοχή. Τα δεδομένα παραμετροποίησης αυτών των μοντέλων περιλαμβάνουν γεωγραφικές συντεταγμένες παρουσίας ή και απουσίας του είδους ενδιαφέροντος, καθώς και χάρτες με ποσοτική απεικόνιση της γεωγραφικής διαφοροποίησης βασικών περιβαλλοντικών μεταβλητών, όπως για παράδειγμα κλιματικών παραμέτρων (μέση ετήσια θερμοκρασία, συνολικά ατμοσφαιρικά κατακρημνίσματα κ.α.), εδαφικών παραμέτρων (τύπος μητρικού πετρώματος, βάθος εδάφους, υδατοχωρητικότητα, κ.α.) ή και βιοτικών παραμέτρων (συνεκτικότητα ενδιαιτήματος, ετήσια παραγωγικότητα, κ.α.). Ο συνδυασμός των παραπάνω με στόχο τη δημιουργία των εμπειρικών συναρτήσεων απόκρισης γίνεται με τεχνικές όπως: Generalised Linear Models, General Additive Models, Bioclimatic Envelope Models, Random Forest Models και Maximum Entropy Models. Η κατηγορία αυτή των μοντέλων χαρακτηρίζεται από πολύπλοκους αλλά και αποτελεσματικούς αλγορίθμους που συμπεριλαμβάνουν και αναλύουν πληροφορία (όπως τις τιμές των βιοκλιματικών και εδαφικών παραμέτρων) και από τα σημεία απουσίας των ειδών. Η σχετική ευκολία στην ανάπτυξη και η ικανότητα πρόβλεψης των αλγορίθμων παρουσίας/απουσίας είναι ο λόγος της ευρείας χρήσης τους. Ο κάθε ένας από τους παραπάνω αλγορίθμους συχνά εμφανίζει διακριτή προβλεπτική ικανότητα, ενώ η επιλογή χρήσης τους συχνά εξαρτάται και από τον τύπο των διαθέσιμων δεδομένων παρουσίας των ειδών. Για τους παραπάνω λόγους η επιστημονική κοινότητα συχνά προτείνει τη συνδυαστική εφαρμογή των επιμέρους αλγορίθμων, μέσω του συγκερασμού των προβλέψεων τους με μία διαδικασία που ονομάζεται ensemble modelling (Araújo and New 2007), αν και πρόσφατες έρευνες δείχνουν ότι η συγκεκριμένη τεχνική δεν προσφέρει απαραίτητα υψηλότερη προβλεπτική ικανότητα σε σχέση με τα επιμέρους μοντέλα (Hao *et al.* 2020).

Αν και τα SDM έχουν χρησιμοποιηθεί κατά κόρον για την πρόβλεψη των ορίων εξάπλωσης των φυτικών ειδών, τόσο υπό τις παρούσες όσο και υπό τις μελλοντικές συνθήκες, έχουν ταυτόχρονα δεχθεί ευρύτατη κριτική, η οποία πρέπει να λαμβάνεται υπόψη στην αξιολόγηση και διαχειριστική εφαρμοσιμότητα των αποτελεσμάτων τους. Πιο συγκεκριμένα, πέντε άξονες κριτικής επί της χρήσης των SDM μπορούν να αναγνωριστούν:

1) Υπόθεση Ισορροπίας. Δεδομένου ότι τόσο τα δεδομένα παρουσίας/απουσίας των ειδών όσο και τα περιβαλλοντικά δεδομένα που χρησιμοποιούνται στην ανάπτυξη των SDM προκύπτουν από περιορισμένες χρονικά καταγραφές, η εκτιμώμενη σχέση καταλληλότητας ενδιαιτήματος και περιβαλλοντικών συνθηκών αποτελεί μια "στατική εικόνα". Η ανάπτυξη των περισσότερων μοντέλων SDM βασίζεται επομένως στη θεώρηση ότι η καταγεγραμμένη σχέση προκύπτει από πληθυσμούς των ειδών που βρίσκονται σε ισορροπία με τις περιβαλλοντικές συνθήκες, γεγονός που δεν είναι απαραίτητα αληθές. Για παράδειγμα, οι Svenning and Skov (2004) εκτιμώντας τον λόγο πραγματική/δυνητική εξάπλωση ορισμένων κυρίαρχων Ευρωπαϊκών ειδών δένδρων κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι η σχετικά χαμηλή τιμή αυτού του λόγου (<0.5) για αρκετά είδη, υποδηλώνει ότι η εξάπλωσή τους περιορίζεται ακόμα από την ικανότητα διασποράς τους στο χώρο και επομένως η κατανομή τους ίσως να μην βρίσκεται σε ισορροπία με τις επικρατούσες περιβαλλοντικές συνθήκες.
2) Ορισμός και χρήση της οικοθέσης (θώκου, niche). Ένα από τα βασικά χαρακτηριστικά των μοντέλων SDM είναι το ότι προσπαθούν να ποσοτικοποιήσουν την οικοθέση των ειδών ενδιαφέροντος. Ο ορισμός της οικοθέσης ενός είδους αποτελεί μια από τις σημαντικότερες έννοιες στην επιστήμη της Οικολογίας. Η οικοθέση ενός είδους προσδιορίζεται ως ο πολυδιάστατος χώρος των περιβαλλοντικών απαιτήσεων ενός είδους (n-διάστατος υπερόγκος, Hutchinson 1957). Πρακτικά στα μοντέλα SDM οι n-διαστάσεις εκπροσωπούνται από τις προβλεπτικές μεταβλητές που χρησιμοποιούνται για να ποσοτικοποιήσουν την κατανομή των ειδών. Παρόλα αυτά στον ορισμό της οικοθέσης των ειδών, μπορούν να αναγνωριστούν διακριτοί n-διάστατοι όγκοι όπως η θεμελιώδης οικοθέση (fundamental niche), έννοια που αναφέρεται στο σύνολο των ενδιαιτημάτων στα οποία ένα είδος μπορεί να απαντηθεί (Grinnell 1917) ή η πραγματοποιούμενη (realized niche), η οποία αποτελεί ένα υποσύνολο της θεμελιώδους, εξαιρώντας τις θέσεις όπου οι βιοτικές αλληλεπιδράσεις αποκλείουν την παρουσία του είδους στη φύση (Silvertown 2004). Στις περισσότερες εφαρμογές των SDM γίνεται η παραδοχή ότι η παραμετροποίηση των επιφανειών απόκρισης γίνεται επί του πραγματοποιούμενης οικοθέσης, δεδομένου ότι οι παρατηρήσεις παρουσίας των ειδών είναι αποτέλεσμα τόσο των αβιοτικών όσο και των βιοτικών συνθηκών. Σε αυτή τη λογική συνεπικουρεί και η έννοια της δυνητικής οικοθέσης (potential niche), που αποτελεί υποσύνολο της θεμελιώδους περιορισμένης από το πραγματοποιούμενο περιβάλλον (Ackerly 2003). Η χρήση της δυνητικής οικοθέσης υπογραμμίζει ότι συχνά δεν εμφανίζεται στη φύση

το σύνολο των συνδυασμών μεταξύ περιβαλλοντικών μεταβλητών και επομένως υπάρχει σαφής διαφοροποίηση μεταξύ της θεωρητικής και πραγματικής κατανομής των ειδών. Παρόλα αυτά, οι μελέτες προσομοίωσης της κατανομής των ειδών οφείλουν να περιγράφουν εξαρχής τους πιθανούς περιορισμούς που προκύπτουν από τον ορισμό των διαφορετικών οικοθέσεων, ενώ ταυτόχρονα να αναγνωρίζουν ότι συνδυασμός συνθηκών που δεν παρατηρούνται σήμερα, δεν είναι απαραίτητο ότι δεν θα παρατηρηθούν και μελλοντικά υπό τις συνθήκες πλανητικής αλλαγής.

3) Ανταγωνισμός και Βιοτικές Αλληλεπιδράσεις. Μια από τις βασικές διεργασίες που καθορίζουν την ικανότητα ενός είδους να εμφανίζεται σε ένα συγκεκριμένο ενδιαίτημα, είναι ο ανταγωνισμός ατόμων του είδους με άτομα άλλων ειδών καθώς και η αλληλεπίδρασή τους με επιμέρους βιοτικούς παράγοντες όπως για παράδειγμα η ευεργετική συμβίωση με μύκητες, ασπόνδυλα και άλλους μικροοργανισμούς ή οι προσβολές από έντομα και παθογόνους οργανισμούς. Μια από τις ισχυρότερες παραδοχές των SDM είναι ότι αγνοούν την επίδραση των βιοτικών αλληλεπιδράσεων στην προσομοίωση της κατανομής των ειδών. Ο συγκεκριμένος περιορισμός σχετίζεται με τη διαφοροποίηση μεταξύ της θεμελιώδους και πραγματοποιούμενης οικοθέσης όπως περιγράφηκε στην παραπάνω ενότητα. Η αντιμετώπιση της συγκεκριμένης αδυναμίας δεν μπορεί πρακτικά να γίνει με τη χρήση των σημερινών SDM, δεδομένου ότι λόγω της εμπειρικής/στατιστικής φύσης τους δεν μπορούν εύκολα να ενσωματώσουν μηχανισμούς βιοτικών αλληλεπιδράσεων στις προσομοιώσεις τους. Προς αυτήν την κατεύθυνση ευνοείται η εφαρμογή μοντέλων διεργασιών (βλέπε Κεφάλαιο 3.3), τα οποία όμως συχνά απαιτούν λεπτομερή δεδομένα για την παραμετροποίηση τους και χαρακτηρίζονται από υψηλό υπολογιστικό κόστος.
4) Κλίμακα Ανάλυσης. Κανένα οικολογικό ερώτημα δεν μπορεί να απαντηθεί χωρίς αναφορά στην κλίμακα στην οποία τα δεδομένα συλλέγονται και αναλύονται (Wiens 2002, Chave 2013). Με τον όρο κλίμακα συχνά αναφερόμαστε στη χωρική ανάλυση / διακριτική ικανότητα (resolution) και στην έκταση (extent) της υπό μελέτη περιοχής. Ένα συχνό πρόβλημα με τα SMD είναι η αναντιστοιχία μεταξύ της χωρικής ανάλυσης στην οποία συλλέγονται τα δεδομένα παρουσίας, σε σχέση με το μέγεθος του κελιού στο οποίο είναι διαθέσιμα τα δεδομένα των περιβαλλοντικών μεταβλητών. Η ενσωμάτωση της πληροφορίας σε μεγαλύτερο μέγεθος κελιού είναι συχνά μια τεχνική που εφαρμόζεται για να επιλυθούν τέτοιου τύπου αναντιστοιχίες. Αντίστοιχου τύπου προβλήματα εμφανίζονται κατά τη χρήση κλιματικών στοιχείων από μοντέλα πλανητικής κυκλοφορίας (GCM), τα οποία συνήθως λειτουργούν σε πολύ μεγαλύτερο μέγεθος κελιού από τα δεδομένα που συλλέγονται στο πεδίο. Τεχνικές στατιστικής υποκλιμάκωσης ή χρήση περιοχικών κλιματικών μοντέλων (RCM) μπορούν να συνεισφέρουν στην αντιμετώπιση τέτοιου τύπου προβλημάτων. Τέλος, η χρήση της κατάλληλης έκτασης ανάλυσης είναι ιδιαίτερα σημαντική σε αναλύσεις με χρήση SDM. Για παράδειγμα, η εκπαίδευση μοντέλων με δεδομένα περιορισμένης έκτασης μπορεί να οδηγήσει σε εσφαλμένα αποτελέσματα μιας και

ένα μόνο μέρος της πραγματικής περιβαλλοντικής διαβάθμισης χρησιμοποιείται, οδηγώντας στην εσφαλμένη προσομοίωση ενός συρρικνωμένου κατάλληλου ενδιαιτήματος για το υπό μελέτη είδος (van Horn 2002, Fyllas *et al.* 2022).

5) Φαινοτυπική Πλαστικότητα. Η διαδικασία προσαρμογής των φαινοτυπικών χαρακτηριστικών των φυτών στις εκάστοτε επικρατούσες συνθήκες είναι συνεχής και αναγνωρίζεται ως ένας σημαντικός μηχανισμός μέσω του οποίου τα φυτικά είδη μπορούν να αποφύγουν την εξαφάνισή τους ή την μετανάστευσή τους λόγω μεταβολής του κλίματος (Matesanz *et al.* 2010, Nicotra *et al.* 2010). Πιο συγκεκριμένα, η φαινοτυπική πλαστικότητα αφορά στην ικανότητα ενός γονοτύπου να εμφανίζει διαφορετικούς φαινότυπους κατά μήκος περιβαλλοντικών διαβαθμίσεων, προσφέροντας στους οργανισμούς την ευελιξία να αποκρίνονται σε ταχείες περιβαλλοντολογικές αλλαγές (Nicotra *et al.* 2010). Η φαινοτυπική πλαστικότητα έχει συνδεθεί τόσο με τη γενετική ποικιλότητα καθώς αυτή εκφράζεται κατά κύριο λόγο σε γνωρίσματα που παρουσιάζουν υψηλή γενετική ποικιλότητα (Noble *et al.* 2019), όσο και με επιγενετικούς μηχανισμούς που είναι σε θέση να διαμορφώσουν τη μελλοντική γονιδιακή έκφραση ως συνάρτηση της τρέχουσας περιβαλλοντικής πίεσης (Duncan *et al.* 2014). Παρόλα αυτά, τα παραδοσιακά SDM δεν ενσωματώνουν το ρόλο της φαινοτυπικής πλαστικότητας και της επίδρασης που αυτή μπορεί να έχει στην αρμοστικότητα των ειδών υπό συνθήκες κλιματικής αλλαγής (Valladares *et al.* 2014). Μια νέα γενιά SDM έχει αρχίσει να αναπτύσσεται τα τελευταία χρόνια, η οποία, μέσω της χρήσης λειτουργικών χαρακτηριστικών και της μέτρησης αυτών κατά μήκος περιβαλλοντικών βαθμίδων μεγάλου εύρους είναι ικανά να ενσωματώσουν τον ρόλο της φαινοτυπικής πλαστικότητας (Benito Garzon *et al.* 2019). Στο πλαίσιο αυτού του Κεφαλαίου χρησιμοποιούνται τα παραδοσιακού τύπου μοντέλα SDM.

Στο παρόν Κεφάλαιο παρουσιάζεται η ανάπτυξη μοντέλων καταλληλότητας ενδιαιτήματος για ορισμένα σημαντικά/κυρίαρχα δενδρώδη είδη που απαντώνται στα δάση της ελληνικής επικράτειας, η αξιολόγηση της προβλεπτικής τους ισχύος και η εφαρμογή τους υπό σενάρια κλιματικής αλλαγής για τον προσδιορισμό των πιθανών μεταβολών ενδιαιτήματος των ειδών μελέτης σε δύο περιόδους αναφοράς (Fyllas *et al.* 2022). Πιο συγκεκριμένα επιλέχθηκαν οκτώ (8) δασικά είδη, *Pinus brutia, Pinus halepensis, Pinus nigra, Abies cephalonica, Quercus ilex, Quercus pubescens, Quercus frainetto* και *Fagus sylvatica* s.l., τα οποία πέραν της σημασίας τους για δασοπονικούς σκοπούς, μπορούν να θεωρηθούν και ως αντιπροσωπευτικά είδη (εκπρόσωποι λειτουργικών ομάδων) των περισσότερων δασικών ειδών της Ελλάδας. Επιπλέον, τα είδη μελέτης χαρακτηρίζονται από διαφορετική στρατηγική αντιμετώπισης και ανθεκτικότητας στην υδατική καταπόνηση και επομένως αναμένεται να εμφανίσουν διαφορετικές αποκρίσεις σε σενάρια κλιματικής αλλαγής. Αρχικά, τα μοντέλα κατανομής για κάθε ένα από τα είδη μελέτης αναπτύχθηκαν υπό τις σημερινές κλιματικές συνθήκες και στη συνέχεια χρησιμοποιήθηκαν για προβολή της καταλληλότητας ενδιαιτήματος για δύο περιόδους αναφοράς (2041-2070 και 2071-2100) υπό το ήπιο SSP1.2-6 (φιλόδοξες

πολιτικές μετριασμού) και το ακραίο SSP5.8-5 (αδράνειας - χωρίς πολιτικές μετριασμού) σενάριο εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου, βάσει της Διακυβερνητικής Επιτροπής για την Κλιματική Αλλαγή (Masson-Delmotte *et al.* 2021). Τέλος, τα αποτελέσματα των προβολών εξετάστηκαν σε συνδυασμό με αποτελέσματα από δημοσιευμένες μελέτες δενδροοικολογίας και οικοφυσιολογίας, καθώς και με δημοσιευμένες προσομοιώσεις από μηχανιστικά μοντέλα δυναμικής της βλάστησης, προκειμένου να αναγνωρισθεί η ανθεκτικότητα των ειδών μελέτης στις θερμότερες και ξηρότερες μελλοντικές συνθήκες.

3.1.2 Μεθοδολογία

Δασικά είδη μελέτης

Η χαλέπιος πεύκη (*P. halepensis*) απαντάται στην ευμεσογειακή ζώνη ανεξαρτήτως τύπου εδάφους. Η φυσική της εξάπλωση εκτείνεται από τη δυτική ως την ανατολική Μεσόγειο, ενώ από την Κρήτη, τα νησιά του ανατολικού Αιγαίου και τη Θράκη αρχίζει η φυσική εξάπλωση της τραχείας πεύκης (*P. brutia*). Και τα δύο είδη είναι ανθεκτικά στην ξηρασία και εμφανίζονται από το επίπεδο της θάλασσας έως περίπου τα 800 m, ενώ πληθυσμοί της *P. halepensis* έχουν παρατηρηθεί έως και το υψόμετρο των 1000 m (Basiotis 1972, Tsitsoni and Karagiannakidou 2000). Η τραχεία πεύκη θεωρείτο υποείδος της χαλεπίου (Frankis 1999), ωστόσο πρόσφατες γενετικές αναλύσεις συνηγορούν σαφώς στην ύπαρξη δύο ειδών (Ganopoulos *et al.* 2013). Τα δύο είδη διαφέρουν σε επίπεδο οικοφυσιολογίας με την χαλέπιο πεύκη να θεωρείται πιο ξηρανθεκτική (Chambel *et al.* 2013). Η μαύρη πεύκη (*P. nigra*) αποτελεί ένα από τα σημαντικότερα δασικά είδη στην Ελλάδα, με οικονομική και οικολογική σημασία. Απαντάται σε διαφορετικές συνθήκες θερμοκρασίας και διαθεσιμότητας ύδατος (Enescu *et al.* 2016) και στην Ελλάδα έχει ευρεία κατανομή, με βέλτιστες συνθήκες σε υψόμετρα μεταξύ 800-1500 m αλλά και σημαντική γεωγραφική διαφοροποίηση αυτών των ορίων. Συχνά σχηματίζει αμιγείς ή και μικτές συστάδες από το υψόμετρο μεταξύ 800 και 1500 m έως και τη ζώνη της οξιάς, φτάνοντας ακόμα και στα δασοόρια σε ορισμένους ορεινούς όγκους. Μπορεί να αναπτυχθεί αρκετά καλά σε φτωχά σε θρεπτικά εδάφη με αλκαλικό pH και ακόμη και σε οφιολιθικά - σερπεντινικά εδάφη. Η κεφαλληνιακή ελάτη (*A. cephalonica*) αποτελεί ενδημικό δασικό είδος στην Ελλάδα, καλά προσαρμοσμένο σε συνθήκες ασβεστολιθικών εδαφών. Δάση *A. cephalonica* απαντώνται στην Κεφαλονιά και κατά μήκος των ορεινών όγκων της κεντρικής Ελλάδας και της Πελοποννήσου (Bergmeier 2002), συνήθως μεταξύ 800-1700 m (Raftoyannis *et al.* 2008), αντικαθιστώντας συχνά τα δάση φυλλοβόλων δρυών στα μεγαλύτερα υψόμετρα. Η *A. cephalonica* είναι σχετικά ανθεκτική στην ξηρασία και εμφανίζεται σε πλατύτερο θερμοκρασιακό εύρος σε σχέση με αρκετά άλλα δασικά κωνοφόρα και πλατύφυλλα είδη (Aussenac 2002).

Η αριά (*Q. ilex*) αποτελεί ένα τυπικό παράδειγμα μεσογειακού αείφυλλου σκληρόφυλλου είδους που απαντάται τόσο σε νησιά του Ιονίου, του Αιγαίου και στην Κρήτη όσο και στην ηπειρωτική Ελλάδα σε υψόμετρα 200-800 m (Polemis *et al.*. 2019). Αναπτύσσεται σε σχετικά υγρές θέσεις (Barbero *et al.* 1992) σε εδάφη διαφόρων μητρικών υλικών, από ασβεστολιθικά μέχρι και οφιολιθικά. Συχνά σχηματίζει μικτές συστάδες με άλλα αείφυλλα είδη σε χαμηλά υψόμετρα και με άλλες φυλλοβόλες δρύες στα μεγαλύτερα. Η χνοώδης δρυς (*Q. pubescens*) θεωρείται θερμόφιλο είδος χωρίς ιδιαίτερες εδαφικές απαιτήσεις. Εμφανίζει μεγάλη μορφολογική μεταβλητότητα και συχνά υβριδίζει με άλλα είδη δρυός (Salvatore *et al.* 2016). Ευδοκιμεί κυρίως σε υψόμετρα από 200 m έως 800 m, αλλά παρόλα αυτά απαντάται σχεδόν σε ολόκληρο τον Ελλαδικό χώρο, ακόμα και παραθαλάσσια. Συνήθως βρίσκεται σε μίξη με αείφυλλα πλατύφυλλα ή άλλα είδη φυλλοβόλων και κωνοφόρων δένδρων. Η πλατύφυλλη δρυς (*Q. frainetto*) αποτελεί το σημαντικότερο είδος δρυός στην Ελλάδα, αποτελώντας το 13% του συνολικού ιστάμενου ξυλαποθέματος της χώρας (Chatziphilippidis and Spyroglou 2006) αντιπροσωπεύοντας περίπου το 80% των δρυοδασών και το 33% των συνολικών δασικών εκτάσεων. Ευδοκιμεί στη μεταβατική ζώνη Μεσογειακού και ηπειρωτικού κλίματος. Απαντάται κυρίως στους ορεινούς όγκους της ηπειρωτικής χώρας και σε κάποια νησιά σε υψόμετρα από 450 m έως 900 m (Konstantinidis *et al.* 2002). Τα δάση πλατύφυλλης δρυός διαχειρίζονται κατά κύριο λόγο για παραγωγή καυσόξυλων και βόσκηση. Τέλος η οξιά (*F. sylvatica*) απαντάται στις βορειότερες και κεντρικές ορεινές περιοχές της Ελλάδας. Ο Moulopoulos (1965) αναφέρει το χαμηλότερο υψομετρικά δάσος οξιάς στην Ελλάδα στα 180 m και το υψηλότερο στα 1920 m, ενώ το νοτιότερο σημείο εξάπλωσης είναι το όρος Οξιά (Bergmeier and Dimopoulos 2001). Καταλαμβάνει υγρές θέσεις ανεξαρτήτως μητρικού πετρώματος και σχηματίζει συνήθως αμιγείς συστάδες.

Δεδομένα παρουσίας ειδών μελέτης

Η ανάπτυξη μοντέλων κατανομής ειδών απαιτεί τη χρήση δεδομένων παρουσίας των ειδών μελέτης, δηλαδή γεωγραφικές συντεταγμένες στις οποίες έχουν καταγραφεί πληθυσμοί των ειδών. Δυστυχώς τέτοιου τύπου δεδομένα δεν υπάρχουν σε συστηματική βάση για τα δασικά είδη στην Ελλάδα, λόγω απουσίας Εθνικού Συστήματος Απογραφής των Δασών. Για τον λόγο αυτό χρησιμοποιήθηκε η ευρωπαϊκή βάση δεδομένων EU-Forest (Mauri *et al.* 2017), η οποία εμπλουτίστηκε με καταγραφές παρουσίας από τη βάση δεδομένων του Εργαστηρίου Διαχείρισης Βιοποικιλότητας του Τμήματος Περιβάλλοντος του Πανεπιστημίου Αιγαίου (Fyllas *et al.* 2017a, Fyllas *et al.* 2020) και με αποδελτίωση διαθέσιμων διαχειριστικών μελετών για τα δάση στην Ελλάδα.

Η Ευρωπαϊκή βάση δεδομένων EU-Forest περιλαμβάνει μόνο 60 παρουσίες για το σύνολο των οκτώ ειδών ενδιαφέροντος εντός της Ελλάδας, σε κλίμακα ανάλυσης 1 x 1

km^2. Με την προσθήκη των επιπλέον καταγραφών επιτεύχθηκε σημαντική αύξηση των σημείων παρουσίας εντός της Ελλάδας, στα: 209 για την *A. cephalonica*, 128 για την *P. halepensis,* 105 για την *P. brutia*, 431 για την *P. nigra*, 40 για την *Q. Ilex*, 391 για την *Q. frainetto*, 194 για την *Q. pubescens* και 417 για την *F. sylvatica*, με συνολικό πλήθος γεωγραφικά διακριτών πληθυσμών των ειδών ενδιαφέροντος στον Ελλαδικό χώρο στα 1974.

Για την εκπαίδευση των SDM συγκεντρώθηκαν 93701 παρατηρήσεις από όλη την Ευρωπαϊκή ήπειρο. Η χρήση του συνόλου των σημείων παρουσίας έγινε με στόχο να ενσωματωθεί ένα διευρυμένο εύρος συνθηκών υπό τις οποίες απαντώνται τα είδη ενδιαφέροντος, οι οποίες πιθανόν να μην υπάρχουν υπό τις τωρινές συνθήκες στον Ελλαδικό χώρο αλλά να προκύψουν στο μέλλον (Fyllas *et al.* 2022). Τέλος, προκειμένου να απαλειφθεί η επίδραση συστηματικών σφαλμάτων που προκύπτουν από την μη τυχαία χωρική καταγραφή των σημείων παρουσίας (Phillips *et al.* 2009), εφαρμόστηκε για κάθε είδος η τεχνική της χωρικής αραίωσης (spatial thinning) με χρήση του αλγορίθμου *spThin* (Aiello-Lammens *et al.* 2015).

Κλιματικά και εδαφικά δεδομένα

Τα δεδομένα που αφορούν τόσο τις σημερινές όσο και τις μελλοντικές κλιματικές συνθήκες λήφθηκαν από το ερευνητικό πρόγραμμα CHELSA (Karger *et al.* 2017), σε χωρική ανάλυση ~ 1 km^2. Ταυτόχρονα, χρησιμοποιήθηκαν δύο εδαφικές μεταβλητές από την ευρωπαϊκή βάση εδαφικών δεδομένων (Panagos *et al.* 2012), στην ίδια χωρική ανάλυση. Πιο συγκεκριμένα οι μεταβλητές που επιλέχθηκαν για να προβλέψουν την καταλληλότητα ενδιαιτήματος είναι οι ακόλουθες:

- Μέση μέγιστη ημερήσια θερμοκρασία του θερμότερου μήνα του έτους (Tmax σε ^oC). Η Tmax χρησιμοποιείται ως δείκτης πιθανής θερμικής καταπόνησης των υπό μελέτη ειδών, δεδομένου ότι υψηλές θερμοκρασίες μπορεί να επηρεάσουν τις μεταβολικές λειτουργίες των φυτών (Źróbek-Sokolnik 2012) και να σχετίζονται σε συνδυασμό με περιορισμένη διαθεσιμότητα ύδατος, με την υδατική καταπόνηση τους.
- Μέση ελάχιστη ημερήσια θερμοκρασία του ψυχρότερου μήνα του έτους (Tmin σε ^oC). Η Tmin χρησιμοποιείται ως δείκτης πιθανής θερμικής καταπόνησης των υπό μελέτη ειδών, δεδομένου ότι οι χαμηλές θερμοκρασίες μπορεί να επηρεάσουν την επιβίωση των φυτών καθώς και ένα πλήθος μεταβολικών λειτουργιών τους (Larcher 2000).
- Συνολική ετήσια ποσότητα κατακρημνισμάτων (Pa σε mm). Η Pa σχετίζεται άμεσα με τη διαθεσιμότητα ύδατος και είναι ιδιαίτερα σημαντική για την αύξηση και επιβίωση των δασικών ειδών ιδιαίτερα σε Μεσογειακού τύπου οικοσυστήματα (Camarero and Rubio-Cuadrado 2020).

- Συνολική ποσότητα ατμοσφαιρικών κατακρημνισμάτων του ξηρότερου μήνα (Pdm σε mm). Υψηλές τιμές Pdm σχετίζονται με βροχοπτώσεις κατά τους καλοκαιρινούς μήνες και επομένως μειωμένη υδατική καταπόνηση κατά την διάρκεια της κρίσιμης αυτής περιόδου (Fyllas *et al.* 2017a).
- Αριθμός βαθμοημερών ανάπτυξης (GDD5 σε ^{o}C). Η μεταβλητή GDD5 υπολογίζεται ως το άθροισμα της διαφοράς της μέσης ημερήσιας θερμοκρασίας από ένα θερμοκρασιακό κατώφλι (εδώ 5 ^{o}C), για ημέρες με μέση θερμοκρασία υψηλότερη του κατωφλιού, και εκφράζει τη συσσώρευση θερμότητας κατά την διάρκεια ενός έτους. Με την αύξηση του GDD5 αυξάνει σε γενικές γραμμές ο αριθμός των ημερών που μπορούν τα φυτά να επιτελέσουν βασικές μεταβολικές λειτουργίες (Lobo-do-Vale *et al.* 2019).
- Διάρκεια αυξητικής περιόδου (GSL σε d). Η GSL υπολογίζεται ως ο αριθμός των ημερών κατά τη διάρκεια ενός έτους στις οποίες ικανοποιούνται τρία κριτήρια (μέση ημερήσια θερμοκρασία υψηλότερη ενός κατωφλιού, απουσία χιονιού, και ικανοποιητική ποσότητα εδαφικού ύδατος). Η συγκεκριμένη μεταβλητή σε συνδυασμό με τις δύο που ακολουθούν έχει χρησιμοποιηθεί για την πρόβλεψη σε πλανητικό επίπεδο των δασοορίων, του ανώτερου δηλαδή υψομέτρου που απαντώνται δασικά οικοσυστήματα (Paulsen and Korner 2014).
- Μέση θερμοκρασία κατά την αυξητική περίοδο (GST σε ^{o}C). Υπολογίζεται ως η μέση τιμή της ημερήσιας θερμοκρασία για όλες τις ημέρες που βρίσκονται εντός της αυξητικής περιόδου.
- Συνολική βροχόπτωση κατά την αυξητική περίοδο (GSP σε mm). Υπολογίζεται ως το άθροισμα της ημερήσιας βροχόπτωσης για όλες τις ημέρες που βρίσκονται εντός της αυξητικής περιόδου.
- Μητρικό υλικό του πετρώματος (parmat – κατηγορική μεταβλητή με 10 τύπους), η οποία σχετίζεται με την γονιμότητα των εδαφών.
- Μηχανική σύσταση εδαφών (texture - κατηγορική μεταβλητή με 7 τύπους), η οποία σχετίζεται με την ικανότητα των εδαφών να συγκρατούν εδαφική υγρασία.

Όσον αφορά στα σενάρια κλιματικής αλλαγής επιλέχθηκαν τα αποτελέσματα από το μοντέλο πλανητικής κυκλοφορίας Geophysical Fluid Dynamics Laboratory Earth System Model (GFDL-ESM4) (Dunne *et al.* 2020), στο οποίο για την Ελλάδα προβλέπονται ενδεικτικά

Η επιλογή των παραπάνω κλιματικών και εδαφικών προβλεπτικών μεταβλητών έγινε με το σκεπτικό ενσωμάτωσης πέντε (5) περιβαλλοντικών διαστάσεων που επηρεάζουν την αρμοστικότητα των φυτικών οργανισμών. Πιο συγκεκριμένα οι Tmax και Tmin σχετίζονται με τις συνθήκες θερμικής καταπόνησης, οι Pa και Pdm με τις συνθήκες διαθέσιμός ύδατος, οι GDD5 και GDL με τη διάρκεια της αυξητικής περιόδου, οι GST και GST με την «ποιότητα» της αυξητικής περιόδου και οι parmat και texture με την ποιότητα του εδάφους (Fyllas *et al.* 2022). Σημειώνεται ότι συνδυασμοί των παραπάνω

διαστάσεων έχουν χρησιμοποιηθεί για να προβλέψουν τόσο την εξάπλωση των μεσογειακών ειδών, υπό τη θεωρία της διπλής καταπόνησης, δηλαδή της θερινής ξηρασίας και του χειμερινού ψύχους (Mitrakos 1980, Terradas and Save 1992), όσο και τα δασοόρια (Paulsen and Korner 2014).

Αλγόριθμος εκτίμησης καταλληλότητας ενδιαιτήματος

Για τους σκοπούς της ανάλυσης που πραγματοποιήθηκε χρησιμοποιήθηκε ο αλγόριθμος Μέγιστης Εντροπίας (Maxent, ΜΕ). Ο αλγόριθμος ΜΕ (Phillips *et al.* 2006) χρησιμοποιεί ως δεδομένα εισόδου σημεία παρουσίας των ειδών, σε συνδυασμό με μια σειρά περιβαλλοντικών μεταβλητών πρόβλεψης κατά μήκος μιας γεωγραφικής περιοχής, οριοθετημένης με πλέγμα (Merow *et al.* 2013). Από τη γεωγραφική περιοχή ανάλυσης ο ΜΕ επιλέγει μια επιπλέον ομάδα σημείων στα οποία η παρουσία του είδους ενδιαφέροντος δεν είναι γνωστή. Τα σημεία αυτά ονομάζονται σημεία υποβάθρου. Στην ανάλυση μας, τα σημεία αυτά επιλέχθηκαν έτσι ώστε τουλάχιστον να μην είναι γνωστά σημεία παρουσίας των υπό μελέτη ειδών.

Ο αλγόριθμος ΜΕ εκτιμά την καταλληλότητα ενός ενδιαιτήματος μέσω της αρχής της Μέγιστης Εντροπίας. Ο αλγόριθμός υπολογίζει την πιθανότητα μέγιστης εντροπίας στα σημεία παρουσίας του είδους και τη συγκρίνει με την αντίστοιχη στο σύνολο της μελετώμενης επιφάνειας. Έτσι, αν και τα δεδομένα που χρειάζεται είναι μόνο παρουσίας, ο αλγόριθμος εξάγει ένα δείγμα από τις τοποθεσίες υποβάθρου ώστε να τις συγκρίνει με τις τοποθεσίες παρουσίας (Merow *et al.* 2013). Η μέθοδος της μέγιστης εντροπίας είναι ευρέως αποδεκτή όπως μαρτυρούν οι πάνω από 1000 δημοσιευμένες οικολογικές μελέτες που κάνουν χρήση της (Mudereri *et al.* 2020). Σε σχέση με την κατανομή των δασικών ειδών και την πιθανή επίδραση της κλιματικής αλλαγής επί αυτών, το ΜΕ έχει για παράδειγμα χρησιμοποιηθεί από τους Antúnez *et al.* (2018) για να προβλέψει την κατανομή 13 ειδών δέντρων στο παρελθόν (τελευταία παγετώδης περίοδος), στο παρόν και το μέλλον (σύμφωνα με διακριτά κλιματικά σενάρια). Αντίστοιχα, οι Dyderski *et al.* (2018) προέβλεψαν τις μεταβολές στην προβλεπόμενη κατανομή καθώς και την πιθανότητα έκλειψης, τη χρονική περίοδο 2061-80, 12 Ευρωπαϊκών δασικών ειδών δέντρων υπό την πίεση της κλιματικής αλλαγής, με εφαρμογή της μεθόδου ΜΕ.

Μεθοδολογικό πλαίσιο εφαρμογής μοντέλων

Η διευρυμένη βάση δεδομένων παρουσίας για τα είδη ενδιαφέροντος, έπειτα από τη διαδικασία χωρικής αραίωσης περιλάμβανε 39 σημεία παρουσίας για την *A. cephalonica*, 38 για την *P. brutia,* 1181 για την *P. halepensis*, 2041 για την *P. nigra*, 2455 για την *Q. ilex*, 1896 για την *Q. pubescens*, 209 για την *Q. frainetto* και 6634 για την *F. sylvatica*, σε ολόκληρη την Ευρωπαϊκή ήπειρο. Για κάθε είδος το σύνολο των σημείων παρουσίας χωρίστηκε σε δύο υποσύνολα. Το πρώτο (80% των σημείων) χρησιμοποιήθηκε για την εκπαίδευση του μοντέλου και το δεύτερο (20% των σημείων) χρησιμοποιήθηκε για την επαλήθευσή του. Για κάθε είδος επιλέχθηκαν με τυχαία δειγματοληψία σημεία υποβάθρου (3 φορές το πλήθος των σημείων παρουσίας). Η προβλεπτική ικανότητα των επιμέρους μοντέλων έγινε με χρήση του κριτηρίου AUC (Area Under the Receiver Operating Characteristic (ROC) Curve). Το κριτήριο AUC ποσοτικοποιεί την πιθανότητα το μοντέλο να κατηγοριοποιεί ορθά μια τυχαία παρουσία σε σχέση με ένα σημείο υποβάθρου. Η τιμές του AUC κυμαίνονται μεταξύ 0 και 1 με υψηλότερες τιμές να υποδεικνύουν καλύτερη συμπεριφορά του μοντέλου.

Για κάθε είδος δημιουργήθηκε ένα αρχικό μοντέλο (με το σύνολο των προβλεπτικών μεταβλητών: 8 κλιματικές και 2 εδαφικές). Στη συνέχεια, ακολουθήθηκε μια διαδικασία απλοποίησης στηριζόμενη στα δεδομένα. Εκτιμήθηκε η συνεισφορά της κάθε προβλεπτικής μεταβλητής και στη συνέχεια με μια επαναληπτική διαδικασία, με φθίνουσα σειρά συνεισφοράς, υπολογίστηκε ο συντελεστής συσχέτισης τους (Spearman's ρ) και σε περιπτώσεις ισχυρής συσχέτισης (ρ>0.7) αφαιρέθηκε η μεταβλητή που οδηγούσε σε μικρότερη μείωση της προβλεπτικής ισχύος του μοντέλου. Στη συνέχεια, εφαρμόστηκε μια επιπλέον διαδικασία απλοποίησης, η οποία εξαίρεσε τις μεταβλητές με συνεισφορά μικρότερη του 5% στην προβλεπτική ισχύ του μοντέλου. Τα τελικό απλοποιημένο μοντέλο για κάθε είδος συνοψίσθηκε καταγράφοντας τη σχετική σημαντικότητα της κάθε ανεξάρτητης μεταβλητής (κλίμα και έδαφος) και την καμπύλη απόκρισης της εξαρτημένης μεταβλητής (πιθανότητα εμφάνισης) σε σχέση με τις ανεξάρτητες.

Τα τελικά μοντέλα χρησιμοποιήθηκαν στη συνέχεια για τη χωρική προσομοίωση της καταλληλότητας ενδιαιτήματος υπό σημερινές και μελλοντικές συνθήκες κλίματος (περίοδοι αναφοράς 2041-2070 και 2071-2010), υπό δύο σενάρια εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου (ήπιο: SSP1.2-6 και ακραίο SSP5.8-5). Αν και οι προσομοιώσεις έγιναν σε όλη την Ευρωπαϊκή ήπειρο, παρουσιάζονται αποτελέσματα μόνο για την Ελληνική επικράτεια σε χωρική ανάλυση 1 km^2. Οι αρχικοί χάρτες πρόβλεψης καταλληλότητας ενδιαιτήματος εκφράζονται με μια τιμή μεταξύ 0 και 1 για κάθε κελί του πλέγματος. Η συνεχής αυτή τιμή καταλληλότητας ενδιαιτήματος μετατράπηκε σε δυαδική (κατάλληλο, μη κατάλληλο) με την εφαρμογή ενός κατωφλιού, υπολογιζόμενου από τη μέση τιμή καταλληλότητας στο σύνολο των κελιών του πλέγματος (Liu *et al.* 2005, Fyllas *et al.* 2022). Στη συνέχεια έγινε μια συγκριτική ανάλυση των χαρτών υπό τις τωρινές και τις

μελλοντικές κλιματικές συνθήκες δημιουργώντας τρεις κατηγορίες: 1) περιοχές κατάλληλες τόσο υπό τις σημερινές όσο και υπό τις μελλοντικές συνθήκες (σταθερές περιοχές), 2) περιοχές κατάλληλες υπό τις σημερινές συνθήκες αλλά ακατάλληλες στο μέλλον (περιοχές απώλειας) και 3) περιοχές ακατάλληλες σήμερα αλλά κατάλληλες στο μέλλον (περιοχές κέρδους). Τέλος, υπολογίστηκαν δύο χωρικοί δείκτες προκειμένου να συνοψισθεί ο βαθμός αλλαγής της μελλοντικής καταλληλότητας ενδιαιτήματος για κάθε είδος. Αυτοί ήταν: 1) το ποσοστό μεταβολής της έκτασης της μελλοντικής σε σχέση με τη σημερινή καταλληλότητα ενδιαιτήματος που εκφράζει τη συνολική διαθεσιμότητα βιοκλιματικά κατάλληλων περιοχών στο σύνολο της χώρας και 2) τη διαφορά στη μέση τιμή του υψομέτρου των μελλοντικά κατάλληλων σε σχέση με τις σημερινά κατάλληλες περιοχές που εκφράζει την απόσταση που πρέπει να διανύσουν τα είδη προκειμένου να βρουν βιοκλιματικά κατάλληλες περιοχές στο μέλλον.

Τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων εκφράστηκαν τελικά και ανά περιφερειακή ενότητα σε επίπεδο χώρας, ακολουθώντας τις εξής παραδοχές: Τα είδη ομαδοποιήθηκαν σε κωνοφόρα χαμηλού υψομέτρου (*P. halepensis* και *P. brutia*), σε κωνοφόρα μέσου υψομέτρου (*P. nigra* και *A. cephalonica*), σε αείφυλλα πλατύφυλλα (*Q. ilex*) και σε φυλλοβόλα πλατύφυλλα (*Q. pubescens, Q. frainetto, F. sylvatica*) και στη συνέχεια υπολογίστηκε η ανά ομάδα μεταβολή στην καταλληλότητα ενδιαιτήματος ανά Περιφέρεια, σταθμισμένη με τη σημερινή δασοκάλυψη.

Το σύνολο των αναλύσεων και η οπτικοποίηση των αποτελεσμάτων πραγματοποιήθηκαν με τη γλώσσα ανάλυσης δεδομένων R (R Core Development Team 2022) και τις βιβλιοθήκες *dismo* (Hijmans *et al.* 2021), *SDMtune* (Vignali *et al.* 2020), *spThin* (Aiello-Lammens *et al.* 2015) και *ggplot2* (Wickham 2019).

3.1.3 Αποτελέσματα

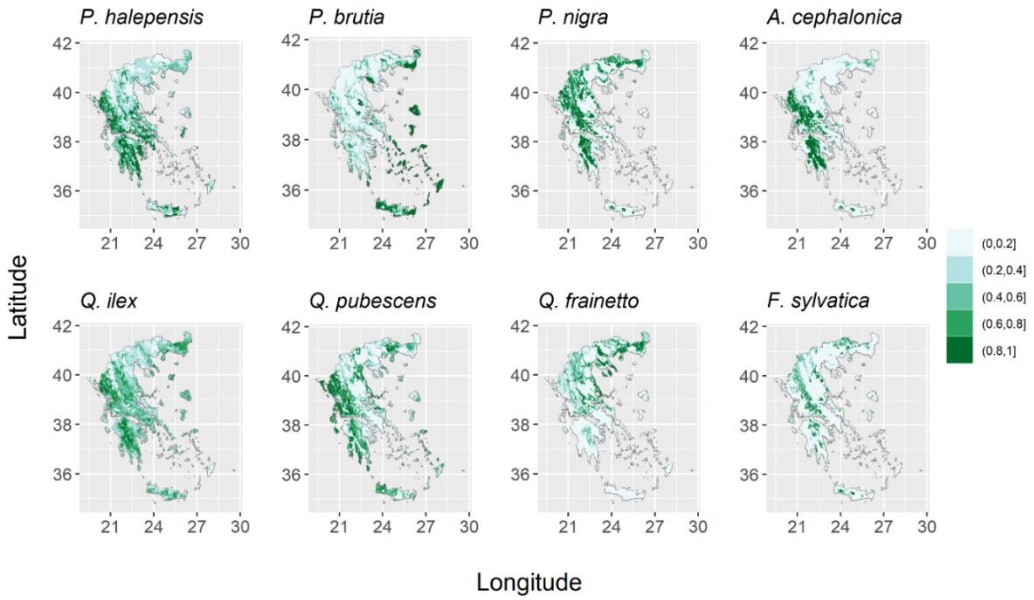
Καταλληλότητα ενδιαιτήματος υπό τις σημερινές συνθήκες

Υπό τις σημερινές κλιματικές συνθήκες το σύνολο των μοντέλων προσομοίωσαν ικανοποιητικά την κατανομή όλων των ειδών, με την τιμή του κριτηρίου AUC να κυμαίνεται μεταξύ 0.86 για τα είδη *P. nigra* και *F. sylvatica* και 0.98 για τα είδη *P. brutia* και *A. cephalonica*. Στον Πίνακα 3.1.1 συνοψίζεται η σχετική συμμετοχή κάθε περιβαλλοντικής μεταβλητής στην κατανομή των ειδών ενδιαφέροντος (Fyllas *et al.* 2022). Για την κεφαλληνιακή ελάτη η ισχυρότερη μεταβλητή αναδείχθηκε το ύψος των κατακρημνισμάτων κατά τον ξηρότερο μήνα (με βέλτιστη τιμή κοντά στα 25mm), ακολουθούμενη από τον τύπο του μητρικού πετρώματος και τη μηχανική σύσταση του εδάφους. Για την τραχεία πεύκη οι βαθμοημέρες ανάπτυξης (με ασύμπτωτη στους 3500 ^{o}C) και τα κατακρημνίσματα κατά τον ξηρότερο μήνα αναδείχθηκαν ως οι ισχυρότερες μεταβλητές πρόβλεψης της παρουσίας της, ενώ για τη χαλέπιο πεύκη η μέγιστη

θερμοκρασία (βέλτιστο στους 30 ^{o}C) του έτους και το μητρικό πέτρωμα. Η μαύρη πεύκη εμφάνισε βέλτιστη τιμή καταλληλότητας ενδιαιτήματος κοντά στις 2500 ^{o}C βαθμοημέρες ανάπτυξης και σε ύψος κατακρημνισμάτων κατά την αυξητική περίοδο κοντά στα 1000 mm. Η παρουσία της αριάς εμφάνισε βέλτιστη τιμή μέγιστης θερμοκρασίας κοντά στους 32 ^{o}C, ενώ σχετιζόταν αρνητικά με τη βροχόπτωση κατά τους ξηρούς μήνες. Η χνοώδης δρυς εμφάνισε βέλτιστες τιμές καταλληλότητας ενδιαιτήματος κοντά στους 26 ^{o}C, ενώ η πλατύφυλλη δρυς σε εύρος βαθμοημερών μεταξύ 2500 και 3000 ^{o}C. Τέλος, η παρουσία της οξιάς συσχετίστηκε ισχυρά με τη διάρκεια της αυξητικής περιόδου και εμφάνισε βέλτιστη τιμή μέγιστης θερμοκρασίας κοντά στους 22 ^{o}C. Προσομοιώσεις της καταλληλότητας ενδιαιτήματος υπό τις σημερινές κλιματικές συνθήκες παρουσιάζονται στην Εικόνα 3.1.1.

Πίνακας 3.1.1. Σχετική συμμετοχή των κλιματικών και εδαφικών μεταβλητών στα τελικά μοντέλα καταλληλότητας ενδιαιτήματος για κάθε ένα από τα είδη ενδιαφέροντος. (Πηγή: Fyllas *et al.* 2022).

Περιβαλλοντική Μεταβλητή	***Abies cephalonica***	***Pinus brutia***	***Pinus halepensis***	***Pinus nigra***	***Quercus ilex***	***Quercus pubescens***	***Quercus frainetto***	***Fagus sylvatica***
T_{max}			47,4		41,9	49,2		29,9
T_{min}	7,7							
P_a						7,6		12,4
P_{dm}	27	26,5	15,0	8,7	24,3		28,4	
GDD5		37,2		35,8			37,9	
GSL		8,7			13,6	16,3		36,2
GST				6,5	7,3		8,5	13,4
GSP	13,6			18,8			10,2	
parmat	26,5	9,1	37,6	30,3	12,8	26,9	15,0	8,1
texture	25,3	18,5						
AUC	0,98	0,98	0,95	0,86	0,94	0,90	0,96	0,86



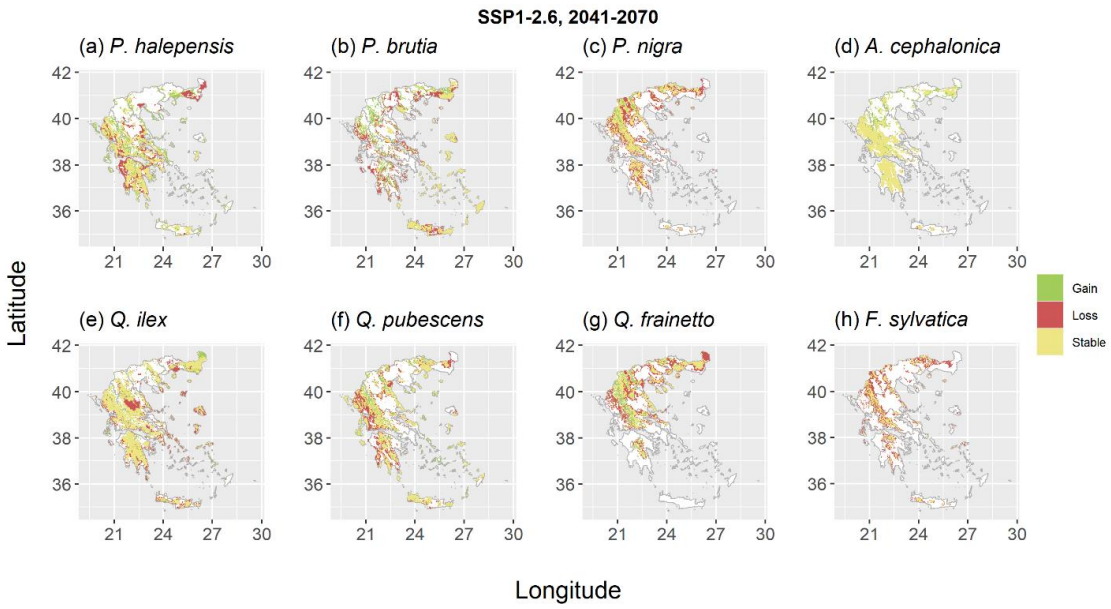
Εικόνα 3.1.1. Χάρτες καταλληλότητας ενδιαιτήματος για τα είδη ενδιαφέροντος υπό τις σημερινές κλιματικές συνθήκες. Οι διαβαθμίσεις στο χρωματισμό αναδεικνύουν διαφορετικά επίπεδα καταλληλότητας. (Πηγή: Fyllas *et al.* 2022).

Καταλληλότητα ενδιαιτήματος υπό συνθήκες κλιματικής αλλαγής

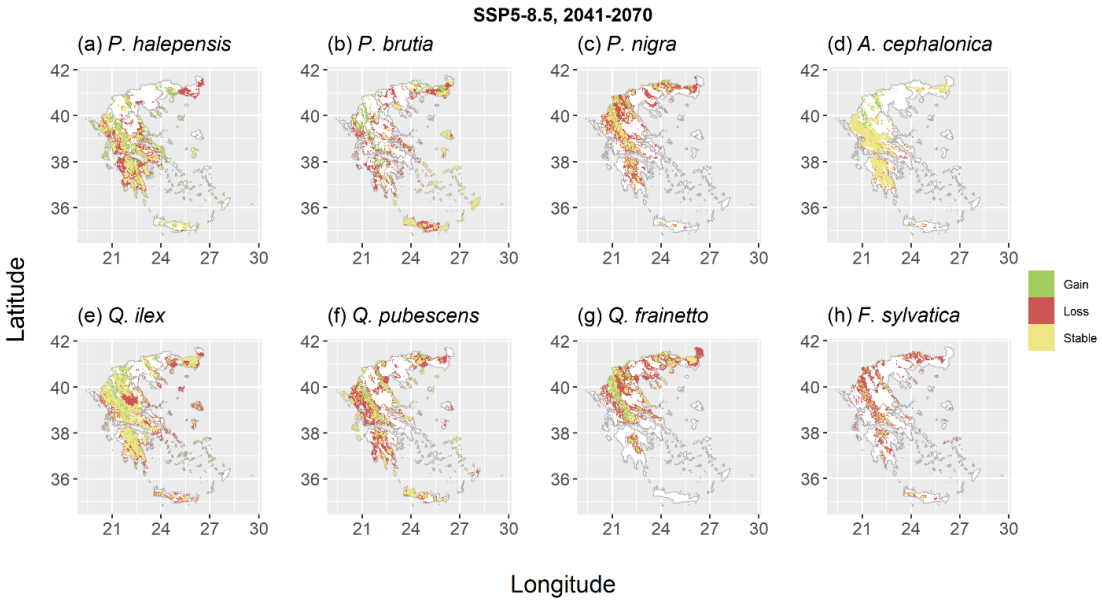
Για κάθε είδος τα τελικά μοντέλα εφαρμόστηκαν στη συνέχεια για τις δύο περιόδους αναφοράς και τα δύο σενάρια αλλαγής κλίματος. Η χωρική απεικόνιση των περιοχών με κατηγοριοποίηση σε σταθερές περιοχές, περιοχές απώλειας και περιοχές κέρδους καταλληλότητας ενδιαιτήματος παρουσιάζονται στις Εικόνες 3.1.2, 3.1.3, 3.1.4 και 3.1.5. Στον Πίνακα 3.1.2 συνοψίζονται οι αλλαγές στους χωρικούς δείκτες για κάθε ένα από τα σενάρια κλιματικής αλλαγής και περίοδο αναφοράς. Για την τραχεία πεύκη τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων εμφανίζουν μια σχετικά μικρή απώλεια βιοκλιματικά κατάλληλων περιοχών (μεταξύ -14 και -17%) για το ήπιο σενάριο, η οποία αυξάνει (μεταξύ -32 και -54%) για το ακραίο σενάριο. Οι συγκεκριμένες αλλαγές αντιστοιχούν σε μέση υψομετρική μετατόπιση μεταξύ +164 έως +333 m σε σχέση με την σημερινή εξάπλωση του είδους. Αντίστοιχα, η χαλέπιος πεύκη εμφανίζει σχετικά μικρότερη απώλεια ενδιαιτήματος (-6 έως -45%) και υψομετρική μετατόπιση μεταξύ +139 και +330 m.

Εκτεταμένη απώλεια ενδιαιτήματος προσομοιώνεται για τη μαύρη πεύκη (-36 με -77%), συνοδευόμενη από μια μέση μετατόπιση μεταξύ +233 έως +599 m. Στον αντίποδα η ενδημική κεφαλληνιακή ελάτη εμφανίζει μεγαλύτερη σταθερότητα, επιτυγχάνοντας αύξηση των βιοκλιματικά κατάλληλων περιοχών έως και +27% για το ήπιο σενάριο και μείωση έως -20% για το ακραίο σενάριο αλλαγής κλίματος.

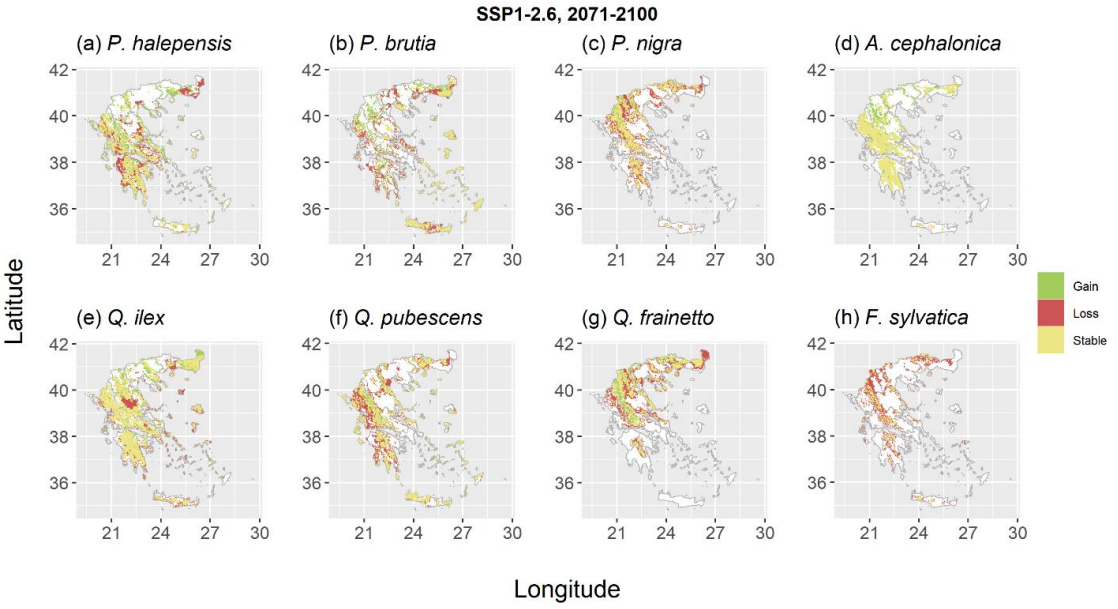
Η αριά εμφανίζει τη χαμηλότερη συρρίκνωση ενδιαιτήματος σε σχέση με τα άλλα δύο είδη δρυός (-1 έως -47%). Η χνοώδης δρυς εμφανίζεται πιο ανθεκτική σε μεταβολές του κλίματος σε σχέση με την πλατύφυλλη με μείωση καταλληλότητας ενδιαιτήματος μεταξύ -16 και -64% σε αντίθεση με τη δεύτερη (-27 έως -72%). Τέλος, η οξιά εμφανίζει τη μεγαλύτερη ευαισθησία, με μείωση των βιοκλιματικά κατάλληλων περιοχών μεταξύ -56 και -60% υπό το ήπιο σενάριο και μεταξύ -75 και -93% υπό το ακραίο σενάριο.



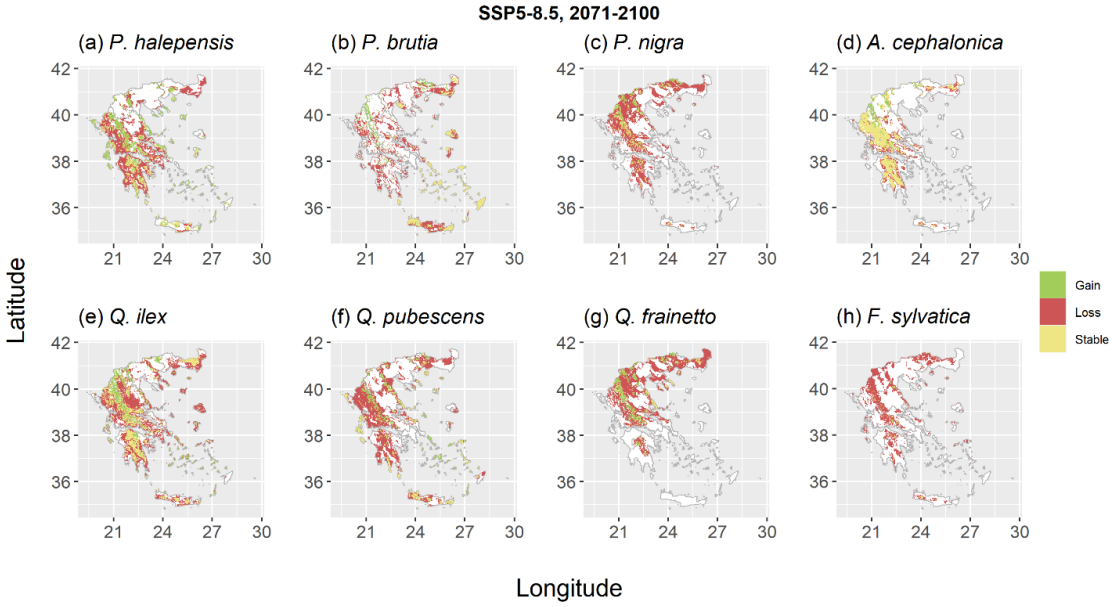
Εικόνα 3.1.2. Μεταβολές στην καταλληλότητα ενδιαιτήματος για τα οκτώ (8) είδη ενδιαφέροντος μεταξύ των σημερινών και μελλοντικών κλιματικών συνθηκών για το ήπιο σενάριο SSP1-2.6 και την περίοδο αναφοράς 2041-2070. Με πράσινο χρώμα συμβολίζονται περιοχές κέρδους, με κόκκινο περιοχές απώλειας και με κίτρινο περιοχές σταθερότητας ενδιαιτήματος. (Πηγή: Fyllas *et al.* 2022).



Εικόνα 3.1.3. Μεταβολές στην καταλληλότητα ενδιαιτήματος για τα οκτώ (8) είδη ενδιαφέροντος μεταξύ των σημερινών και μελλοντικών κλιματικών συνθηκών για το ακραίο σενάριο SSP5-8.5 και την περίοδο αναφοράς 2041-2070. Με πράσινο χρώμα συμβολίζονται περιοχές κέρδους, με κόκκινο περιοχές απώλειας και με κίτρινο περιοχές σταθερότητας ενδιαιτήματος. (Πηγή: Fyllas *et al.* 2022).



Εικόνα 3.1.4. Μεταβολές στην καταλληλότητα ενδιαιτήματος για τα οκτώ (8) είδη ενδιαφέροντος μεταξύ των σημερινών και μελλοντικών κλιματικών συνθηκών για το ήπιο σενάριο SSP1-2.6 και την περίοδο αναφοράς 2071-2100. Με πράσινο χρώμα συμβολίζονται περιοχές κέρδους, με κόκκινο περιοχές απώλειας και με κίτρινο περιοχές σταθερότητας ενδιαιτήματος. (Πηγή: Fyllas *et al.* 2022).



Εικόνα 3.1.5. Μεταβολές στην καταλληλότητα ενδιαιτήματος για τα οκτώ (8) είδη ενδιαφέροντος μεταξύ των σημερινών και μελλοντικών κλιματικών συνθηκών για το ακραίο σενάριο SSP5-8.5 και την περίοδο αναφοράς 2071-2100. Με πράσινο χρώμα συμβολίζονται περιοχές κέρδους, με κόκκινο περιοχές απώλειας και με κίτρινο περιοχές σταθερότητας ενδιαιτήματος. (Πηγή: Fyllas *et al.* 2022).

Πίνακας 3.1.2. Προβλεπόμενες αλλαγές στην καταλληλότητα ενδιαιτήματος (% της σημερινά κατάλληλης έκτασης) και του μέσου υψομέτρου των κατάλληλων περιοχών (m, διαφορά μεταξύ σημερινού και μελλοντικού κλίματος) για τα δύο κλιματικά σενάρια (SSP1-2.6 and SSP5-8.5) και περιόδους αναφοράς (2041-2071 και 2071-2100).

Ποσοστιαία μεταβολή στην καταλληλότητα ενδιαιτήματος (%)	***Abies cephalonica***	***Pinus brutia***	***Pinus halepensis***	***Pinus nigra***	***Quercus ilex***	***Quercus pubescens***	***Quercus frainetto***	***Fagus sylvatica***
SSP1-2.6_2070	+17	-17	-8	-38	-14	-16	-28	-56
SSP1-2.6_2100	+27	-14	-6	-36	-1	-24	-28	-60
SSP5-8.5_2070	0	-32	-21	-53	-18	-42	-44	-75
SSP5-8.5_2100	-20	-54	-45	-77	-47	-64	-72	-93
Μεταβολή στο μέσο υψόμετρο (m)	***Abies cephalonica***	***Pinus brutia***	***Pinus halepensis***	***Pinus nigra***	***Quercus ilex***	***Quercus pubescens***	***Quercus frainetto***	***Fagus sylvatica***
SSP1-2.6_2070	-3	+175	+139	+257	+95	+143	+233	+285
SSP1-2.6_2100	-19	+164	+159	+233	+71	+159	+253	+293
SSP5-8.5_2070	+66	+236	+209	+359	+195	+262	+375	+434
SSP5-8.5_2100	+150	+333	+330	+599	+387	+307	+650	+655

3.1.4 Συζήτηση

Στο παρόν Κεφάλαιο παρουσιάστηκαν αποτελέσματα από την εφαρμογή μοντέλων κατανομής ειδών σε οκτώ σημαντικά/κυρίαρχα δασικά είδη της Ελλάδας (Fyllas *et al.* 2022). Σε γενικές γραμμές είδη της ευμεσογειακής ζώνης, τα οποία χαρακτηρίζονται από υψηλότερη ανθεκτικότητα στην ξηρασία, αναμένεται να υποστούν ηπιότερες απώλειες στα κατάλληλα ενδιαιτήματά τους. Πιο συγκεκριμένα, τα δύο είδη πεύκης χαμηλού υψομέτρου (*P. brutia* και *P. halepensis*) και η αείφυλλη αριά αναμένεται να εμφανίσουν χαμηλότερη συγκριτικά απώλεια ενδιαιτήματος σε σχέση με τα είδη που απαντώνται σε μεγαλύτερα υψόμετρα (π.χ. *P. nigra, Q. pubescens, Q. frainetto* και *F. sylvatica*). Οικολογικό και διαχειριστικό ενδιαφέρον παρουσιάζουν τα αποτελέσματα για την Κεφαλληνιακή ελάτη (*A. cephalonica*), η οποία εμφάνισε μια σχετικά σταθερή επιφάνεια καταλληλότητας ενδιαιτήματος, υπό τα περισσότερα σενάρια αλλαγής κλίματος. Παρόλα αυτά, υπογραμμίζεται ότι τα αποτελέσματα του παρόντος Κεφαλαίου είναι ενδεικτικά και υπόκεινται σε μια σειρά περιορισμών, οι οποίοι συζητούνται στις παραγράφους που ακολουθούν.

Επίδραση της κλιματικής αλλαγής στην καταλληλότητα ενδιαιτήματος

Από τα είδη μελέτης, τα *P. brutia* και *P. halepensis* εμφάνισαν σχετικά ήπια μείωση των συνολικά κατάλληλων περιοχών εμφάνισής τους υπό δύο σενάρια αλλαγής κλίματος, η οποία αντιστοιχεί σε μέση υψομετρική μετατόπιση μεταξύ +22 και +115 m. Τα αποτελέσματα αυτά υποδεικνύουν ότι σε μεγάλο βαθμό οι μελλοντικές βιοκλιματικές συνθήκες θα παραμείνουν ευνοϊκές για τα δύο είδη πεύκης στην Ελλάδα. Και τα δύο είδη είναι γνωστά για την ανθεκτικότητα τους στην ξηρασία, με την χαλέπιο πεύκη να εμφανίζει ισχυρή ικανότητα να μεταβάλλει χαρακτηριστικά της όπως η αποδοτικότητα χρήσης του νερού προκειμένου να προσαρμόζεται σε συνθήκες έντονης υδατικής καταπόνησης (Klein *et al.* 2011), με πιθανότατα αντίστοιχοι μηχανισμοί να εμφανίζονται και στην τραχεία (είδος για το οποίο όμως έχουν γίνει λιγότερες μελέτες). Όπως και σε άλλες περιοχές της Μεσογείου, έτσι και στην Ελλάδα, η παραμεσογειακή ζώνη βλάστησης, η οποία βρίσκεται πάνω από τη κύρια ζώνη εξάπλωσης των δύο ειδών πεύκης, κυριαρχείται συχνά από πλατύφυλλα είδη που είναι επί του παρόντος πιο ανταγωνιστικά. Παρόλα αυτά, υπό τις προβλεπόμενες μελλοντικές ξηρότερες συνθήκες, και τη δεδομένη ξηρανθεκτικότητα των πεύκων χαμηλού υψομέτρου, οι ζώνες αυτές μπορεί να κυριαρχηθούν από την παρουσία των *P. brutia* και *P. halepensis.* Επιπλέον, τα δύο είδη πεύκης είναι γνωστά για την πυροεπαγόμενη συμπεριφορά τους (Pausas 2003, Kazanis and Arianoutsou 2004), η οποία οδηγεί σε αυξημένη πυκνότητα αναγέννησης έπειτα από γεγονότα πυρκαγιάς υπό τον περιορισμό ύπαρξης αναγεννητικού υλικού στο τοπίο. Προσομοιώσεις για την εξέλιξη της επικινδυνότητας πυρκαγιάς κατά τη διάρκεια του 21^{ου} αιώνα προβλέπουν μια σταδιακή αύξηση των ημερών με αυξημένο κίνδυνο, οι οποίες μπορεί να φτάσουν έως και τις επιπλέον 40 μέρες στις νοτιότερες περιοχές της χώρας για τα πλέον απαισιόδοξα σενάρια αλλαγής κλίματος (Rovithakis *et al.* 2022). Ο συνδυασμός των παραπάνω μπορεί να οδηγήσει σε ένα επιπλέον πλεονέκτημα (πέραν της ξηρανθεκτικότητας) για τα είδη πεύκης, στην ευμεσογειακή και παραμεσογειακή ζώνη βλάστησης, η οποία όμως αντιπαραβάλλεται με την ικανότητα αναβλάστησης των αειφύλλων πλατυφύλλων (Pausas 2003, Kazanis and Arianoutsou 2004). Στον αντίποδα, αναλύσεις δακτυλίων αύξησης και για τα δύο είδη έχουν αναδείξει ότι η αύξησή τους εξαρτάται από τη διαθεσιμότητα εδαφικής υγρασίας, σε χρονικά διαστήματα που μπορούν να φτάνουν έως και τους 18 μήνες (Papadopoulos *et al.* 2001, Sarris *et al.* 2007, Fyllas *et al.* 2017a). Οι αυξημένες θερμοκρασίες φαίνεται να σχετίζονται με μειωμένους ρυθμούς αύξησης και αυξημένη θνησιμότητα (Sarris *et al.* 2011) ιδιαίτερα σε μικρότερου μεγέθους δένδρα (Christopoulou *et al.* 2021). Προσομοιώσεις με μηχανιστικά οικολογικά μοντέλα υποστηρίζουν ότι συστάδες χαλεπίου πεύκης μπορεί να διατηρήσουν την παραγωγικότητα τους σε περιοχές με ικανοποιητική ποσότητα κατακρημνισμάτων (Sabaté *et al.* 2002, Fyllas *et al.* 2010). Η συγκριτική θεώρηση των αποτελεσμάτων μας και της υπάρχουσας βιβλιογραφίας μας οδηγεί στο συμπέρασμα ότι τα είδη *P. brutia* και *P. halepensis* θα παραμείνουν σημαντικές συνιστώσες των Μεσογειακών δασών

χαμηλού και μέσου υψομέτρου στην ελληνική επικράτεια κατά τη διάρκεια του 21ου αιώνα, σε περιοχές που δεν θα εμφανιστεί σημαντική μείωση της βροχόπτωσης και ισχυρή τροποποίηση του καθεστώτος πυρκαγιάς.

Τα δάση μαύρης πεύκης αποτελούν οικότοπο προτεραιότητας, ο οποίος εμπεριέχεται στο Παράρτημα Ι της Οδηγίας 92/43 της Ευρωπαϊκής Κοινότητας. Επομένως, η προστασία των δασών *P. nigra* οφείλει να αποτελεί προτεραιότητα στα σχέδια διαχείρισης υπό το πρίσμα της κλιματικής αλλαγής. Από την οικολογία του είδους, είναι γνωστό ότι η μαύρη πεύκη μπορεί να αναπτύσσεται σε ένα μεγάλο εύρος θερμοκρασιών και διαθεσιμότητας ύδατος (Enescu 2016). Παρόλα αυτά, πολλές έρευνες υπογραμμίζουν ότι το είδος μπορεί να είναι ευαίσθητο σε παρατεταμένη ξηρασία, όσον αφορά τόσο στην ικανότητα αναγέννησής του (Fyllas *et al.* 2008, Calama *et al.* 2017) όσο και στην αύξησή του (Linares and Tiscar 2010, Martin-Benito *et al.* 2011, Camarero *et al.* 2013). Τα αποτελέσματα των μοντέλων κατανομής ειδών που εξετάστηκαν υποδεικνύουν ισχυρή συρρίκνωση των βιοκλιματικά κατάλληλων περιοχών παρουσίας του είδους στην Ελλάδα, η οποία, υπό το απαισιόδοξο σενάριο SSP5.8-5 μπορεί να φτάσει έως και το 75% της σημερινής εξάπλωσης του είδους. Αποτελέσματα οικοφυσιολογικών μελετών έχουν ήδη καταγράψει τη δυνητική τρωτότητα της *P. nigra*, με καταγεγραμμένους χαμηλούς ρυθμούς αύξησης και αυξημένη θνησιμότητα ιδιαίτερα στα νοτιότερα όρια εξάπλωσης του είδους (Savi *et al.* 2019, Deligöz *et al.* 2021). Ταυτόχρονα, προσομοιώσεις με εμπειρικά μοντέλα στην Ιβηρική χερσόνησο, αναφέρουν ότι υπό συνθήκες κλιματικής αλλαγής ο ρυθμός αύξησης της μαύρης πεύκης αναμένεται να μειωθεί, με εξαίρεση πληθυσμούς του είδος σε μεγάλα γεωγραφικά πλάτη και καλές ποιότητες τόπου (Martin-Benito *et al.* 2011). Συνδυάζοντας τα αποτελέσματα του παρόντος Κεφαλαίου με τη διαθέσιμη πληροφορία από τη διεθνή βιβλιογραφία θα μπορούσαμε να ισχυριστούμε ότι τα δάση μαύρη πεύκης της ελληνικής επικράτειας θα αντιμετωπίσουν ισχυρούς βιοκλιματικούς περιορισμούς, οι οποίοι είναι πιθανό να ενταθούν από την τροποποίηση του καθεστώτος πυρκαγιών στις ορεινές μεσογειακές περιοχές (Christopoulou *et al.* 2014), με αποτέλεσμα αύξηση στη θνησιμότητα και μείωση στη φυσική αναγέννηση του είδους. Λαμβανομένου δε υπόψη πως η μαύρη πεύκη, ως τύπος οικοτόπου, βρίσκεται στην Ελλάδα σε κάποια από τα νοτιότερα όρια εξάπλωσής της στην Ευρώπη, το φαινόμενο μπορεί να γίνεται εντονότερο.

Τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων για την Κεφαλληνιακή ελάτη, εμφανίζουν οικολογικό και διαχειριστικό ενδιαφέρον. Παρόλα αυτά, δεδομένων των περιορισμών των μοντέλων κατανομής ειδών πρέπει να αντιμετωπιστούν με ιδιαίτερη προσοχή. Τα μοντέλα καταλληλότητας ενδιαιτήματος για την *A. cephalonica* προβλέπουν σχετική σταθερότητα του είδους υπό το απαισιόδοξο σενάριο SSP5.8-5 ή και διεύρυνση της βιοκλιματικά κατάλληλης έκτασής του στο ήπιο SSP1-2.6 σενάριο. Είναι γνωστό ότι η *A. cephalonica* ακολουθεί μια στρατηγική αποφυγής της ξηρασίας, μέσω της δυναμικής ρύθμισης των στομάτων στις βελόνες του φυλλώματός της, με αποτέλεσμα να επιτυγχάνει την υψηλότερη αποτελεσματικότητα χρήσης νερού μεταξύ όλων των ειδών

ελάτης της Μεσογείου (Guehl *et al.* 1991, Aussenac 2002). Ταυτόχρονα, το θερμοκρασιακό εύρος που απαντάται το είδος είναι μεγαλύτερο τόσο σε σχέση με άλλα είδη ελάτης όσο και με άλλα τυπικά είδη της ορεινής μεσογειακής ζώνης, όπως τα *Q. frainetto, P. nigra* και *F. sylvatica*, ενώ απαντάται σε ασβεστολιθικά υποστρώματα με δύσκολες εδαφικές συνθήκες. Τα παραπάνω φαίνεται να υποδεικνύουν ότι η κεφαλληνιακή ελάτη έχει σχετικά υψηλότερη πλαστικότητα και ικανότητα προσαρμογής σε συνθήκες έντονης ξηρασίας από τα υπόλοιπα είδη της ορεινής μεσογειακής ζώνης, γεγονός που συμφωνεί με το ότι δεν αναγνωρίστηκε ισχυρή επίδραση από κάποια κλιματική μεταβλητή που εκφράζει το θερμικό καθεστώς στα αποτελέσματα των μοντέλων που αναπτύχθηκαν. Παρόλα αυτά, εκτεταμένα γεγονότα θνησιμότητας σε συστάδες *A. cephalonica* έχουν καταγραφεί κατά τη διάρκεια ξηρών περιόδων (Heliotis *et al.* 1988, Markalas 1992, Raftoyannis *et al.* 2008), με την απόδοση του φαινομένου στην αποκλειστική ή συνδυαστική επίδραση της υδατικής καταπόνησης ή/και της προσβολής από έντομα (Raftoyannis *et al.* 2015). Ταυτόχρονα, η ανάλυση δενδροοικολογικών δεδομένων έχει υπογραμμίσει τη θετική σχέση μεταξύ της ετήσιας αύξησης του είδους και του ύψους των κατακρημνισμάτων κατά την άνοιξη και το καλοκαίρι (Papadopoulos 2016). Αν και η ανάλυση χρονοσειρών αύξησης από την Κεφαλονιά αναφέρει μια επιταχυνόμενη αύξηση του είδους από τη δεκαετία του 1990, η οποία πιθανόν αποδίδεται στην ευεργετική επίδραση του αυξημένου ατμοσφαιρικού CO_2 (Koutavas 2013), προσομοιώσεις με τη χρήση μηχανιστικών οικοσυστημικών μοντέλων αναφέρουν την πιθανή αντικατάσταση του είδους από πιο ξηρανθεκτικά είδη της παραμεσογειακής ζώνης (Fyllas *et al.* 2017b). Μελέτες που εστιάζουν στα πρότυπα αναγέννησης του είδους αναδεικνύουν την καθοριστική επίδραση των τοπικών κλιματικών συνθηκών (Daskalakou *et al.* 2019), της φωτιάς (Raftoyannis and Spanos 2015, Christopoulou *et al.* 2018) και της απόστασης από τις άκαυτες συστάδες (Christopoulou *et al.* 2018), υπογραμμίζοντας ότι υπό τις αναμενόμενες ξηρότερες μελλοντικές συνθήκες το είδος ίσως αντιμετωπίσει δυσκολία στη φυσική του αναγέννηση. Συνδυάζοντας τα παραπάνω θα μπορούσαμε να συνοψίσουμε ότι η ανθεκτικότητα της Κεφαλληνιακής ελάτης στην κλιματική αλλαγή μπορεί να καθοριστεί σε μεγάλο βαθμό από τις τοπικές κλιματικές συνθήκες και την αλληλεπίδραση αυτών με το καθεστώς πυρκαγιάς.

Όσον αφορά τα τρία είδη δρυός που μελετήθηκαν, σημειώνεται ότι αντιπροσωπεύουν ένα συνεχές ανθεκτικότητας στην υδατική καταπόνηση (Bantis *et al.* 2019). Η αριά (*Q. ilex*) αποτελεί ένα αειθαλές είδος ικανό να ευδοκιμήσει σε διαφορετικούς εδαφικούς τύπους, το οποίο είναι προσαρμοσμένο στις ξηρές Μεσογειακές κλιματικές συνθήκες (Baquedano and Castillo 2007, de Rigo and Caudullo 2016). Η χνοώδης (*Q. pubescens*) και η πλατύφυλλη (*Q. frainetto*) δρυς είναι δύο κοινά είδη της παραμεσογειακής ζώνης βλάστησης στην Ελλάδα. Πρόσφατες μελέτες δείχνουν ότι η *Q. pubescens* είναι ανθεκτική σε συνθήκες υδατικής καταπόνησης σε βαθμό αντίστοιχο με αείφυλλα είδη όπως η αριά (Früchtenicht *et al.* 2018). Στον αντίποδα, η *Q. frainetto* φαίνεται να είναι

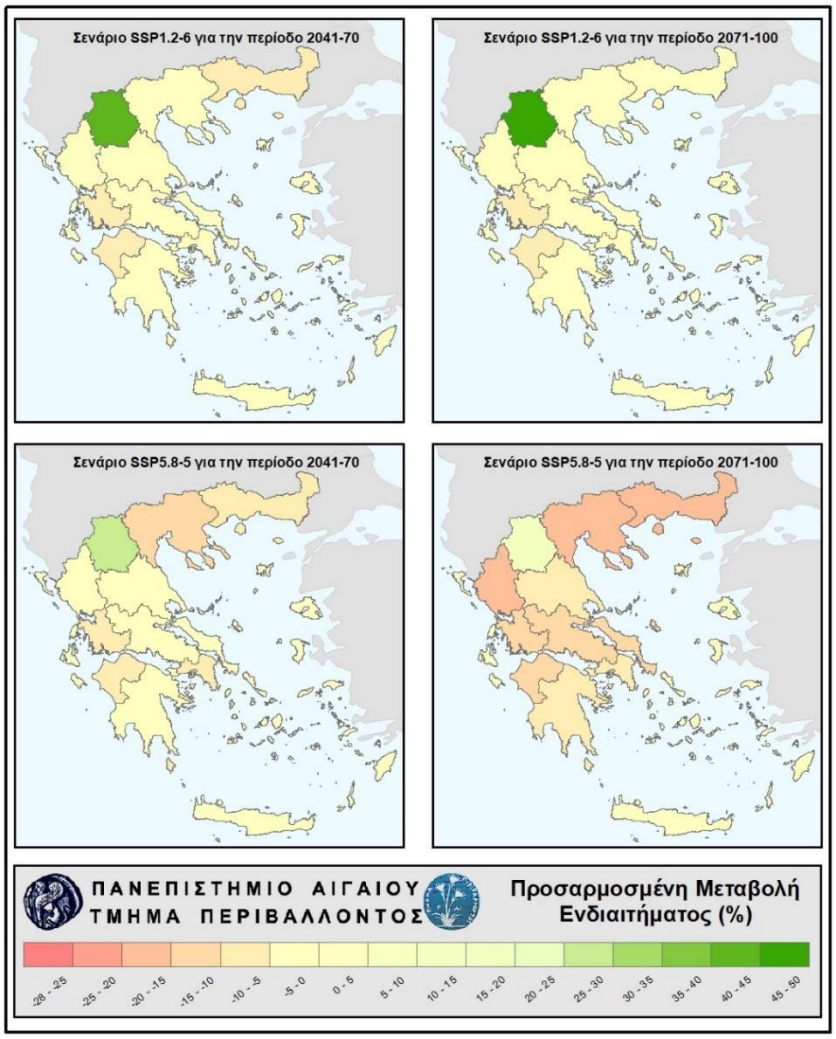
λιγότερο ξηρανθεκτική σε σχέση με τα άλλα δύο είδη δρυός που μελετήθηκαν (Bantis *et al.* 2021). Τα παραπάνω φαίνεται να είναι σε αντιστοιχία με τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων που πραγματοποιήθηκαν, με την *Q. ilex* να εμφανίζει την ηπιότερη απώλεια ενδιαιτήματος υπό συνθήκες κλιματικής αλλαγής και την *Q. frainetto* την ισχυρότερη. Αναλύσεις δενδροοικολογικών δεδομένων δείχνουν ότι η αύξηση της *Q. frainetto* σχετίζεται θετικά με την καλοκαιρινή βροχόπτωση (Fyllas *et al.* 2017a), ενώ εμφανίζει μια αυξανόμενη ευαισθησία λόγω των εντονότερων συνθηκών ξηρασίας από τη δεκαετία 1990 και έπειτα (Sánchez-Salguero *et al.* 2020). Ταυτόχρονα, η εντονότερη υδατική καταπόνηση φαίνεται να έχει οδηγήσει σε αυξανόμενα ποσοστά θνησιμότητας του είδους τουλάχιστον στα νοτιότερα όρια εξάπλωσής τους (Colangelo *et al.* 2017). Ομοίως, η αύξηση και η θνησιμότητα της *Q. pubescens* επηρεάζονται από τις εντονότερη ξηρασία με αναμενόμενες αρνητικές επιδράσεις σε συστάδες που κυριαρχούνται από το είδος (Colangelo *et al.* 2018). Επομένως, για τα τρία είδη δρυός που μελετήθηκαν, αναμένεται μείωση των βιοκλιματικά κατάλληλων περιοχών, με την ξηρανθεκτικότερη *Q. ilex* να εμφανίζει υψηλότερη ανθεκτικότητα.

Η οξιά είναι ένα από τα πιο κοινά δασικά είδη στην Ευρωπαϊκή ήπειρο. Παρόλη την εκτεταμένη εξάπλωση, είναι γνωστό ότι το είδος είναι ευαίσθητο στην υδατική καταπόνηση (Geßler *et al.* 2007), με το ρυθμό αύξησής της στην Ελλάδα να σχετίζεται με το ύψος βροχής κατά την καλοκαιρινή περίοδο (Fyllas *et al.* 2017a, Hacket-Pain and Friend 2017). Επί του παρόντος, η *F. sylvatica* αντιμετωπίζει ισχυρή μείωση στην παραγωγικότητά της σε μεγάλες περιοχές της Ευρώπης (Geßler *et al.* 2007), με την καταγεγραμμένη υποχώρηση των συστάδων της στα νοτιότερα όρια εξάπλωσης να αποδίδεται στην κλιματική διαφοροποίηση (Piovesan *et al.* 2008, Scharnweber *et al.* 2011, αλλά βλέπε και Tegel *et al.* 2014). Δεδομένα από μελέτες οικοφυσιολογίας (Fotelli *et al.* 2002, Leuschner 2020) και εμπειρικά μοντέλα που βασίζονται σε δενδροοικολογικά δεδομένα προβλέπουν ισχυρή μείωση της αύξησης του είδους κατά τη διάρκεια του 21^{ου} αιώνα (Kramer *et al.* 2010, Martinez del Castillo *et al.* 2022). Τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων μας για την ελληνική επικράτεια προβλέπουν μια εκτεταμένη συρρίκνωση των βιοκλιματικά κατάλληλων περιοχών και στα δύο σενάρια κλιματικής αλλαγής. Επομένως, παρά το ότι η διευρυμένη αυξητική περίοδος σε ορισμένες περιοχές παρουσίας του είδους μπορεί να οδηγήσει στη διατήρηση της παραγωγικότητας, η εντονότερη υδατική καταπόνηση μπορεί να αυξήσει την τρωτότητα του είδους στα ελληνικά δασικά οικοσυστήματα.

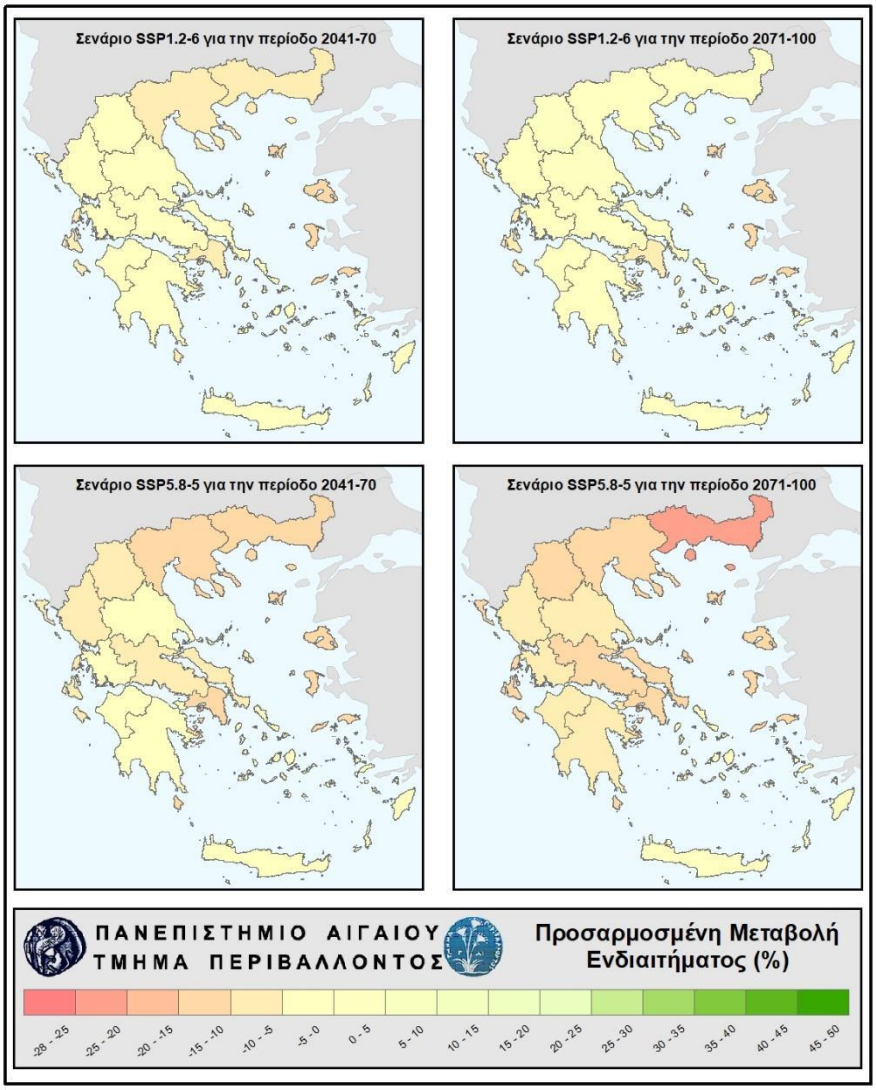
Πιθανές επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στην καταλληλότητα ενδιαιτήματος σε επίπεδο Περιφερειακών ενοτήτων

Ένας από τους επιμέρους στόχους του παρόντος Κεφαλαίου ήταν η ποσοτικοποίηση της πιθανής απώλειας ενδιαιτήματος ανά Περιφερειακή ενότητα της χώρας. Χρησιμοποιώντας τα υπό μελέτη είδη ως εκπροσώπους λειτουργικών ομάδων τα

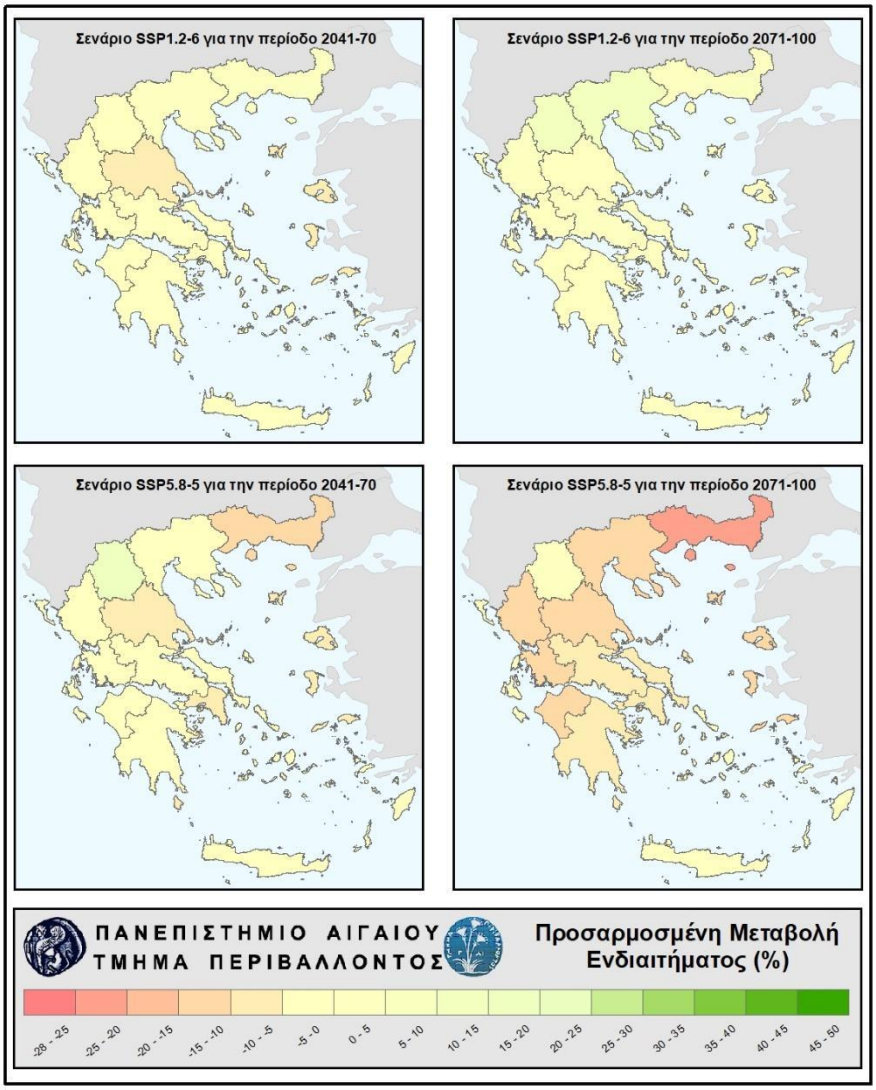
αποτελέσματα συνοψίζονται στις Εικόνες 3.1.6, 3.1.7, 3.1.8 και 3.1.9 και αναλυτικά στους Πίνακες Ι.1 και Ι.2 (Παράρτημα Ι). Παρατηρείται για παράδειγμα ότι η ομάδα των κωνοφόρων χαμηλού υψομέτρου (*P. halepensis* και *P. brutia*) αναμένεται να εμφανίσει τις υψηλότερες απώλειες ενδιαιτήματος στις περιφέρειες της Ανατολικής Μακεδονίας και Θράκης, της Κεντρικής Μακεδονίας και της Δυτικής Ελλάδας, ενώ πιθανόν η περιφέρεια της Δυτικής Μακεδονίας να εμφανίσει πιθανά ενδιαιτήματα για εγκατάσταση τους. Για την ομάδα των κωνοφόρων μέσου υψομέτρου (*A. cephalonica* και *P. nigra*) οι υψηλότερες απώλειες ενδιαιτήματος αναμένονται στις περιφέρειες της Μακεδονίας καθώς και σε αυτές της Αττικής, της Στερεάς Ελλάδας και του Βορείου Αιγαίου (για την μαύρη πεύκη). Η ομάδα των αείφυλλων πλατύφυλλων που ελλιπώς αντιπροσωπεύεται στην παρούσα μελέτη μόνο από την *Q. ilex*, εμφανίζει τις υψηλότερες απώλειες στην Ανατολική Μακεδονία και Θράκη, στη Κεντρική Μακεδονία και στη Δυτική Ελλάδα στο ακραίο σενάριο, αν και στο ήπιο σενάριο οι δύο πρώτες περιφέρειες μπορεί και να ευνοηθούν. Τέλος όσον αφορά στα φυλλοβόλα πλατύφυλλα (*Q. pubescens, Q. frainetto, F. sylvatica)* οι ισχυρότερες απώλειες ενδιαιτήματος προσομοιώθηκαν για τις περιφέρειες της Ηπείρου, της Κεντρικής Μακεδονίας, της Ανατολικής Μακεδονίας και Θράκης, της, Δυτικής Μακεδονίας και της Δυτικής Ελλάδας. Στο συγκεκριμένο σημείο υπογραμμίζεται ότι τα παραπάνω αποτελέσματα (Εικόνες 3.1.6 - 3.1.9, Πίνακες Ι.1 και Ι.2) είναι ενδεικτικά, καθώς σημαντικοί εκπρόσωποι των ομάδων που επιλέχθηκαν δεν έχουν ενσωματωθεί στις προσομοιώσεις. Για παράδειγμα το ξηρανθεκτικό *Quercus coccifera* (πουρνάρι) ως τυπικός εκπρόσωπος των αείφυλλων πλατύφυλλων θα οδηγούσε πιθανότατα λιγότερο έντονη τρωτότητα της συγκεκριμένης ομάδας στα σενάρια κλιματικής αλλαγής.



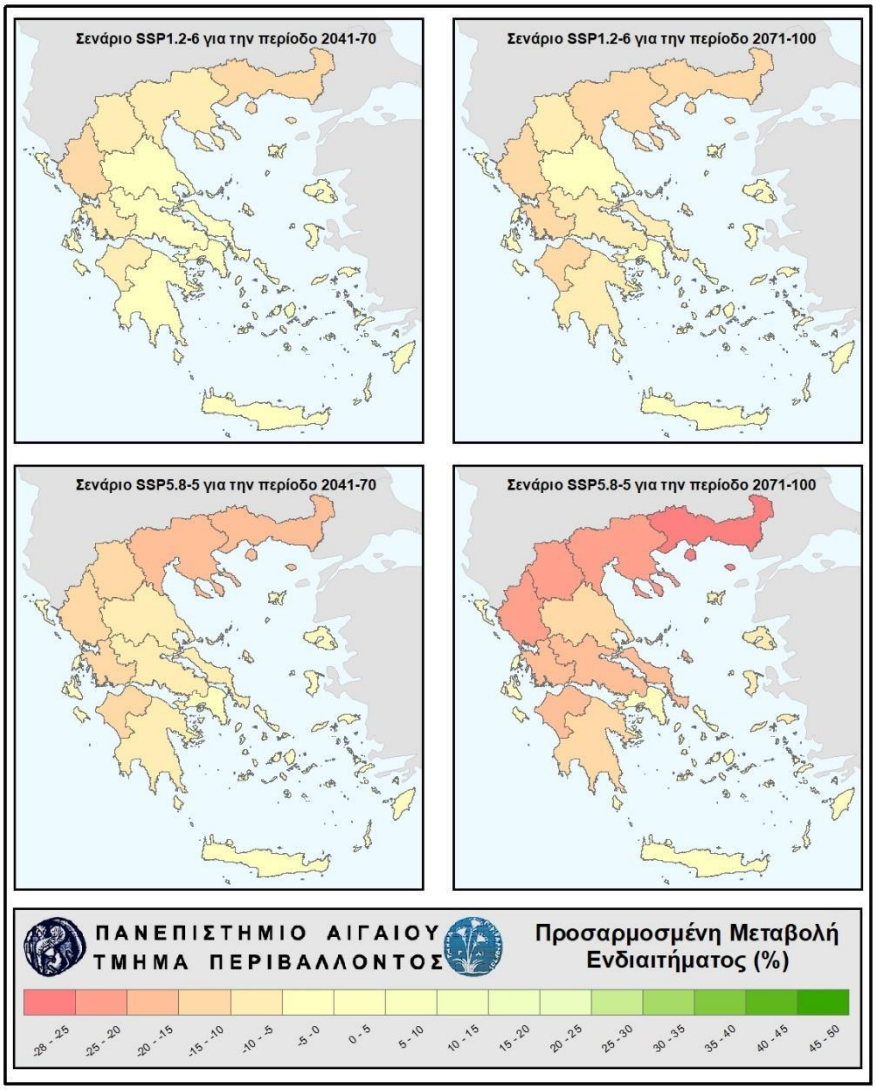
Εικόνα 3.1.6. Προσαρμοσμένη μεταβολή (%) ενδιαιτήματος ανά Περιφερειακή ενότητα για την ομάδα των κωνοφόρων χαμηλού υψομέτρου (*P. halepensis* και *P. brutia*).



Εικόνα 3.1.7. Προσαρμοσμένη μεταβολή (%) ενδιαιτήματος ανά Περιφερειακή ενότητα για την ομάδα των κωνοφόρων μέσου υψομέτρου (*A. cephalonica* και *P. nigra*).



Εικόνα 3.1.8. Προσαρμοσμένη μεταβολή (%) ενδιαιτήματος ανά Περιφερειακή ενότητα για την ομάδα των αειφύλλων πλατυφύλλων (*Q. ilex*).



Εικόνα 3.1.9. Προσαρμοσμένη μεταβολή (%) ενδιαιτήματος ανά Περιφερειακή ενότητα για την ομάδα των φυλλοβόλων πλατυφύλλων (*Q. pubescens, Q. frainetto, F. sylvatica*).

Περιορισμοί της μεθοδολογικής προσέγγισης που ακολουθήθηκε

Όπως έχει ήδη αναφερθεί η χρήση των SDM για προσδιορισμό της τρωτότητας των δασικών οικοσυστημάτων στην κλιματική αλλαγή χαρακτηρίζεται από μία σειρά περιορισμών/παραδοχών οι οποίοι προσδίδουν αβεβαιότητα στις προβλέψεις τους. Πιο συγκεκριμένα και όσον αφορά στα αποτελέσματα του συγκεκριμένου Κεφαλαίου ένας από τους βασικούς περιορισμούς προέρχεται από το μη σταθμισμένο μέγεθος καταγραφών για τα είδη ενδιαφέροντος. Για παράδειγμα ενώ περισσότερα από 1000 σημεία παρουσίας χρησιμοποιήθηκαν για την εκπαίδευση των μοντέλων των *P. halepensis*, *P. nigra, Q. ilex, Q. pubescens* και *F. sylvatica,* μόνο 39 και 38 χρησιμοποιήθηκαν αντίστοιχα για τα *A. cephalonica* και *P. brutia*. Αν και αυτό είναι

αναμενόμενο για την ενδημική Κεφαλληνιακή ελάτη, δεν ισχύει το ίδιο για την *P. brutia* στην οποία ο λόγος των περιορισμένων σημείων παρουσίας οφείλεται στο ότι η βάση δεδομένων EU-forest περιλαμβάνει καταγραφές σε χώρες που ανήκουν διοικητικά και όχι βιογεωγραφικά στην Ευρωπαϊκή ήπειρο. Επιπλέον, στην ανάλυση που παρουσιάστηκε αναφέρονται αποτελέσματα με χρήση μόνο ενός κλιματικού μοντέλου για τις δύο περιόδους αναφοράς και τα δύο κλιματικά σενάρια. Η συμβατική οδός θα ήταν να χρησιμοποιηθούν περισσότερα από ένα κλιματικά μοντέλα και στο τέλος να γίνει συγκερασμός των επιμέρους αποτελεσμάτων με τεχνικές ensemble modelling. Η ίδια λογική ισχύει και όσον αφορά στη χρήση μόνο ενός (ΜΕ) αλγορίθμου εκτίμησης καταλληλότητας ενδιαιτήματος. Επομένως προτείνεται σε μελλοντική επανάληψη των προσομοιώσεων η ενσωμάτωση αβεβαιότητας που αφορά τόσο στους αλγορίθμους καταλληλότητας ενδιαιτήματος, όσο και στη διακύμανση των προβλέψεων αλλαγής του κλίματος.

Οι προσομοιώσεις που πραγματοποιήθηκαν δεν ενσωματώνουν τον παράγοντα των περιβαλλοντικών διαταραχών και κυρίως της φωτιάς. Είναι πλέον επιστημονικά αποδεκτό ότι η φωτιά είναι ένας περιβαλλοντικός παράγοντας ενσωματωμένος στη λειτουργία των μεσογειακού κλίματος οικοσυστημάτων, έχοντας καθορίσει τα πρότυπα κατανομής τους, τη χλωριδική τους ποικιλότητα και τις προσαρμογές τους (Cowling *et al.* 1996, Keeley *et al.* 2011). Ίσως η σημαντικότερη προσαρμογή να είναι ο μηχανισμός μεταπυρικής αναγέννησης που διαθέτουν, ο οποίος καθορίζει και τη δυναμική των πληθυσμών των φυτικών ειδών. Από τα οκτώ είδη με τα οποία διαπραγματεύεται η παρούσα εργασία, τα δύο μεσογειακά πεύκα *P. halepensis* και *P. brutia* είναι χαρακτηριστικά πυροπροσαρμοσμένα είδη, των οποίων η αναγέννηση εξαρτάται σχεδόν αποκλειστικά από τη φωτιά (Ne'eman and Arianoutsou 2021). Με την αναμενόμενη εντατικοποίηση του καθεστώτος φωτιάς υπό τις ξηρότερες μελλοντικές συνθήκες (Moriondo *et al.* 2006, Rovithakis *et al.* 2022), πυροεπαγόμενα είδη θα μπορούσαν έως ένα σημείο να ευνοηθούν σε αντίθεση με είδη που δεν εμφανίζουν προσαρμογές στην δράση της φωτιάς. Για παράδειγμα έρευνες δείχνουν ότι η *P. nigra* ενδεχομένως να είχε ευρύτερη εξάπλωση κατά την περίοδο του Ολόκαινου σε κάποιες περιοχές της Μεσογείου, όταν το μέσο διάστημα επαναφοράς της φωτιάς ήταν περίπου 200 χρόνια (Morales-Molino *et al.* 2017). Φαίνεται δηλαδή πως η συχνότητα της φωτιάς καθόριζε την γεωγραφική εξάπλωση και του είδους αυτού, το οποίο είναι ανθεκτικό στις φωτιές επιφανείας λόγω του μεγάλου πάχους του φλοιού που διαθέτει (Christopoulou *et al.* 2013). Στην περίπτωση της Κεφαλληνιακής ελάτης, στην οποία η μοναδική οδός φυσικής ανασύστασης του πληθυσμού της μετά από φωτιά είναι μέσω διασποράς σπερμάτων από γειτονικές άκαυτες συστάδες (Christopoulou *et al.* 2018), η εντατικοποίηση του καθεστώτος της φωτιάς ίσως δημιουργήσει εντονότερα προβλήματα. Στον αντίποδα, είδη όπως οι δρύες που μελετήθηκαν, αναγεννώνται μέσω αναβλάστησης και όχι φύτρωσης σπερμάτων, καθιστώντας πιθανότατα λιγότερο σημαντικό το ρόλο της φωτιάς. Επομένως η ενσωμάτωση αλλαγών στο καθεστώς πυρκαγιάς στα αποτελέσματα

του συγκεκριμένου Κεφαλαίου παρουσιάζει τόσο ερευνητικό όσο και διαχειριστικό ενδιαφέρον. Τα ζητήματα αυτά αποτελούν ερευνητικά ερωτήματα προς περαιτέρω διερεύνηση στην κατεύθυνση της μελέτης της εκτιμώμενης ανθεκτικότητας των κύριων δασικών ειδών υπό συνθήκες κλιματικής αλλαγής.

3.1.5 Συμπεράσματα

Στο παρόν Κεφάλαιο παρουσιάστηκαν αποτελέσματα από την εφαρμογή μοντέλων κατανομής ειδών σε οκτώ σημαντικά/κυρίαρχα δασικά είδη της Ελλάδας (Fyllas *et al.* 2022). Σε γενικές γραμμές είδη της ευμεσογειακής ζώνης, τα οποία χαρακτηρίζονται από υψηλότερη ανθεκτικότητα στην ξηρασία, αναμένεται να υποστούν ηπιότερες απώλειες στα κατάλληλα ενδιαιτήματά τους. Τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης είναι ενδεικτικά, καθώς αρκετά σημαντικά είδη που εμφανίζονται στα δασικά οικοσυστήματα της Ελλάδας και τα οποία μάλιστα σε πολλές περιπτώσεις αλληλεπιδρούν συνεργιστικά ή ανταγωνιστικά στη φύση με τα εξεταζόμενα είδη, δεν έχουν συμπεριληφθεί στις προσομοιώσεις. Επιπλέον, τα αποτελέσματα στηρίζονται στην εφαρμογή ενός μόνο αλγόριθμου πρόβλεψης με σενάρια αλλαγής κλίματος από ένα μόνο κλιματικό μοντέλο. Επομένως, μελλοντικές έρευνες θα ήταν καλό να ενσωματώσουν περισσότερα είδη, μεγαλύτερη ποικιλία μοντέλων κατανομής ειδών και περισσότερα αποτελέσματα από κλιματικά μοντέλα προκειμένου να προσδιοριστεί η αβεβαιότητα των προβλέψεων.

Ευχαριστίες

Ευχαριστούμε τον Θ. Κοντό για τη βοήθεια στην οπτικοποίηση των χαρτών και τους Χ. Σαζεϊδη, Θ. Κουφάκη, Γ. Σπύρογλου για τη βοήθεια στην οργάνωση της βάσης δεδομένων παρουσίας των ειδών.

Ξενόγλωσση

Ackerly DD 2003. Community assembly, niche conservatism, and adaptive evolution in changing environments. *Int. J. Plant Sci.* 164:S165-84. https://doi.org/10.1086/368401

Aiello-Lammens ME, Boria RA, Radosavljevic A, Vilela B, Anderson RP 2015. spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*. 38:541–545. https://doi.org/10.1111/ecog.01132

Anderson JT 2016. Plant fitness in a rapidly changing world. *New Phytol.* 210: 81–87. https://doi.org/10.1111/nph.13693

Antúnez P, Suárez-Mota ME, Valenzuela-Encinas C, Ruiz-Aquino F 2018. The Potential Distribution of Tree Species in Three Periods of Time under a Climate Change Scenario. *Forests* 9:628. https://doi.org/10.3390/f9100628

Araújo MB, New M 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol. Evol.*. 22:42–47. https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010

Aravanopoulos F, Alizoti P (Evi), Tourvas N, Malliarou E, Avramidou E, Korompoki I-V, Kotina V-M, Barbas V, Far Sakoglou A-M 2019. Overview on Forest Genetic Monitoring (FGM) Including Case Studies on FGM for Two Species from Greece: Conservation of Genetic Resources. In: Advances in Global Change Research. [place unknown]; p. 401–407. https://doi.org/10.1007/978-3-319-95267-3_33

Aravanopoulos FA, Alizoti PG, Farsakoglou AM, Malliarou E, Avramidou EV, Tourvas N 2019. State of biodiversity and forest genetic resources in Greece in relation to conservation. *Adv. Global Change Res.* 65:73-86.

Aussenac G 2002. Ecology and ecophysiology of circum-Mediterranean firs in the context of climate change. *Ann For Sci*. 59(8):823–832. https://doi.org/10.1051/forest:2002080

Bantis F, Graap J, Früchtenicht E, Bussotti F, Radoglou K, Brüggemann W 2021. Field Performances of Mediterranean Oaks in Replicate Common Gardens for Future Reforestation under Climate Change in Central and Southern Europe: First Results from a Four-Year Study. *Forests* 12:678. https://doi.org/10.3390/f12060678

Bantis F, Radoglou K, Brüggemann W 2019. Differential ecophysiological responses to seasonal drought of three co-existing oak species in northern Greece. *Plant Biosystems* 153:378–384. https://doi.org/10.1080/11263504.2018.1492990

Baquedano FJ and Castillo FJ 2007. Drought tolerance in the Mediterranean species *Quercus coccifera*, *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, and *Juniperus phoenicea*. *Photosynthetica*. 45:229, https://doi.org/10.1007/s11099-007-0037-x.

Barbero M, Loisel R, Quézel P 1992. Biogeography, ecology and history of Mediterranean *Quercus ilex* ecosystems. In: Romane F, Terradas J (eds). *Quercus ilex* L ecosystems: function, dynamics and management [Internet]. Dordrecht: Springer Netherlands [Accessed 23 May 2022], p. 19–34. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2836-2_2.

Bella E, Liepelt S, Parducci L, Drouzas AD 2015. Genetic insights into the hybrid origin of Abies × borisii-regis Mattf. *Plant Syst Evol.* 301:749–759. https://doi.org/10.1007/s00606-014-1113-x.

Benito Garzón M, Robson TM, Hampe A 2019. ΔTraitSDMs: species distribution models that account for local adaptation and phenotypic plasticity. *New Phytol.* 222:1757–1765. https://doi.org/10.1111/nph.15716.

Bergmeier E 2002. Plant communities and habitat differentiation in the Mediterranean coniferous woodlands of Mt. Parnon (Greece). *Folia Geobot*. 37:309–331. https://doi.org/10.1007/BF02805214.

Bergmeier E and Dimopoulos P 2001. Fagus sylvatica Forest Vegetation in Greece: Syntaxonomy and Gradient Analysis. *J. Veg. Sci.* 12:109–126. https://doi.org/10.2307/3236679.

Box EO 1981. Predicting physiognomic vegetation types with climate variables. *Vegetatio* 45:127–139. https://doi.org/10.1007/BF00119222.

Box EO 1996. Plant functional types and climate at the global scale. *J. Veg..Science* 7:309–320. https://doi.org/10.2307/3236274.

Calama R, Manso R, Lucas-Borja ME, Espelta JM, Piqué M, Bravo F, Peso C del, Pardos M 2017. Natural regeneration in Iberian pines: A review of dynamic processes and proposals for management. *Forest Systems* 26:eR02S-eR02S. https://doi.org/10.5424/fs/2017262-11255.

Camarero J and Rubio-Cuadrado Á 2020. Relating Climate, Drought and Radial Growth in Broadleaf Mediterranean Tree and Shrub Species: A New Approach to Quantify Climate-Growth Relationships. *Forests* 11:1250. https://doi.org/10.3390/f11121250.

Camarero JJ, Manzanedo RD, Sanchez-Salguero R, Navarro-Cerrillo RM 2013. Growth response to climate and drought change along an aridity gradient in the southernmost *Pinus nigra* relict forests. *Ann. For. Sci.* 70:769–780. https://doi.org/10.1007/s13595-013-0321-9.

Chambel MR, Climent J, Pichot C, Ducci F 2013. Mediterranean Pines (*Pinus halepensis* Mill. and *brutia* Ten.). In: Pâques LE (ed). Forest Tree Breeding in Europe: Current State-of-the-Art and Perspectives [Internet]. Dordrecht: Springer Netherlands [Accessed: 9 May 2022], p. 229–265. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6146-9_5.

Chatziphilippidis G and Spyroglou G 2006. Modelling the Growth of *Quercus frainetto* in Greece. In: Hasenauer H (ed). Sustainable Forest Management: Growth Models for Europe [Internet]. Berlin, Heidelberg: Springer [Accessed: 23 May 2022], p. 373–395. https://doi.org/10.1007/3-540-31304-4_21.

Chave J 2013. The problem of pattern and scale in ecology: what have we learned in 20 years? *Ecology Letters* 16(s1):4–16. https://doi.org/10.1111/ele.12048.

Christopoulou A, Fulé PZ, Andriopoulos P, Sarris D, Arianoutsou M 2013. Dendrochronology-based fire history of *Pinus nigra* forests in Mount Taygetos, Southern Greece. *For. Ecol. Manag.* 293:132–139. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.048.

Christopoulou A, Fyllas NM, Andriopoulos P, Koutsias N, Dimitrakopoulos PG, Arianoutsou M 2014. Post-fire regeneration patterns of *Pinus nigra* in a recently burned area in Mount Taygetos, Southern Greece: The role of unburned forest patches. *For. Ecol. Manag.* 327:148–156. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.006.

Christopoulou A, Kazanis D, Fyllas NM, Arianoutsou M 2018. Post-fire recovery of *Abies cephalonica* forest communities: the case of Mt Parnitha National Park, Attica, Greece. *iForest - Biogeosci. Forestry*. 11:757. https://doi.org/10.3832/ifor2744-011.

Christopoulou A, Sazeidis Ch, Fyllas NM 2021. Size-mediated effects of climate on tree growth and mortality in Mediterranean Brutia pine forests. *Sci. Total Environ.* 812(5):151463, doi:10.1016/j.scitotenv.2021.151463.

Colangelo M, Camarero JJ, Borghetti M, Gazol A, Gentilesca T, Ripullone F 2017. Size Matters a Lot: Drought-Affected Italian Oaks Are Smaller and Show Lower Growth Prior to Tree Death. *Front. Plant Sci.* 8, https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fpls.2017.00135.

Colangelo M, Camarero JJ, Borghetti M, Gentilesca T, Oliva J, Redondo M-A, Ripullone F 2018. Drought and Phytophthora Are Associated With the Decline of Oak Species in Southern Italy. *Front. Plant Sci.* 9. https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fpls.2018.01595.

Cornwell WK and Grubb PJ 2003. Regional and local patterns in plant species richness with respect to resource availability *Oikos* 100:417–428.

Cowling RM, Rundel PW, Lamont BB, Kalin Arroyo M, Arianoutsou M 1996. Plant diversity in mediterranean-climate regions. *Trends Ecol. Evol*. 11:362–366. https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)10044-6.

Daskalakou EN, Koutsovoulou K, Ioannidis K, Koulelis PP, Ganatsas P, Thanos CA 2019. Masting and regeneration dynamics of *Abies cephalonica*, the Greek endemic silver fir. *Seed Sci. Res*. 29:227–237. https://doi.org/10.1017/S0960258519000205.

de Dato GD, Teani A, Mattioni C, Aravanopoulos F, Avramidou EV, Stojnic S, Ganopoulos I, Belletti P, Ducci F 2020. Genetic Analysis by nuSSR Markers of Silver Birch (*Betula pendula* Roth) Populations in Their Southern European Distribution Range. *Front. Plant Sci.* 11:310. https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00310.

Deligöz A, Bayar E, Genç M, Karatepe Y 2021. Differences in water relations and total carbohydrate content between precommercially thinned and unthinned *Pinus nigra* subsp. *pallasiana* stands. *J. For. Sci.* 67(3):125–133. https://doi.org/10.17221/132/2020-JFS.

de Rigo D, Caudullo G 2016. *Quercus ilex* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: European Atlas of Forest Tree Species. San-Miguel-Ayanz J, de Rigo D, Caudullo G, Houston Durrant T, Mauri A (eds), Publication Office of the European Union, Luxembourg.

Des Roches S, Post DM, Turley NE, Bailey JK, Hendry AP, Kinnison MT, Schweitzer JA, Palkovacs EP 2018. The ecological importance of intraspecific variation. *Nat. Ecol. Evol.* 2:57–64. https://doi.org/10.1038/s41559-017-0402-5.

Duckworth JC, Kent M, Ramsay PM 2000. Plant functional types: an alternative to taxonomic plant community description in biogeography? *Prog. Phys. Geogr*. 24:515–542. https://doi.org/10.1177/030913330002400403.

Duncan, EJ, Gluckman, PD, Dearden PK 2014. Epigenetics, plasticity, and evolution: How do we link epigenetic change to phenotype?. *J. Exp. Zool.* 322:208-220.

Dunne JP, Horowitz LW, Adcroft AJ, Ginoux P, Held IM, John JG, Krasting JP, Malyshev S, Naik V, Paulot F, *et al.* 2020 The GFDL Earth System Model Version 4.1 (GFDL-ESM 4.1): Overall Coupled Model Description and Simulation Characteristics *J. Adv. Model. Earth Systems* 12:e2019MS002015.

Dyderski MK, Paź S, Frelich LE, Jagodziński AM 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Glob Chang Biol*. 24:1150–1163. https://doi.org/10.1111/gcb.13925.

Elith J, Leathwick JR 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Ann.Rev. Ecol. Evol. System*. 40:677–697. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159.

Enescu C, de Rigo D, Caudullo G, Durrant T 2016. *Pinus nigra* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: [place unknown].

Fotelli MN, Rennenberg H, Geßler A 2002. Effects of Drought on the Competitive Interference of an Early Successional Species (*Rubus fruticosus*) on *Fagus sylvatica* L. Seedlings: 15N Uptake and Partitioning, Responses of Amino Acids and other N Compounds. *Plant Biol.* 4:311–320. https://doi.org/10.1055/s-2002-32334.

Frankis M 1999. 367. PINUS BRUTIA: Pinaceae. Curtis's Botanical Magazine. 16:173–184.

Franklin J 2010. Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction [Internet]. Cambridge: Cambridge University Press [Accessed: 3 January 2022]. https://doi.org/10.1017/CBO9780511810602.

Früchtenicht E, Neumann L, Klein N, Bonal D, Brüggemann W 2018. Response of *Quercus robur* and two potential climate change winners—*Quercus pubescens* and *Quercus ilex*—to two years summer drought in a semi-controlled competition study: I—Tree water status. *Environ. Exp. Bot.* 152:107–117. https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2018.01.002.

Fyllas NM, Christopoulou A, Galanidis A, Michelaki CZ, Dimitrakopoulos PG, Fulé PZ, Arianoutsou M 2017a. Tree growth-climate relationships in a forest-plot network on Mediterranean mountains. *Sci. Total Environ.* 598:393–403. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.145.

Fyllas NM, Christopoulou A, Galanidis A, Michelaki CZ, Giannakopoulos C, Dimitrakopoulos PG, Arianoutsou M, Gloor M 2017b. Predicting species dominance shifts across elevation gradients in mountain forests in Greece under a warmer and drier climate. *Reg. Environ. Change*. 17:1165–1177. https://doi.org/10.1007/s10113-016-1093-1.

Fyllas NM, Dimitrakopoulos PG, Troumbis AY 2008. Regeneration dynamics of a mixed Mediterranean pine forest in the absence of fire. *For. Ecol. Manag.* 256:1552–1559. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.046.

Fyllas NM, Koufaki T, Sazeides CI, Spyroglou G, Theodorou K 2022. Potential Impacts of Climate Change on the Habitat Suitability of the Dominant Tree Species in Greece. *Plants* 11:1616. https://doi.org/10.3390/plants11121616.

Fyllas NM, Michelaki C, Galanidis A, Evangelou E, Zaragoza-Castells J, Dimitrakopoulos PG, Tsadilas C, Arianoutsou M, Lloyd J 2020. Functional Trait Variation Among and Within

Species and Plant Functional Types in Mountainous Mediterranean Forests. *Front. Plant Sci*. 11. https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00212.

Fyllas NM, Politi PI, Galanidis A, Dimitrakopoulos PG, Arianoutsou M 2010. Simulating regeneration and vegetation dynamics in Mediterranean coniferous forests. *Ecol. Model.* 221:1494-504. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.03.003.

Ganopoulos I, Aravanopoulos FA, Argiriou A, Kalivas A, Tsaftaris A 2011. Is the genetic diversity of small scattered forest tree populations at the southern limits of their range more prone to stochastic events? A wild cherry case study by microsatellite-based markers. *Tree Genet. Genomes* 7:1299–1313. https://doi.org/10.1007/s11295-011-0414-2.

Ganopoulos IV, Aravanopoulos FA, Tsaftaris A 2013. Genetic differentiation and gene flow between wild and cultivated *Prunus avium*: an analysis of molecular genetic evidence at a regional scale. *Plant Biosyst.* 147:678-685. https://doi.org/10.1080/11263504.2012.751065.

Geßler A, Keitel C, Kreuzwieser J, Matyssek R, Seiler W, Rennenberg H 2007. Potential risks for European beech (Fagus sylvatica L.) in a changing climate. *Trees*. 21:1–11. https://doi.org/10.1007/s00468-006-0107-x.

Grinnell J 1917. The Niche-Relationships of the California Thrasher. *The Auk*. 34:427–433. https://doi.org/10.2307/4072271.

Guehl JM, Aussenac G, Bouachrine J, Zimmermann R, Pennes JM, Ferhi A, Grieu P 1991. Sensitivity of leaf gas exchange to atmospheric drought, soil drought, and water-use efficiency in some Mediterranean Abies species. *Can. J. For. Res.* 21:1507–1515. https://doi.org/10.1139/x91-211.

Guillera-Arroita G, Lahoz-Monfort JJ, Elith J, Gordon A, Kujala H, Lentini PE, McCarthy MA, Tingley R, Wintle BA 2015. Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications: Matching distribution models to applications. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24:276–292. https://doi.org/10.1111/geb.12268.

Guisan A and Thuiller W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Let*. 8:993–1009. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x.

Hacket-Pain AJ and Friend AD 2017. Increased growth and reduced summer drought limitation at the southern limit of Fagus sylvatica L., despite regionally warmer and drier conditions. *Dendrochronologia* 44:22–30. https://doi.org/10.1016/j.dendro.2017.02.005.

Hao T, Elith J, Lahoz-Monfort JJ, Guillera-Arroita G 2020. Testing whether ensemble modelling is advantageous for maximising predictive performance of species distribution models. *Ecography* 43:549–558. https://doi.org/10.1111/ecog.04890.

Heliotis FD, Karandinos MG, Whiton JC 1988. Air pollution and the decline of the fir forest in Parnis National Park, near Athens, Greece. *Environ. Pollut.* 54:29–40. https://doi.org/10.1016/0269-7491(88)90173-X.

Hijmans RJ, Phillips S, Elith JL and J 2021. dismo: Species Distribution Modeling [Internet]. [place unknown] [Accessed: 4 January 2022]. https://CRAN.R-project.org/package=dismo

Hutchinson GE 1957. Concluding Remarks. Cold Spring Harb Symp Quant Biol. 22:415–427. https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039.

John R, Dalling JW, Harms KE, Yavitt JB, Stallard RF, Mirabello M, Hubbell SP, Valencia R, Navarrete H, Vallejo M, Foster RB 2007. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. PNAS 104:864–869. https://doi.org/10.1073/pnas.0604666104.

Karger DN, Conrad O, Böhner J, Kawohl T, Kreft H, Soria-Auza RW, Zimmermann NE, Linder HP, Kessler M 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data* 4:170122. https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122.

Kazanis D and Arianoutsou M 2004. Long-term post-fire vegetation dynamics in *Pinus halepensis* forests of Central Greece: A functional group approach. *Plant Ecol*. 171:101–121. https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000029376.15741.b4.

Keeley JE, Pausas JG, Rundel PW, Bradstock RA, Bond WJ, (eds)2011. Mediterranean-type Climate Ecosystems and Fire. In: Fire in Mediterranean Ecosystems: Ecology, Evolution and Management [Internet]. Cambridge: Cambridge University Press [Accessed: 23 May 2022], p. 3–29. https://doi.org/10.1017/CBO9781139033091.002.

Klein T, Cohen S, Yakir D 2011. Hydraulic adjustments underlying drought resistance of *Pinus halepensis*. *Tree Physiol.* 31:637–648. https://doi.org/10.1093/treephys/tpr047.

Konstantinidis P, Chatziphilippidis G, Tsiourlis G, Tsiontsis A 2002. Taxonomy and ecology of plant communities of *Quercus frainetto* Ten. (*Q. conferta* Kit.) forests in Greece. *Isr. J Plant Sci*. [Internet] [Accessed: 25 May 2022]. https://doi.org/10.1560%2F45PR-X4MC-CLYG-CGVJ.

Koutavas A 2013. CO2 fertilization and enhanced drought resistance in Greek firs from Cephalonia Island, Greece. *Global Change Biology.* 19:529–539. https://doi.org/10.1111/gcb.12053.

Kramer K, Degen B, Buschbom J, Hickler T, Thuiller W, Sykes MT, de Winter W. 2010. Modelling exploration of the future of European beech (*Fagus sylvatica* L.) under climate change—Range, abundance, genetic diversity and adaptive response. *For. Ecol. Manag.* 259:2213–2222. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.023.

Larcher W 2000. Temperature stress and survival ability of Mediterranean sclerophyllous plants. *Plant Biosyst.* 134:279–295. https://doi.org/10.1080/11263500012331350455.

Laurance WF 2019. The Anthropocene. *Current Biol*. 29:R953–R954. https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.07.055.

Le Houerou HN 2004. An Agro-Bioclimatic Classification of Arid and Semiarid Lands in the Isoclimatic Mediterranean Zones. *Arid. Land Res. Manag.* 18:301–346. https://doi.org/10.1080/15324980490497302.

Leuschner C 2020. Drought response of European beech (Fagus sylvatica L.)—A review.. *PPEES* 47:125576. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2020.125576.

Linares JC and Tíscar PA 2010. Climate change impacts and vulnerability of the southern populations of *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*. *Tree Physiol.* 30:795–806. https://doi.org/10.1093/treephys/tpq052.

Liu C, Berry PM, Dawson TP, Pearson RG 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*. 28:385–393. https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.03957.x.

Lobo-do-Vale R, Kurz Besson C, Caldeira MC, Chaves MM, Pereira JS 2019. Drought reduces tree growing season length but increases nitrogen resorption efficiency in a Mediterranean ecosystem. *Biogeosciences* 16:1265–1279. https://doi.org/10.5194/bg-16-1265-2019.

Markalas S 1992. Site and stand factors related to mortality rate in a fir forest after a combined incidence of drought and insect attack. *For. Ecol. Manag.* 47:367–374. https://doi.org/10.1016/0378-1127(92)90286-I.

Martin -Benito D, Del Río M, Heinrich I, Helle G, Cañellas I 2010. Response of climate-growth relationships and water use efficiency to thinning in a *Pinus nigra* afforestation. *For. Ecol. Manag.* 259:67–975. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.001.

Martin-Benito D, Kint V, del Río M, Muys B, Cañellas I 2011. Growth responses of West-Mediterranean Pinus nigra to climate change are modulated by competition and productivity: Past trends and future perspectives. *For. Ecol. Manag*. 262:1030–1040. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.05.038.

Martinez del Castillo E, Zang CS, Buras A, Hacket-Pain A, Esper J, Serrano-Notivoli R, Hartl C, Weigel R, Klesse S, Resco de Dios V, *et al.* 2022. Climate-change-driven growth decline of European beech forests. *Commun Biol*. 5:1–9. https://doi.org/10.1038/s42003-022-03107-3.

Masson-Delmotte V, Zhai P, Pirani A, Connors SL, Péan C, Berger S, Caud N, Chen Y, Goldfarb L, Gomis MI, *et al.* (eds) 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [place unknown]: Cambridge University Press.

Mastrogianni A, Kallimanis AS, Chytrý M, Tsiripidis I 2019. Phylogenetic diversity patterns in forests of a putative refugial area in Greece: A community level analysis. *For. Ecol. Manag*. 446:226–237. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.044.

Matesanz S, Gianoli E, Valladares F 2010. Global change and the evolution of phenotypic plasticity in plants. Annals of the New York Academy of Sciences. 1206:35–55. https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05704.x.

Mauri A, Strona G, San-Miguel-Ayanz J 2017. EU-Forest, a high-resolution tree occurrence dataset for Europe. *Sci Data* 4:160123. https://doi.org/10.1038/sdata.2016.123.

Merow C, Smith MJ, Silander Jr JA 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*. 36(10):1058–1069. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x.

Metzger MJ, Bunce RGH, Jongman RHG, Sayre R, Trabucco A, Zomer R 2013. A high-resolution bioclimate map of the world: a unifying framework for global biodiversity research and monitoring. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 22:630–638. https://doi.org/10.1111/geb.12022.

Mitrakos K 1980. A theory for Mediterranean plant life [evergreen sclerophyllous shrubs, climatic stresses, Mediterranean climate]. *Acta Oecol.-Oecol. Plant*. 1(3):245-252.

Morales-Molino C, Tinner W, García-Antón M, Colombaroli D 2017. The historical demise of *Pinus nigra* forests in the Northern Iberian Plateau (south-western Europe). *J. Ecol.* 105:634–646. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12702.

Moriondo M, Good P, Durao R, Bindi M, Giannakopoulos C, Corte-Real J 2006. Potential impact of climate change on fire risk in the Mediterranean area. *Clim. Res.* 31:85–95.

Moulopoulos Ch 1965. The beech forests of Greece – Part A: The beech species and their distribution in Greece. Thessaloniki, Aristotelian University of Thessaloniki, Scientific Annals of School of Agriculture and Forestry: 88 p.

Mudereri BT, Mukanga C, Mupfiga ET, Gwatirisa C, Kimathi E, Chitata T 2020. Analysis of potentially suitable habitat within migration connections of an intra-African migrant-the Blue Swallow (Hirundo atrocaerulea). *Ecol. Inform.* 57:101082. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101082.

Ne'eman G and Arianoutsou M 2021. Mediterranean Pines – Adaptations to Fire. In: Ne'eman G, Osem Y (eds). Pines and Their Mixed Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin [Internet]. Cham: Springer International Publishing [Accessed: 23 May 2022]. p. 457–480. https://doi.org/10.1007/978-3-030-63625-8_22.

Nicotra AB, Atkin OK, Bonser SP, Davidson AM, Finnegan EJ, Mathesius U, Poot P, Purugganan MD, Richards CL, Valladares F, van Kleunen M 2010. Plant phenotypic plasticity in a changing climate. *Trends Plant Sci.* 15:684–692. https://doi.org/10.1016/j.tplants.2010.09.008.

Nix HA 1986 A Biogeographic Analysis of Australian Elapid Snakes. In: Longmore, R., Ed., Atlas of Elapid Snakes of Australia. Australian Flora and Fauna Series No. 7, Australian Government Publishing Service, Canberra, 4-15.

Noble DW, Radersma R, Uller T 2019. Plastic responses to novel environments are biased towards phenotype dimensions with high additive genetic variation. PNAS 116:13452-13461.

Panagos P, Van Liedekerke M, Jones A, Montanarella L 2012. European Soil Data Centre: Response to European policy support and public data requirements. *Land Use Policy* 29:329–338. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.07.003.

Papadopoulos A 2016. Tree-ring patterns and climate response of Mediterranean fir populations in Central Greece. *Dendrochronologia* 40:17–25. https://doi.org/10.1016/j.dendro.2016.05.005.

Papadopoulos A, Serre-Bachet F, Tessier L 2001. Tree ring to climate relationships of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) in Greece. *Ecol. Medit.* 27:89–98. https://doi.org/10.3406/ecmed.2001.1908.

Paulsen J and Körner C 2014. A climate-based model to predict potential treeline position around the globe. *Alp. Botany* 124:1–12. https://doi.org/10.1007/s00035-014-0124-0.

Pausas JG 2003. The effect of landscape pattern on Mediterranean vegetation dynamics: A modelling approach using functional types. *J. Veg. Sci.* 14:365–374. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02162.x.

Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190:231–259. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026.

Phillips SJ, Dudík M, Elith J, Graham CH, Lehmann A, Leathwick J, Ferrier S 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecol. Appl.* 19:181–197. https://doi.org/10.1890/07-2153.1.

Piovesan G, Biondi F, Filippo AD, Alessandrini A, Maugeri M 2008. Drought-driven growth reduction in old beech (*Fagus sylvatica* L.) forests of the central Apennines, Italy. *Glob. Change Biol*. 14:1265–1281. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01570.x.

Polemis E, Dimou DM, Fryssouli V, Zervakis GI 2019. Diversity of saproxylic basidiomycetes in *Quercus ilex* woodlands of central and insular Greece. *Plant Biosyst.* 153:385–397. https://doi.org/10.1080/11263504.2018.1492991.

Poulter B, Ciais P, Hodson E, Lischke H, Maignan F, Plummer S, Zimmermann NE 2011. Plant functional type mapping for earth system models. *Geosci. Model Dev*. 4:993–1010. https://doi.org/10.5194/gmd-4-993-2011.

Raftoyannis Y and Spanos I 2015. Regeneration of *Abies cephalonica* Loudon after a Large Fire in Central Greece. South-east European forestry : *SEEFOR* 6:5–14. https://doi.org/10.15177/seefor.15-04.

Raftoyannis Y, Spanos I, Radoglou K 2008. The decline of Greek fir (*Abies cephalonica* Loudon): Relationships with root condition. *Plant Biosyst*. 142(2):386–390. https://doi.org/10.1080/11263500802151017.

Rovithakis A, Grillakis MG, Seiradakis KD, Giannakopoulos C, Karali A, Field R, Lazaridis M, Voulgarakis A 2022. Future climate change impact on wildfire danger over the Mediterranean: the case of Greece. *Environ. Res. Lett.* 17:045022. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac5f94.

Sabaté S, Gracia CA, Sánchez A 2002. Likely effects of climate change on growth of *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* and *Fagus sylvatica* forests in the Mediterranean region. *For. Ecol. Manag.* 162:23–37. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00048-8.

Sage RF, Kubien DS 2007. The temperature response of C3 and C4 photosynthesis. *Plant Cell Environ.* 30:1086–1106. https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2007.01682.x.

Salvatore P, de Rigo D, Caudullo G 2016. *Quercus pubescens* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: European Atlas of Forest Tree Species. San-Miguel-Ayanz J, Daniele de Rigo D, Giovanni Caudullo G, Tracy Houston Durrant T, Achille Mauri A (eds), Publication Office of the European Union, Luxembourg.

Sánchez-Salguero R, Colangelo M, Matías L, Ripullone F, Camarero JJ 2020. Shifts in Growth Responses to Climate and Exceeded Drought-Vulnerability Thresholds

Characterize Dieback in Two Mediterranean Deciduous Oaks. *Forests* 11:714. https://doi.org/10.3390/f11070714.

Sanmartín I 2012. Historical Biogeography: Evolution in Time and Space. *Evo. Edu. Outreach*. 5:555–568. https://doi.org/10.1007/s12052-012-0421-2.

Sarris D, Christodoulakis D, Körner C 2007. Recent decline in precipitation and tree growth in the eastern Mediterranean. *Global Change Biol.* 13:1187–1200. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01348.x.

Sarris D, Christodoulakis D, Körner C 2011. Impact of recent climatic change on growth of low elevation eastern Mediterranean forest trees. *Clim. Change* 106:203–223. https://doi.org/10.1007/s10584-010-9901-y.

Savi T, Casolo V, Dal Borgo A, Rosner S, Torboli V, Stenni B, Bertoncin P, Martellos S, Pallavicini A, Nardini A 2019. Drought-induced dieback of *Pinus nigra*: a tale of hydraulic failure and carbon starvation. *Conserv. Physiol.* 7:coz012. https://doi.org/10.1093/conphys/coz012.

Scharnweber T, Manthey M, Criegee C, Bauwe A, Schröder C, Wilmking M 2011. Drought matters – Declining precipitation influences growth of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in north-eastern Germany. *For. Ecol. Manag.* 262:947–961. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.05.026.

Silvertown J 2004. Silvertown J. Plant coexistence and the niche. *Trends Ecol Evol* 19:605-611. *TREE* 19:605–611. https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.09.003.

Strid A, Tan K 2002. Flora Hellenica: vol. 2. Ruggell: Koeltz Scientific Books.

Svenning J-C, Skov F 2004. Limited filling of the potential range in European tree species. *Ecol. Lett.* 7:565–573. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00614.x.

Tegel W, Seim A, Hakelberg D, Hoffmann S, Panev M, Westphal T, Büntgen U 2014. A recent growth increase of European beech (*Fagus sylvatica* L.) at its Mediterranean distribution limit contradicts drought stress. *Eur. J. For. Res.* 133(1):61–71. https://doi.org/10.1007/s10342-013-0737-7.

Terradas J and Savé R 1992. The Influence of Summer and Winter Stress and Water Relationships on the Distribution of *Quercus ilex* L. *Vegetatio*. 99/100:137–145.

Tjoelker MG, Oleksyn J, Reich PB 2001. Modelling respiration of vegetation: evidence for a general temperature-dependent Q10. *Global Change Biol*. 7:223–230. https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2001.00397.x

Tsitsoni T and Karagiannakidou V 2000. Site quality and stand structure in *Pinus halepensis* forests of north Greece. *J. For.* 73:51–64. https://doi.org/10.1093/forestry/73.1.51.

Van Horn B 2002. Approaches to habitat modelling: the tensions between pattern and process and between specificity and generality. In: Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale. Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B.,Raphael, M.G., Wall, W.A. & Samson, F.B. (eds). Island Press, Covelo, CA, pp. 63–72.

Valladares F, Matesanz S, Guilhaumon F, Araújo MB, Balaguer L, Benito-Garzón M, Cornwell W, Gianoli E, van Kleunen M, Naya DE *et al.* 2014. The effects of phenotypic plasticity and local adaptation on forecasts of species range shifts under climate change. *Ecol. Lett.* 17:1351–1364. https://doi.org/10.1111/ele.12348.

Vignali S, Barras AG, Arlettaz R, Braunisch V 2020. SDMtune: An R package to tune and evaluate species distribution models. *Ecol. Evol.* 10(20):11488–11506. https://doi.org/10.1002/ece3.6786.

Von Humboldt A 1805. Essai sur la géographie des plantes: accompagné d'un tableau physique des régions équinoxiales, fondé sur des mesures exécutées, depuis le dixième degré la latitude boréale jusqu'au dixième degré de latitude australe, pendant les années 1799, 1800, 1801, 1802 et 1803 par Al. de Humboldt et A. Bonpland. chez Levrault, Schoell et Cie.

Voultsiadou E, Gerovasileiou V, Vandepitte L, Ganias K, Arvanitidis C 2017. Aristotle's scientific contributions to the classification, nomenclature and distribution of marine organisms. *Mediterr. Mar. Sci.* 18:468–478. https://doi.org/10.12681/mms.13874.

Wickham H, Averick M, Bryan J, Chang W, McGowan LD, François R, Grolemund G, Hayes A, Henry L, Hester J, *et al.* 2019. Welcome to the Tidyverse. *J. Open Source Softw.* 4:1686. https://doi.org/10.21105/joss.01686.

Wiens JA 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshw. Biol.* 47:501–515. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00887.x.

Woodward FI, and Williams BG 1987. Climate and plant distribution at global and local scales. *Vegetatio* 69:189–197. https://doi.org/10.1007/BF00038700.

Wullschleger SD, Epstein HE, Box EO, Euskirchen ES, Goswami S, Iversen CM, Kattge J, Norby RJ, van Bodegom PM, Xu X 2014. Plant functional types in Earth system models: past experiences and future directions for application of dynamic vegetation models in high-latitude ecosystems. *Ann. Bot.* 114(1):1–16. https://doi.org/10.1093/aob/mcu077.

Younginger BS, Sirová D, Cruzan MB, Ballhorn DJ 2017. Is biomass a reliable estimate of plant fitness? *Appl. Plant Sci.* 5:1600094. https://doi.org/10.3732/apps.1600094.

Źróbek-Sokolnik A 2012. Temperature Stress and Responses of Plants. In: Ahmad P, Prasad MNV, editors. Environmental Adaptations and Stress Tolerance of Plants in the

Era of Climate Change [Internet]. New York, NY: Springer; pp. 113–134. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-0815-4_5.

Ελληνόγλωσση

Γερασιμίδης ΑΜ 1988. Ιστορία Δασικής Βλάστησης. Πανεπιστημιακές Σημειώσεις. Τμήμα Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, ΑΠΘ, Θεσσαλονίκη.

Αρμοστικότητα (fitness): Η ικανότητα ενός ατόμου να αυξάνεται, να επιβιώνει και να αναπαράγεται.

Ενδιαίτημα (habitat): Η περιοχή ή οι περιβαλλοντικές συνθήκες όπου ζει ένας οργανισμός. Ο όρος habitat χρησιμοποιείται και για τον **Βιότοπο** αλλά και για τον Οικότοπο (δηλ. τον τύπο βιοτόπου).

Οικοθέση (niche): Το εύρος των αβιοτικών και βιοτικών συνθηκών που μπορεί να εκμεταλλευτεί ένας οργανισμός. Αναφέρεται και ως **Οικολογικός θώκος.**

Φαινότυπος (phenotype): Τα μορφολογικά, φυσιολογικά, ανατομικά και βιοχημικά χαρακτηριστικά ενός ατόμου, τα οποία αποτελούν έκφραση του γονοτύπου του σε ένα συγκεκριμένο περιβάλλον.

Πίνακας Ι.1. Σταθμισμένη μεταβολή (%) ενδιαιτήματος ανά Περιφερειακή ενότητα, για τις ομάδες ειδών κωνοφόρων χαμηλού υψομέτρου (*P. halepensis* και *P. brutia*) και κωνοφόρων μέσου υψομέτρου (*P. nigra* και *A. cephalonica*).

	κωνοφόρα χαμηλού υψομέτρου				**κωνοφόρα μέσου υψομέτρου**			
Περιφέρεια	ssp1-2.6 2041-2070	ssp1-2.6 2071-2100	ssp5-8.5 2041-2070	ssp5-8.5 2041-2070	ssp1-2.6 2041-2070	ssp1-2.6 2071-2100	ssp5-8.5 2041-2070	ssp5-8.5 2041-2070
Αττικής	-2,7	-3,5	-5,2	-8,7	-5,7	-5,1	-10,5	-12,7
Πελοποννήσου	-2,2	-2,3	-4,4	-8,1	-2,4	-2,0	-4,4	-7,4
Ιονίων Νήσων	5,7	5,9	8,8	9,6	-6,7	-5,8	-8,9	-11,5
Στερεάς Ελλάδας	-0,5	-0,5	-3,7	-10,9	-2,7	-1,8	-6,2	-12,2
Θεσσαλίας	-1,0	-0,6	-3,3	-8,0	-1,0	0,2	-4,1	-9,0
Ηπείρου	0,0	1,3	-3,4	-15,1	-2,8	-2,3	-5,1	-9,4
Κεντρικής Μακεδονίας	-4,0	-2,5	-10,3	-15,5	-5,6	-1,9	-10,5	-14,2
Ανατολικής Μακεδονίας και Θράκης	-5,9	-3,3	-9,5	-19,0	-5,2	-3,7	-14,8	-24,4
Δυτικής Μακεδονίας	41,9	47,9	29,6	10,3	-2,5	0,5	-6,7	-12,8
Δυτικής Ελλάδας	-6,0	-6,0	-8,8	-13,5	-2,4	-1,9	-4,7	-9,7
Κρήτης	-0,5	-0,4	-0,8	-1,3	-1,1	-0,9	-1,7	-2,6
Νοτίου Αιγαίου	0,5	0,5	0,6	0,7	-4,1	-4,1	-4,1	-4,1
Βορείου Αιγαίου	0,5	0,6	-0,1	-2,8	-11,3	-10,6	-12,0	-12,1

Πίνακας Ι.2. Σταθμισμένη μεταβολή (%) ενδιαιτήματος ανά Περιφερειακή ενότητα για τις ομάδες αείφυλλων πλατύφυλλων (*Q. ilex*) και φυλλοβόλων πλατύφυλλων (*Q. pubescens, Q. frainetto και F. sylvatica*).

	αείφυλλα πλατύφυλλα				**φυλλοβόλα πλατύφυλλα**			
Περιφέρεια	ssp1-2.6 2041-2070	ssp1-2.6 2071-2100	ssp5-8.5 2041-2070	ssp5-8.5 2041-2070	ssp1-2.6 2041-2070	ssp1-2.6 2071-2100	ssp5-8.5 2041-2070	ssp5-8.5 2041-2070
Αττικής	-3,5	-2,2	-5,6	-9,4	-2,7	-3,1	-4,1	-4,9
Πελοποννήσου	-1,8	-0,9	-2,4	-5,9	-5,0	-5,3	-7,9	-10,7
Ιονίων Νήσων	-0,7	0,8	0,2	-0,7	-1,7	-1,5	-2,0	-2,8
Στερεάς Ελλάδας	-2,0	1,0	-1,8	-9,2	-4,2	-5,8	-9,8	-15,8
Θεσσαλίας	-5,8	-4,2	-6,3	-10,6	-3,7	-4,4	-6,8	-11,5
Ηπείρου	-0,5	0,2	-0,7	-10,3	-11,5	-11,9	-14,7	-22,5
Κεντρικής Μακεδονίας	1,2	13,6	-0,2	-13,3	-9,3	-10,8	-16,1	-20,7
Ανατολικής Μακεδονίας και Θράκης	2,1	4,9	-10,4	-20,4	-12,3	-12,6	-19,2	-28,0
Δυτικής Μακεδονίας	-0,2	12,1	16,6	1,8	-7,3	-9,7	-12,9	-21,3
Δυτικής Ελλάδας	-2,6	-0,9	-4,2	-11,0	-9,7	-10,2	-13,4	-17,4
Κρήτης	-1,3	-1,0	-1,5	-2,2	-0,7	-0,6	-1,3	-2,0
Νοτίου Αιγαίου	-1,9	-1,6	-0,2	3,6	3,4	2,8	-0,3	2,8
Βορείου Αιγαίου	-5,5	-3,9	-6,9	-10,8	-0,7	-1,4	-4,6	-5,8

Κεφάλαιο 3.2: Εκτίμηση των Επιπτώσεων της Κλιματικής Αλλαγής στις Βιοτικές και Αβιοτικές Απειλές για τα Δάση της Ελλάδας

Φίλιππος Αραβανόπουλος[1], Ιωάννης Καψωμενάκης[2], Δημήτριος Αβτζής[3], Στέφανος Διαμαντής[3]

[1]Εργαστήριο Δασικής Γενετικής και Βελτιώσεως Δασοπονικών Ειδών, Τμήμα Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης

[2]Κέντρον Ερεύνης και Φυσικής της Ατμοσφαίρας, Ακαδημία Αθηνών

[3]Ινστιτούτο Δασικών Ερευνών, Ελληνικός Γεωργικός Οργανισμός "ΔΗΜΗΤΡΑ"

Οι επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στις βιοτικές και αβιοτικές απειλές που αντιμετωπίζουν τα ελληνικά δάση αναμένεται να είναι σύνθετες, περίπλοκες, μη γραμμικές και σωρευτικές. Γενικά, η κλιματική αλλαγή αναμένεται σε μεγάλο βαθμό να επιτείνει τα προβλήματα βιοτικών και αβιοτικών καταπονήσεων. Ορισμένες κύριες, κατά την κρίση των συγγραφέων, επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στις βιοτικές και αβιοτικές απειλές που αντιμετωπίζουν τα ελληνικά δασικά οικοσυστήματα, παρουσιάζονται παρακάτω.

3.2.1 Βιοτικές απειλές

Απειλές από μύκητες

Η βασική θεώρηση, ότι οι ασθένειες δένδρων στα δασικά οικοσυστήματα διέπονται από τρεις παράγοντες (γνωστή ως «τρίγωνο ασθένειας»), ήτοι τον ξενιστή, τον παθογόνο παράγοντα και το περιβάλλον, είναι ευρέως αποδεκτή. Η ένταση των ασθενειών αυξάνεται όταν μειώνεται η ανθεκτικότητα των ξενιστών, όταν αυξάνεται η μολυσματική ικανότητα των παθογόνων και όταν οι περιβαλλοντικές συνθήκες ευνοούν τα παραπάνω να συμβούν (Garbelotto and Gonthier 2017). Είναι επίσης ευρέως αποδεκτό ότι η κλιματική αλλαγή θα αυξήσει τη μέση θερμοκρασία στην Ευρώπη και τη συχνότητα εμφάνισης ακραίων φαινομένων όπως ξηρασίας, πλημμυρών και καταιγίδων. Υπό αυτές τις συνθήκες αυξάνεται η πιθανότητα ότι τα δασικά οικοσυστήματα θα υφίστανται συχνότερες και εντονότερες καταπονήσεις από τα ακραία φαινόμενα. Αρκετές μυκητολογικές ασθένειες αναμένεται να καταστούν καταστρεπτικότερες λόγω των εξής παραγόντων: (1) οι αβιοτικές απειλές, όπως ξηρασία και πλημμύρες, αυξάνουν την ευπάθεια των δασικών δένδρων σε πολλά παθογόνα, (2) η θερμοκρασία και η υγρασία επηρεάζουν την καρποφορία και διασπορά των παθογόνων, ενώ η κλιματική αλλαγή

είναι πιθανόν να ευνοήσει συγκεκριμένα παθογόνα, (3) η μετακίνηση παθογόνων που ευνοείται από την κλιματική αλλαγή πιθανόν να αυξήσει τις ασθένειες και τη γεωγραφική περιοχή εξάπλωσης τους, όταν αυτά συναντούν νέους ξενιστές ή πιθανούς φορείς και (4) νέες απειλές πιθανόν να εμφανιστούν λόγω αλλαγής της σύνθεσης των οικοσυστημάτων. Στις περιπτώσεις όπου η επιτυχία έναρξης και εξέλιξης ασθενειών εξαρτάται από τη θερμοκρασία, υψηλότερες μέσες τιμές θα οδηγήσουν σε νέες προσβολές. Παθογόνα που μέχρι τώρα είναι σημαντικά στη νότια Ευρώπη μπορεί να μετακινηθούν βορειότερα και σε μεγαλύτερα υψόμετρα στα βουνά. Η εκτίμηση των σχετικών κινδύνων πρέπει να γίνει ξεχωριστά για κάθε παθοσύστημα καθώς οι συνθήκες που τις διέπουν είναι ιδιαίτερες (La Porta *et al.* 2008).

Οι ασθένειες δασικών οικοσυστημάτων, έστω και αν ακόμη δεν προκαλούν νέκρωση των δένδρων-ξενιστών τους, προκαλούν αλυσιδωτές διαταραχές, που συχνά δεν είναι δυνατόν να προβλεφθούν. Για παράδειγμα η νέκρωση του δασικού πλατύφυλλου είδους *Notholithocarpus densiflorus* (tanoak) στην Καλιφόρνια από τον εισβλητικό παθογόνο οργανισμό *Phytophthora ramorum* προκάλεσε την ελάττωση του πληθυσμού της ορνιθοπανίδας κατά 25-68%. Αντίθετα, στο Ηνωμένο Βασίλειο και τη Β. Αμερική η νέκρωση εκατομμυρίων δένδρων φτελιάς (*Ulmus* spp.) από την ολλανδική ασθένεια (*Ophiostoma* spp.) προκάλεσε την αύξηση του πληθυσμού ξυλοφάγων εντόμων και παράλληλα την αύξηση του πληθυσμού δρυοκολαπτών (Canterbury and Blockstein 1997).

Η μεταβολή των περιβαλλοντικών συνθηκών δημιουργεί ξηροθερμικές συνθήκες που προκαλούν στα δένδρα εξασθένηση και μείωση της ανθεκτικότητάς τους σε προσβολή από βιοτικούς παράγοντες όπως μύκητες, έντομα, νηματώδεις και βακτήρια και εντείνουν την ένταση των ασθενειών όπως εξηγεί το «τρίγωνο ασθένειας». Παρακάτω παρουσιάζονται τρία σχετικά παραδείγματα.

(1) Τα μεσογειακά πευκοδάση με κύρια είδη τη χαλέπιο (*Pinus halepensis*) και την τραχεία πεύκη (*P. brutia*), αποτελούν στη χώρα μας την κύρια πηγή παραγωγής πευκόμελου. Η απώλεια χιλιάδων στρεμμάτων πευκοδασών στη Θάσο, στην Εύβοια, στην Κορινθία και σε άλλες περιοχές αλλά και νεκρώσεις πεύκων από φλοιοφάγα έντομα σε περιόδους διαδοχικών ξηροθερμικών περιόδων, δημιουργούν τεράστια προβλήματα στη μελισσοκομία με αρνητικό αντίκτυπο στην τοπική και εθνική οικονομία. Παρόμοιο είναι και το φαινόμενο που προκαλούν οι ξηροθερμικές συνθήκες στα ελατοδάση και στην παραγωγή του μελιού ελάτης. Η καταστροφή των παραλιακών δασών χαλεπίου πεύκης έχει αρνητικό αποτέλεσμα και στη ρητινοσυλλογή που σε αρκετές περιοχές αποτελεί κύρια πηγή εισοδήματος

(2) Το κυπαρίσσι και η εξέλιξη της ασθένειας του καρκίνου του κυπαρισσιού που προκαλεί ο θερμόφιλος μύκητας *Seiridium cardinale*, ιδιαίτερα καθώς τα αειθαλή κυπαρίσσια, *Cupressus sempervirens* f. *pyramidalis* και f. *horizontalis* συνδέονται

άρρηκτα με το μεσογειακό τοπίο. Τα κονίδια του μύκητα βλαστάνουν σε θερμοκρασίες μέχρι 35 °C ενώ η ασθένεια μπορεί να εξελιχθεί σε θερμοκρασία μέχρι 30 °C (Graniti 1998). Η αύξηση της θερμοκρασίας αναμένεται αφ' ενός να ευνοήσει τον παθογόνο μύκητα και αφ΄ ετέρου να προκαλέσει στα δένδρα καταπόνηση με αποτέλεσμα την αύξηση των απωλειών, ενώ το κόστος θεραπείας των ασθενών δασικών δένδρων, καθώς και των ακόμη υγιών, είναι υψηλό.

(3) Τα περισσότερα είδη εμπορεύσιμων εδώδιμων μανιταριών είναι καρποφορίες μυκορριζικών μυκήτων που συμβιώνουν με δασικά δένδρα από τα οποία απομυζούν σάκχαρα. Το καθεστώς καταπόνησης στο οποίο υποβάλλονται τα δασικά οικοσυστήματα από την κλιματική αλλαγή έχει αρνητικές συνέπειες στην καρποφορία των μυκήτων αυτών. Καθώς εξαιτίας των καταπονήσεων συλλέγονται μικρότερες ποσότητες, οι τιμές των μανιταριών αυξάνονται εκθετικά.

Ο μόνος τρόπος αντίδρασης στην επαύξηση των βιοτικών απειλών στα δάση που επιτείνει η κλιματική αλλαγή, είναι η υλοποίηση ειδικών στρατηγικών και κανονισμών (Roy *et al.* 2014), λαμβάνοντας υπόψη ότι η πρόληψη είναι πάντοτε αποτελεσματικότερη και λιγότερο κοστοβόρα από την καταστολή. Για παράδειγμα, στο Ηνωμένο Βασίλειο όπου δεν ελήφθησαν εγκαίρως μέτρα, το κόστος της νέκρωσης του φράξου από τον μύκητα *Hymenoscyphus fraxinea* κόστισε 14,8 δισεκ. λίρες (Hill *et al.* 2019) για τη διαχείριση του προβλήματος, την υλοτομία και απομάκρυνση των νεκρών και ασθενών δένδρων, την αποκατάσταση του τοπίου κ.ά.

Απειλές από έντομα

Οι απειλές από έντομα αναμένεται να αυξηθούν, είτε άμεσα λόγω της ικανότητας τους να προσαρμόζονται προς όφελος τους στις νέες συνθήκες (λ.χ. υψηλές θερμοκρασίες χειμώνα επιτρέπουν την παράταση της δραστηριότητας τους), είτε έμμεσα λόγω της εξασθένησης των ξενιστών τους εξαιτίας της καταπόνησης κυρίως από την ξηρασία (Netherer and Schopf 2010). Φλοιοφάγα (με χαρακτηριστικά είδη που ανήκουν στα γένη *Ips, Ortotomicus, Tomicus*) και ξυλοφάγα (με είδη που ανήκουν στα γένη *Phoracantha, Cerambyx, Monochamus, Rhagium*) έντομα ήδη αποτελούν μια αυξανόμενη απειλή για τα δάση πολλών ευρωπαϊκών χωρών (FAO 2013). Σε άλλες περιπτώσεις, πέρα από τη διαφαινόμενη απειλή σε ένα δασικό είδος, νέες απειλές μπορεί να προκύψουν από ενδεχόμενη μετατόπιση ξενιστή (host shift) κάτι που τα έντομα έχουν αρκετά συχνά την ικανότητα να επιτυγχάνουν. Για παράδειγμα, εξετάζοντας το ίδιο γονίδιο στον μοναδικό πληθυσμό ερυθρελάτης (*Picea abies*) της Ελλάδος που βρίσκεται στην Ελατιά Δράμας και στον πληθυσμό του επιβλαβούς εντόμου *Pityogenes chalcographus* βρέθηκε ότι η γενετική ποικιλότητα είναι κατά μια τάξη μεγέθους μεγαλύτερη στο έντομο από το δασικό είδος (Avtzis and Aravanopoulos 2011). Πέρα από την εν δυνάμει ευπάθεια της ερυθρελάτης, μία πιθανή μεγάλη αύξηση του πληθυσμού του εντόμου μπορεί να

οδηγήσει στη μετατόπιση ξενιστή και στην προσβολή ακόμη και ειδών πεύκης από το έντομο αυτό (Avtzis and Aravanopoulos 2011). Επιπρόσθετα, θα πρέπει να επισημανθεί ότι η αύξηση των πληθυσμών των κυρίως φλοιοφάγων και ξυλοφάγων εντόμων μπορεί να ευνοήσει και μια δεύτερη απειλή, καθώς αρκετά είδη από αυτά δρουν ως φορείς μετάδοσης παθογόνων για τα δασικά είδη. Χαρακτηριστικά είναι τα παραδείγματα της μετάδοσης του μύκητα *Ophiostoma novo ulmi* από τα φλοιοφάγα έντομα του γένους *Scolytus* (Tziros *et al.* 2017) προκαλώντας την ολλανδική ασθένεια της φτελιάς, ενώ αντίστοιχα είδη του γένους *Phloeosinus* μεταφέρουν τον μύκητα *Seiridium cardinale* (Xenopoulos and Diamandis 2007).

Μια επιπλέον βιοτική απειλή ιδιαίτερης σημασίας ειδικά τα τελευταία χρόνια, αποτελούν οι βιολογικοί εισβολείς (Βλέπε και Κεφάλαιο 2.3). Πρόκειται για εισβλητικά – χωροκατακτητικά είδη των οποίων η παρουσία επεκτείνεται πέρα από την περιοχή φυσικής εξάπλωσης τους λόγω ανθρωπογενών δραστηριοτήτων (λ.χ. μεταφορά αγαθών) και ευνοείται από τις νέες συνθήκες όπως αυτές διαμορφώνονται από την κλιματική αλλαγή. Η προτυποποίηση των δυναμικών διαδικασιών εξέλιξης της βλάστησης αναδεικνύει μια κατ' αρχήν μείωση της βιοποικιλότητας ειδών στα οικοσυστήματα λόγω τοπικών απωλειών εξ αιτίας μετανάστευσης, η οποία παρέχει χώρο σε αφικνούμενα είδη, τα οποία είναι γνωστοί σοβαροί βιολογικοί εισβολείς, ή σε ξενικά είδη των οποίων η εξάπλωση έχει αρχίσει να αυξάνεται (IPCC 2019, UNEP 2016). Στα ελληνικά δασικά οικοσυστήματα το παράδειγμα της ψευδακακίας είναι χαρακτηριστικό (Αραβανόπουλος 2010). Το συγκεκριμένο είδος έφτασε στην Ελλάδα το 2^{ο} μισό του 19^{ου} αιώνα και αποτελεί ένα τυπικό εισβλητικό είδος (ολιγαρκές, αζωτοδεσμευτικό, ανθεκτικό στην ξηρασία, με ισχυρή ριζοβλαστική και πρεμνοβλαστική ικανότητα). Το είδος αυξάνει συνεχώς την εξάπλωση του στα φυσικά δασικά οικοσυστήματα και ανταγωνίζεται ισχυρά τη φυσική αναγέννηση, εκτοπίζοντας κυρίως δάση δρυός.

Εκτός όμως από τα εισβλητικά φυτικά είδη που απειλούν τα δασικά οικοσυστήματα της Ελλάδας, πολύ σημαντική απειλή αποτελούν και τα εισβλητικά είδη εντόμων, η μετακίνηση των οποίων διευκολύνεται σε πολύ μεγάλο βαθμό από την ανεξέλεγκτη εμπορική μεταφορά αγαθών και υπηρεσιών ανά τον κόσμο (Brockerhoff *et al.* 2006, Roques *et al.* 2016). Αν σε αυτό το δεδομένο συνυπολογιστεί και το γεγονός ότι λόγω της κλιματικής αλλαγής, οι συνθήκες σε πολλές από αυτές τις νέες περιοχές είναι εξαιρετικά ευνοϊκές για αρκετά από τα εισβλητικά είδη εντόμων (Robinet *et al.* 2007, Allen *et al.* 2010), γίνεται εύκολα αντιληπτή η έκταση της απειλής που αποτελούν τα εισβλητικά είδη εντόμων. Στην Ελλάδα έχουν ήδη καταγραφεί πολυάριθμα εισβλητικά είδη εντόμων (Avtzis *et al.* 2017, Demetriou *et al.* 2021), αρκετά από τα οποία έχουν δημιουργήσει τα τελευταία χρόνια μεγάλα προβλήματα σε δασικά οικοσυστήματα και όχι μόνο. Για παράδειγμα, πολύ σύντομα μετά την αρχική καταγραφή της στην Ελλάδα (Michaelakis *et al.* 2016), η σφήκα της καστανιάς *Dryocosmus kuriphilus* εξαπλώθηκε σε όλη την χώρα, δημιουργώντας οικολογικά και οικονομικά προβλήματα σε καστανεώνες και καστανοδάση, γεγονός που επέβαλε την άμεση έναρξη ενός προγράμματος βιολογικής

καταπολέμησης του από το 2018 (Avtzis *et al.* 2019). Αντίστοιχα, το ξυλοφάγο έντομο *Xylotrechus chinensis* εντοπίστηκε για πρώτη φορά στην Κρήτη το 2017 (Leivadara *et al.* 2018), και την επόμενη κιόλας χρονιά εξαπλώθηκε ραγδαία νεκρώνοντας εκατοντάδες δέντρα μουριάς στον αστικό ιστό της Αττικής. Παρά την εντατική προσπάθεια να εξαλειφθεί η παρουσία του, οι προσπάθειες πλέον στρέφονται κυρίως στο να αποφευχθεί η εξάπλωση του στη Θράκη, όπου οι μουριές στηρίζουν την τοπική οικονομία μέσα από την παραδοσιακή σηροτροφία.

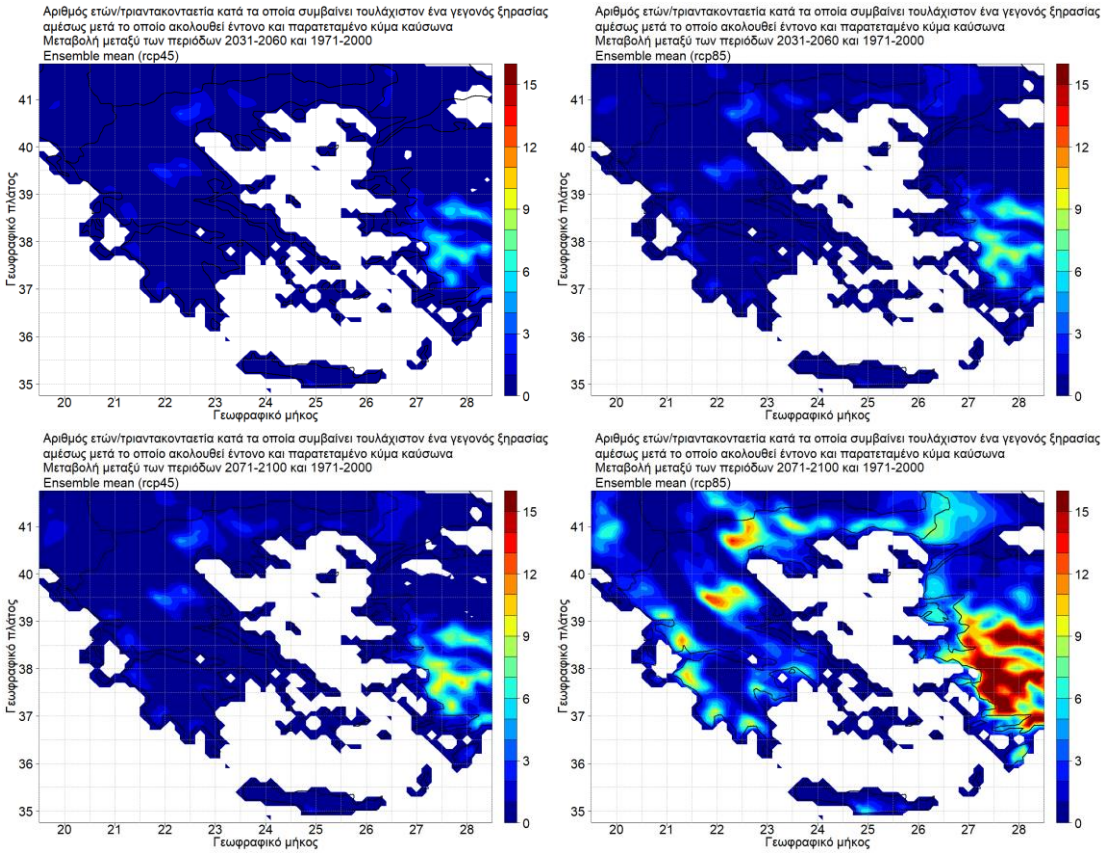
3.2.2 Αβιοτικές απειλές

Η ένταση και η ταχύτητα της κλιματικής αλλαγής έχουν συνδεθεί με τη συνεχή αύξηση της εκδήλωσης αβιοτικών καταπονήσεων, ιδιαίτερα την αύξηση των περιόδων παρατεταμένης ξηρασίας και κυμάτων καύσωνα, καθώς και της έντασης και σφοδρότητας των δασικών πυρκαγιών τόσο στη Μεσόγειο, όσο και σε άλλες περιοχές με μεσογειακές συνθήκες (Καλιφόρνια, Χιλή, Αυστραλία κ.λπ.) (Cobb 2022, FAO 2007, Peñuelas and Sardans 2021). Για την Ελλάδα, με βάση το πιο ευνοϊκό σενάριο (RCP2.6) και για την περίοδο 2071-2011, αναμένεται αύξηση από 1-1,5 ^{o}C στη μέση τιμή της μέγιστης ετήσιας θερμοκρασίας ενώ στο χειρότερο σενάριο (RCP8.5), αναμένεται αύξηση 4,5-5 ^{o}C στα ορεινά και 3,5 ^{o}C στα πεδινά της βόρειας Ελλάδας (ΥΠΕΝ 2022). Σχετικά με τα κατακρημνίσματα οι Georgoulias *et al.* (2022) με χρήση των μοντέλων EURO-CORDEX (Jacob *et al.* 2014) εκτιμούν την ύπαρξη μιας τάσης μείωσης της μέσης ετήσιας βροχόπτωσης που είναι μεγαλύτερη στα νότια της χώρας και στα ορεινά. Εάν πραγματοποιηθεί το χειρότερο σενάριο εκπομπών, τότε κατά την περίοδο 2071-2100 σε μερικές περιοχές της Ελλάδας θα παρουσιαστούν ποσοστά μείωσης της ετήσιας βροχόπτωσης από 10-30% με τις μεγαλύτερες μειώσεις να παρουσιάζονται στην Κρήτη, στην Πελοπόννησο, στην Πίνδο και στην ορεινή Βόρεια Ελλάδας. Τα κλιματικά σενάρια καθιστούν τα δάση της νότιας και της ορεινής Ελλάδας, ως τα πλέον επιρρεπή στις καταπονήσεις της κλιματικής αλλαγής και κατά συνέπεια, ως τα πλέον ευάλωτα σε αβιοτικές και βιοτικές καταπονήσεις.

Η κλιματική αλλαγή θα επιφέρει αύξηση σε ένταση και συχνότητα φαινομένων πλημμυρών, ραγδαίας επιφανειακής απορροής και διαβρωτικών φαινομένων, ανεμοριψίες, αλλά ιδιαίτερα παράταση των περιόδων ξηρασίας. Η ξηρασία πέραν του ότι αποτελεί καταπόνηση αυτή καθαυτή (π.χ. φαινόμενα ξήρανσης ελατοδασών στην Ελλάδα), συντελεί στην ευφλεκτότητα των δασών και επιτείνει τον κίνδυνο από τις δασικές πυρκαγιές (αύξηση συχνότητας, έντασης, σφοδρότητας και κινδύνου να εξελιχθούν σε μεγα-πυρκαγιές, π.χ. πυρκαγιές στην Ελλάδα κατά το θέρος των 2007, 2009, 2021).

Αποτελέσματα σεναρίων κλιματικής αλλαγής για ισχυρή καταπόνηση κατά το θέρος

Έγινε μια προσπάθεια εκτίμησης της συχνότητας εμφάνισης επεισοδίων κατά τα οποία σε κάποιο έτος υπάρχει ταυτόχρονη εκδήλωση επεισοδίου ξηρασίας και έντονου και παρατεταμένου κύματος καύσωνα, δεδομένου ότι τέτοια επεισόδια οδηγούν συνήθως είτε σε μεγάλες πυρκαγιές, είτε σε εκτεταμένες ξηράνσεις. Για το σκοπό αυτό χρησιμοποιώντας το σύνολο των 21 περιοχικών κλιματικών μοντέλων του ευρωπαϊκού προγράμματος CORDEX που περιγράφονται στο Μέρος 1 της παρούσας έκθεσης, υπολογίστηκαν για κάθε μοντέλο για την περίοδο αναφοράς 1971-2000 καθώς και τις μελλοντικές περιόδους 2031-2060 (εγγύς μέλλον) και 2071-2100 (απώτερο μέλλον) ο αριθμός των ετών κατά τα οποία εμφανίζεται περίοδος ξηρασίας διάρκειας 30 διαδοχικών ξηρών ημερών (ημερήσια βροχόπτωση μικρότερη από 1 χιλιοστό) στο τέλος της οποίας εκδηλώνεται έντονο κύμα καύσωνα κατά το οποίο η θερμοκρασία ξεπερνά για 7 διαδοχικές ημέρες τους 40 °C. Στο Σχήμα 3.2.1 εμφανίζονται οι μεταβολές του αριθμού των παραπάνω ετών μεταξύ της περιόδου 2031-2060 (άνω) και της περιόδου 2071-2100 (κάτω) σε σχέση με την περίοδο αναφοράς 1971-2000 για την περίπτωση του σεναρίου μετριασμού RCP4.5 (αριστερά) και την περίπτωση του σεναρίου μη δράσης RCP8.5 (δεξιά). Όπως προκύπτει κατά το εγγύς μέλλον και για τα δύο σενάρια εκπομπών, οι μεγαλύτερες αυξήσεις, έως και περίπου δύο έτη ανά τριακονταετία (1 έτος κάθε 15 χρόνια), εντοπίζονται σε τμήματα στη Θεσσαλική και την Μακεδονική πεδιάδα και σε πεδινά τμήματα των νομών Αιτωλοακαρνανίας, Ηλείας και Μεσσηνίας ενώ μικρότερες αυξήσεις αναμένονται στον ανατολικό Έβρο, στην Αττική, στην Αργολίδα και στην Λακωνία. Στην υπόλοιπη Ελλάδα οι μεταβολές θα είναι γενικά αμελητέες, ή πολύ μικρές. Κατά το απώτερο μέλλον οι μεταβολές για το σενάριο μετριασμού RCP4.5 είναι παρόμοιες με αυτές που αναφέρθηκαν για το εγγύς μέλλον. Αντίθετα για το σενάριο RCP8.5 οι αυξήσεις με βάση τις προσομοιώσεις είναι δραματικές. Πιο συγκεκριμένα, στη Θεσσαλική και στην Μακεδονική πεδιάδα και σε πεδινά τμήματα των νομών Αιτωλοακαρνανίας, Ηλείας και Μεσσηνίας αναμένονται αυξήσεις έως και πάνω από 10 έτη στην τριακονταετία (ένα επεισόδιο κάθε 3 έτη), ενώ μικρότερες αλλά σημαντικές αυξήσεις έως και 8 έτη, αναμένονται στον ανατολικό Έβρο και στα υπόλοιπα πεδινά τμήματα της Θράκης, στην Αττική, στην Αργολική και στη Λακωνική πεδιάδα, στα νησιά του ανατολικού Αιγαίου, στην νότια Κρήτη και στα Δωδεκάνησα. Αυξήσεις από 2 έως 4 έτη αναμένονται (ένα γεγονός κάθε 7 έως 15 έτη), και στα υπόλοιπα τμήματα της χώρας με εξαίρεση την οροσειρά της Πίνδου και τα υπόλοιπα πολύ ορεινά τμήματα, τα νησιά του Βόρειου και Κεντρικού Αιγαίου τις Κυκλάδες και τη Βόρεια Κρήτη. Αξίζει να σημειωθεί ότι η συχνότητα εμφάνισης τέτοιων επεισοδίων κατά την περίοδο αναφοράς με βάση τις προσομοιώσεις των μοντέλων δεν ξεπερνούσε το ένα γεγονός στην τριακονταετία ακόμα και στις πιο ευαίσθητες στη ζέστη και την ξηρασία περιοχές της Ελλάδας.



Σχήμα 3.2.1. Μεταβολή του αριθμού των ετών κατά τα οποία εμφανίζεται περίοδος ξηρασίας διάρκειας 30 διαδοχικών ξηρών ημερών στο τέλος της οποίας εκδηλώνεται έντονο κύμα καύσωνα κατά το οποίο η θερμοκρασία ξεπερνά για 7 διαδοχικές ημέρες τους 40 °C, μεταξύ της περιόδου 2031-2060 (άνω μέρος του Σχήματος) και της περιόδου 2071-2100 (κάτω μέρος του Σχήματος) σε σχέση με την περίοδο αναφοράς 1971-2000 για την περίπτωση του σεναρίου RCP4.5 (αριστερά) και την περίπτωση του σεναρίου RCP8.5 (δεξιά).

Τα αποτελέσματα αυτά δείχνουν την σοβαρότητα που μπορούν να λάβουν οι καταπονήσεις που συνδέονται με την κλιματική αλλαγή σε βάθος χρόνου, ιδιαίτερα στην περίπτωση του σεναρίου μη δράσης. Αν και τα σημαντικότερα προβλήματα απαντώνται σε κατά τεκμήριο γεωργικές εκτάσεις όπου θεωρητικά τουλάχιστον θα υπάρχει η ανθρωπογενής δυνατότητα μερικής έστω τροποποίησης του φυσικού αγροτικού περιβάλλοντος (π.χ. αρδεύσεις, ψεκασμοί), τα αποτελέσματα αυτά είναι ανησυχητικά και για τα δασικά οικοσυστήματα, οι δασωθέντες αγροί και οι δασωθείσες οριακές αγροτικές εκτάσεις και ιδιαίτερα οι περιοχές μίξης αγροτικών και δασικών εκτάσεων. Οι εκτάσεις αυτές που εντοπίζονται στα όρια των περιοχών που περιλαμβάνονται στο Σχήμα 3.2.1 (όρια γεωργικών εκμεταλλεύσεων και δασικών οικοσυστημάτων), υπό τις δεδομένες συνθήκες μπορούν να αποτελέσουν σημεία έναρξης δασικών πυρκαγιών, οι

οποίες υπό τις δεδομένες συνθήκες είναι πολύ εύκολο να λάβουν μεγάλες διαστάσεις. Επίσης εντός των περιοχών που επισημάνθηκαν αλλά και σε γειτνιάζουσες περιοχές οι πιθανότητες ξηράνσεων και προσβολών είναι αυξημένες. Με τη σειρά τους οι ξηράνσεις είτε ως αποτέλεσμα της ξηρασίας είτε ως αποτέλεσμα εκτεταμένων προσβολών θα αυξήσουν την ευφλεκτότητα της δασικής βιομάζας και θα επιτείνουν την ένταση των δασικών πυρκαγιών. Παρατηρούμε επομένως πώς ένα σενάριο εξέλιξης της κλιματικής αλλαγής σε βάθος χρόνου θα οδηγήσει σε αύξηση των βιοτικών και αβιοτικών απειλών για τα δασικά οικοσυστήματα και μάλιστα με συνεργιστική και πολλαπλασιαστική δράση.

Όσον αφορά τις δασικές πυρκαγιές, τα κωνοφόρα χαμηλού υψομέτρου στο μεσογειακό χώρο έχουν επηρεαστεί ιδιαίτερα τις τελευταίες δεκαετίες (Bariteau *et al.* 2003). Ιδιαίτερα σημαντική είναι η επίδραση στα μεσογειακά δάση κωνοφόρων της διαφαινόμενης αλλαγής του καθεστώτος των δασικών πυρκαγιών. Τα τελευταία χρόνια παρατηρείται: (α) αύξηση της συχνότητας πυρκαγιάς και των πληγεισών εκτάσεων, (β) μείωση του διαστήματος μεταξύ διαδοχικών πυρκαγιών σε πληγείσες περιοχές, (γ) αύξηση της έντασης της πυρκαγιάς, (δ) εκδήλωση μεγα-πυρκαγιών, (ε) αύξηση μεγάλων πυρκαγιών σε υψηλά δάση κυρίως μαύρης πεύκης και οξιάς, (στ) σοβαρή μείωση ή και ολική καταστροφή της τράπεζας σπερμάτων του εδάφους και (ζ) εξάντληση της ικανότητας φυσικής αναγέννησης. Οι μεγάλες πυρκαγιές επηρεάζουν τους γενετικούς πόρους λόγω της εξάντλησης, ή της καταστροφής της τράπεζας σπερμάτων του εδάφους (Αραβανόπουλος 2009). Υποβαθμίζουν το έδαφος, διαταράσσουν τους βιολογικούς κύκλους των ειδών και μπορούν να οδηγήσουν σε επανα-ρύπανση όταν οι ρύποι που συνδέονται με τη βιομάζα επανα-κινητοποιούνται λόγω πυρκαγιάς (Paliouris *et al.* 1992, 1995). Επιπλέον, η αποκατάσταση μετά την πυρκαγιά και η ανθεκτικότητα/ικανότητα για επαναφορά του οικοσυστήματος, υποφέρουν από μειωμένη φυσική αναγέννηση λόγω του μειωμένου ποσοστού υγιών σπερμάτων, που με τη σειρά του είναι το αποτέλεσμα της μείωσης της γονιμότητας των δένδρων και της αποδιοργάνωσης του συγχρονισμού της ανθοφορίας, που επίσης προκαλείται από την κλιματική αλλαγή.

Οι βιοτικές και αβιοτικές καταπονήσεις αποτελούν έναν από τους σημαντικότερους παράγοντες που επηρεάζουν όχι μόνο τη βιοποικιλότητα γενικά, αλλά και την προσαρμογή των ειδών (Aravanopoulos *et al.* 2004), δηλαδή τη διαδικασία με την οποία η γενετική διαφοροποίηση των πληθυσμών μεταβάλλεται με την πάροδο του χρόνου ως αντίδραση στην περιβαλλοντική αλλαγή. Ένα μεγάλο μέρος της γενετικής ποικιλότητας των δασικών ειδών σήμερα έχει εξελιχθεί μέσω της συνεχιζόμενης αλληλεπίδρασής τους με τους βιοτικούς και αβιοτικούς παράγοντες στους οποίους έχουν εκτεθεί τουλάχιστον από την τελευταία παγετώδη περίοδο και μετά. Η διατήρηση της γενετικής ποικιλότητας και της δομής των πληθυσμών των δασικών ειδών διασφαλίζει τη δυνατότητά τους να προσαρμοστούν, διατηρώντας μοναδικούς συνδυασμούς γονιδίων που είναι εκ των ων ουκ άνευ για την επιβίωση και την αναπαραγωγή των ειδών, δηλαδή τελικά για την διαιώνιση τους στο διηνεκές. Ωστόσο, σήμερα η περιβαλλοντική σταθερότητα που

επικρατούσε για περισσότερα από 12000 χρόνια έχει αρχίσει να διαταράσσεται σημαντικά. Στον μεσογειακό χώρο γενικά και στην Ελλάδα ειδικότερα οι δασικές πυρκαγιές και η ξηρασία έχουν επιδεινώσει τα φαινόμενα βιολογικής παρακμής των δασών (Bariteau *et al.* 2003). Το γενετικό απόθεμα των δασικών ειδών, τουλάχιστον μέχρι τις αρχές του 20ου αιώνα, ήταν ουσιαστικά άθικτο. Προφανώς, εάν οι γενετικοί πόροι των φυσικών πληθυσμών καταστραφούν ή διαβρωθούν σημαντικά, τότε τίθεται σε κίνδυνο το δυναμικό προσαρμογής των ειδών.

Οι σχετικές περιπτωσιολογικές μελέτες για την επίδραση των βιοτικών και αβιοτικών απειλών στο γενετικό απόθεμα έχουν εστιαστεί προς το παρόν κυρίως στην επίδραση των δασικών πυρκαγιών. Οι σχετικές μελέτες δεν είναι πολυάριθμες, ωστόσο έχουν δείξει ότι στις παραμέτρους που αντικατοπτρίζουν την αρχιτεκτονική της γενετικής ποικιλότητας, όπως το αποτελεσματικό μέγεθος πληθυσμού, παρατηρούνται μειωμένες τιμές στους μεταπυρικούς πληθυσμούς (Krauss 1997, England *et al.* 2002, Aravanopoulos *et al.* 2004, Uchiyama *et al.* 2006), ενώ επίσης έχουν παρατηρηθεί μεταβολές στα συστήματα διασταυρωσιμότητας (Romme *et al.* 1997) και στον διαειδικό υβριδισμό (Aravanopoulos *et al.* 2004). Γενικά, δεδομένης της σημαντικής γενετικής ποικιλότητας και σημαντικής γενετικής διαφοροποίησης των δασικών δένδρων στην Ελλάδα, ακόμη και αν οι παραμεσογειακοί πληθυσμοί εκτίθενται επανειλημμένα σε πυρκαγιές, διαθέτουν τους γενετικούς μηχανισμούς για να διατηρήσουν υψηλά επίπεδα γενετικής ποικιλότητας, τα οποία δεν διαφέρουν σημαντικά από πληθυσμούς που δεν έχουν υποστεί αντίστοιχη μεγάλη επιβάρυνση. Σε περιοχές όπου το μέγεθος του πληθυσμού είναι μεγάλο, η φυσική κατανομή είναι συνεχής, οι πληθυσμοί βρίσκονται σε αναπαραγωγική ωριμότητα και η αναγέννηση είναι υψηλή, οι επιπτώσεις των συχνών πυρκαγιών στην αναγέννηση και ο πληθυσμός που ακολουθεί δεν οδηγούν σε μείωση της γενετικής ποικιλότητας και διάβρωση των γενετικών πόρων του είδους (Aravanopoulos and Alizoti 2019). Στις περιπτώσεις που δεν συντρέχουν τα παραπάνω (οι οποίες αυξάνονται σε περιβάλλον ισχυρής κλιματικής μεταβολής), το μέλλον των προσβαλλόμενων φυσικών πληθυσμών είναι άδηλο, χωρίς τη λήψη μέτρων προστασίας.

Η κλιματική αλλαγή μπορεί επίσης να επηρεάσει αρνητικά την ποσότητα και την ποιότητα των σπερμάτων, καθώς και τη φυσική αναγέννηση λόγω του μειωμένου ποσοστού υγιών σπερμάτων, αποτέλεσμα της αναμενόμενης μείωσης της γονιμότητας των δένδρων και του συγχρονισμού της ανθοφορίας λόγω της κλιματικής αλλαγής (Aravanopoulos και Alizoti 2019). Έχουν παρατηρηθεί μεταβολές στην αναπαραγωγική βιολογία, υστέρηση των φαινολογικών αποκρίσεων και μείωση του ποσοστού των πλήρων και βιώσιμων σπερμάτων τόσο στη φύση σε έτη με έντονες ξηροθερμικές συνθήκες, όσο και στο εργαστήριο σε πειράματα προσομοίωσης της κλιματικής μεταβολής (Alizoti *et al.* 2010, Sherry *et al.* 2011). Έτσι αυξάνεται η αβεβαιότητα για τη διαιώνιση των καταπονημένων πληθυσμών, ακόμη και στις περιπτώσεις που δεν υπάρχει κάποια συγκεκριμένη αβιοτική ή βιοτική απειλή σε έξαρση.

Ξενόγλωσση

Alizoti PG, Kilimis K, Gallios P 2010. Temporal and spatial variation of flowering among *Pinus nigra* Arn. clones under changing climatic conditions. *For. Ecol. Manag*. 259:786-797.

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH *et al.* 2010. A global overview of drought and heat-induced mortality reveals emerging climate change risks for forests. *For. Ecol. Manag.* 259:660-684.

Aravanopoulos FA and Alizoti PG 2019. Climate change impacts on the genetics of post-fire regeneration and reproductive phenology. *Adv. Global Change Res.* 65:449-458.

Aravanopoulos FA, Panetsos KP, Scaltsoyiannes A 2004. Genetic structure of *Pinus brutia* stands exposed to wildfires. *Plant Ecol.* 171:175-183.

Avtzis DN and Aravanopoulos FA 2011. Genetic diversity of host tree and insect on the borderline of natural distribution: a case example of *Picea abies* Karst. and *Pityogenes chalcographus* (Coleoptera, Scolytidae) in the forest of Elatia (Drama, Greece). *Silva Fennica* 45:157-164.

Avtzis DN, Coyle DR, Christopoulos V, Roques A 2017. Biological invasions, national borders and the current state of non-native insects' species in Greece and the neighboring Balkan countries. *Bull. Insectol.* 70:161-169.

Avtzis DN, Melika G, Matošević D, Coyle DR 2019. The Asian chestnut gall wasp *Dryocosmus kuriphilus*: a global invader and a successful case of classical biological control. *J. Pest Sci.* 92:107-115.

Bariteau M, Alptekin U, Aravanopoulos FA, Asmar F, Bentouati A, Benzyane M, Derridj A, Ducci F, Isik F, Khaldi A, *et al.* 2003. Les resources génétiques forestières dans le basin Méditerranéen. *Forêt Médit*. 24:148-158.

Brockerhoff EG, Liebhold AM, Jactel H 2006 The ecology of forest insect invasions and advances in their management. *Can. J. For. Res*. 36:263-268.

Canterbury GE and Blockstein DE 1997. Local changes in a breeding bird community following forest disturbance (Cambios Locales en Una Comunidad de Aves en Reproduccion Tras un Disturbio Forestal). *J. Field Ornithol.:*537-546.

Cobb RC 2022. The Intertwined Problems of Wildfire, Forest Disease, and Climate Change Interactions. *Curr Forestry Rep* 8:214–228. https://doi.org/10.1007/s40725-022-00161-2.

Demetriou J, Kalaentzis K, Kazilas C, Koutsoukos E, Avtzis DN, Georgiadis C 2021. Revisiting the non-native insect fauna of Greece: current trends and an updated checklist. *NeoBiota* 65:93-108.

England PR, Usher AV, Whelan RJ, Ayre DJ 2002. Microsatellite diversity and genetic structure of fragmented populations of the rare, fire-dependent shrub *Grevillea macleayana*. *Mol. Ecol.*11:967-977.

Garbelotto M and Gonthier P 2017. Variability and disturbances as key factors in forest pathology and plant health studies. *Forests* 8:441.

Georgoulias AK, Akritidis D, Kalisoras A, Kapsomenakis J, Melas D, Zerefos C S, Zanis P 2022. Climate change projections for Greece in the 21st century from high-resolution EURO-CORDEX RCM simulations. *Atmos. Res.* 106049.

Graniti A 1998. Cypress cancer: a pandemic in progress. *Annu. Rev. Phytopathol.* 36:91–114.

FAO 2013. State of Mediterranean Forests. FAO, Rome, 191 pp.

FAO 2007. Fire management global assessment 2006. Thematic Study prepared in the framework of the Global Forest Resources Assessment 2005. FAO, Rome.

Hill L, Jones G, Atkinson N, Hector A, Brown N 2019. The £15 billion cost of ash dieback in Britain. *Curr. Biol.* 29:R315-R316.

IPCC 2019. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M, Belkacemi, J. Malley, (eds.). 40 pages.

Jacob D, Petersen J, Eggert B, Alias A, Christensen OB, Bouwer LM *et al.* 2014. EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Reg. Environ. Change* 14:563-578.

Krauss SL 1997. Low genetic diversity in *Persoonia mollis* (Proteaceae), a fire-sensitive shrub occurring in a fire-prone habitat. *Heredity* 78:41–49.

La Porta N, Capretti P, Thomsen IM, Kasanen R, Hietala AM, Von Veissenberg K 2008. Forest pathogens with higher damage potential due to climate change in Europe. *Can. J. Plant Pathol.* 30:177-195.

Leivadara E, Leivadaras I, Vontas I, Trichas A, Simoglou K, Roditakis E, Avtzis DN 2018. First record of *Xylotrechus chinensis* (Coleoptera, Cerambycidae) in Greece and in the EPPO region. *Bull. OEPP/EPPO Bull.* 48:277-280.

Michaelakis A, Papachristos D, Chytas DA, Antonopoulou PD, Milonas PG, Avtzis DN 2016. First record of *Dryocosmus kuriphilus* in Greece. *Bull. OEPP/EPPO Bull.* 46:290-294.

Netherer S and Schopf A 2010. Potential effects of climate change on insect herbivores in European forests – general aspects and the pine processionary moth as specific example. *For. Ecol. Manag*. 259:831-838.

Paliouris G, Svoboda J, Wein RW 1992. Cu levels in the northern boreal forest ecosystem and the effect of fire in redistributing the metal. *Muskox* 39:157-163.

Paliouris G, Taylor HW, Wein RW, Svoboda J, Mierzynski B 1995. Fire as an agent in redistributing fallout ^{137}Cs in the Canadian boreal forest. *Sci. Total Env.* 161:153-166.

Peñuelas J and Sardans J 2021. Global Change and Forest Disturbances in the Mediterranean Basin: Breakthroughs, Knowledge Gaps, and Recommendations. *Forests* 12:603. https://doi.org/10.3390/f12050603.

Robinet C, Baier P, Pennersdorfer J, Schopf A, Roques A 2007. Modelling the effects of climate change on the potential feeding activity of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) (Lep. Notodontidae) in France. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16:460-471.

Roques A, Auger-Rozenberg MA, Blackburn TM, Garnas J, Pyšek P, Rabitsch W, Richardson DM, Wingfield MJ, Liebhold AM, Duncan RP 2016. Temporal and interspecific variation in rates of spread for insect species invading Europe during the last 200 years. *Biol. Invasions* 18:907–920.

Romme WH, Turner MG, Gardner RH, Hargrove WW, Tuskan GA, Despain DG, Renkin RA 1997. A rare episode of sexual reproduction in aspen (*Populus tremuloides* Michx.) following the 1988 Yellowstone fires. *Natural Areas J.* 17:17-25.

Roy BA, Alexander HM, Davidson J, Campbell FT, Burdon JJ, Sniezko R, Brasier C 2014. Increasing forest loss worldwide from invasive pests requires new trade regulations. *Front. Ecol. Environ.* 12:457–465.

Sherry RA, Zhou X, Gu S, Arnone III JA, Johnson DW, Schimel DS, Verburg PSJ, Wallace LL, Luo Y 2011. Changes in duration of reproductive phases and lagged phenological response to experimental warming. *Plant Ecol. Divers.* 4:23-35.

Tziros GT, Nakopoulou ZG, Perlerou C, Diamandis D 2017. Current status of the Dutch elm disease pathogen populations affecting Ulmus minor in Greece. *Forest Pathol.* 47:e12323.

Uchiyama K, Goto S, Tsuda Y, Takahashi Y, Ide Y 2006. Genetic diversity and genetic structure of adult and buried seed populations of *Betula maximowicziana* in mixed and post-fire stands*. For. Ecol. Manag.* 237:119-126.

UNEP 2016. Invasive species – a huge threat to human well-being. UN Environment programme. https://www.unep.org/ [Accessed: 15 April 2022).

Xenopoulos SG and Diamandis D 2007. A distribution map for *Seiridium cardinale* causing the cypress canker disease in Greece. *Forest Pathol*.15:223-226.

Ελληνόγλωσση

Αραβανόπουλος ΦΑ 2010. Η σημασία της βιοποικιλότητας των ελληνικών δασών και χερσαίων φυσικών οικοσυστημάτων για τον ευρωπαϊκό και μεσογειακό χώρο. Ανανιάδου-Τζημοπούλου Μ. (Εκδ. Επιμ.) *Πρακτικά Ημερίδας Συμβουλίου Περιβάλλοντος ΑΠΘ 2010*, σελ. 1-11.

Αραβανόπουλος ΦΑ 2009. Οι δασικές πυρκαγιές ως παράγοντας διάβρωσης του γενετικού υλικού: προς ένα γενετικό ολοκαύτωμα; *Πρακτικά 14ο Πανελλήνιο Συνέδριο Ελληνικής Δασολογικής Εταιρείας*, Πάτρα, σελ. 851-863.

ΥΠΕΝ 2022. Χάρτες, http://mapsportal.ypen.gr/maps/?limit=20&offset=0 (πρόσβαση 15-4-2022).

Κεφάλαιο 3.3: Εκτίμηση των Επιπτώσεων της Κλιματικής Αλλαγής στον Κίνδυνο Έναρξης και στη Συμπεριφορά των Πυρκαγιών στα Δασικά Οικοσυστήματα της Ελλάδας

Κωνσταντίνος Καλαμποκίδης[1], Παλαιολόγος Παλαιολόγου[2], Χρήστος Ζερεφός[3], Ιωάννης Καψωμενάκης[3]

[1]Τμήμα Γεωγραφίας, Σχολή Κοινωνικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Αιγαίου

[2]Τμήμα Δασολογίας και Διαχείρισης Φυσικού Περιβάλλοντος, Γεωπονικό Πανεπιστήμιο Αθηνών

[3]Κέντρον Ερεύνης Φυσικής της Ατμοσφαίρας και Κλιματολογίας, Ακαδημία Αθηνών

3.3.1 Εισαγωγή

Οι αλλαγές στο κλίμα έχουν τη δυνατότητα να επηρεάσουν σημαντικά τη συχνότητα, το μέγεθος και την ένταση των πυρκαγιών, ενώ αναμένονται περισσότερες ημέρες με πολύ υψηλό κίνδυνο πυρκαγιάς, μεγαλύτερης διάρκειας αντιπυρικές περίοδοι και πιο σοβαρές μεταπυρικές επιπτώσεις (Stocks *et al.* 1998, Flannigan *et al.* 2000, Mouillot *et al.* 2002, Fried *et al.* 2004, IPCC 2021). Επομένως, αυτές οι πιθανές αλλαγές στα πρότυπα έναρξης και εξέλιξης των δασικών πυρκαγιών αναμένονται να αυξήσουν την κοινωνική τρωτότητα (π.χ. Chas-Amil 2022) και τους μεταπυρικούς κινδύνους (π.χ. αλλαγή του μικροκλίματος, πλημμύρες, καταστροφή υποδομών, οικονομικές ζημίες και ανθρώπινες απώλειες).

Πολλές πτυχές των συνθηκών μετά την πυρκαγιά θα επηρεάσουν ή επιταχύνουν άλλες περιβαλλοντικές διαταραχές, με αποτέλεσμα τροποποίηση της βλάστησης, υποβάθμιση των εδαφών, ερημοποίηση και διαταραχή του υδρολογικού κύκλου. Ακόμη και σταδιακές και προφανώς μικρές αλλαγές στο κλίμα μπορεί να οδηγήσουν σε καταστροφικές αλλαγές στα οικοσυστήματα όταν η ανθεκτικότητα τους έχει τεθεί σε κίνδυνο από την ανθρώπινη δραστηριότητα (Scheffer 2001). Επιπλέον, ο άνθρακας και οι άλλες εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου από τις πυρκαγιές προκαλούν ανατροφοδότηση στο κλίμα. Ένας αναπόφευκτος βρόγχος ανάδρασης υπάρχει όταν περισσότερες πυρκαγιές οδηγούν σε μεγαλύτερες εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου, οδηγώντας σε κλιματικές μεταβολές που ευνοούν όλο και περισσότερο τη συχνότητα και την ένταση των πυρκαγιών (North *et al.* 2009, Stephens *et al.* 2009, Weidinmyer and Hurteau 2010).

Μελέτες της κλιματικής αλλαγής για την περιοχή της Μεσογείου καταδεικνύουν την τρωτότητα της περιοχής στις συνθήκες που δημιουργεί αυτή, η οποία σχετίζεται με μία

ισχυρή αύξηση της θερμοκρασίας και μείωση του ετήσιου ύψους των βροχοπτώσεων, με παράλληλες μεταβολές στη συχνότητα και ένταση των ακραίων φαινομένων (Giorgi and Lionello 2008, Sheffield and Wood 2008, Giannakopoulos *et al.* 2009, Zanis *et al.* 2009, Kioutsioukis *et al.* 2010, Kostopoulou *et al.* 2012, Georgoulias *et al.* 2022). Δείκτες κλιματικής αλλαγής για ακραία καιρικά φαινόμενα αποκαλύπτουν αλλαγές ιδιαίτερα στις θερινές θερμοκρασίες, όπου τόσο η ελάχιστη όσο και η μέγιστη θερμοκρασία δείχνουν στατιστικά σημαντικές τάσεις θέρμανσης (Kostopoulou and Jones 2005). Επιπλέον, ο αριθμός, η ένταση και η διάρκεια των κυμάτων καύσωνα βρέθηκε να αυξάνεται στην περιοχή της ανατολικής Μεσογείου (Kuglitsch *et al.* 2010), όπως συνέβη και κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού του 2021 στην Ελλάδα.

Τα αίτια αυτής της μεγάλης θερινής ξηροθερμικότητας έχουν διερευνηθεί προηγουμένως από τους Rowell and Jones (2006), οι οποίοι εξέτασαν τέσσερις πιθανούς και μη αποκλειστικούς μηχανισμούς: (i) τις συνθήκες χαμηλής υγρασίας του εδάφους την άνοιξη που οδηγούν σε μειωμένη θερινή μεταφορά (convection), (ii) τη μεγάλη διαφορά ξηράς-θάλασσας στη θέρμανση τους που οδηγεί σε μειωμένη σχετική υγρασία και βροχοπτώσεις στην Ευρώπη, (iii) τη θετική ανατροφοδότηση μεταξύ της υγρασίας του εδάφους και των βροχοπτώσεων το καλοκαίρι, και (iv) τις απομακρυσμένες επιρροές (π.χ. τις καθοδικές κινήσεις που προκαλούνται από την ενίσχυση του ασιατικού μουσώνα).

Η ανακατανομή των βροχοπτώσεων είναι πολύ ενδιαφέρουσα στη σύνθετη τοπογραφία της Μεσογείου, με διαφορετικές τάσεις και εκφάνσεις αυτών των αλλαγών. Για παράδειγμα, περιοχές με μέχρι πρότινος υψηλές καταγραφές στο ετήσιο ύψος των βροχοπτώσεων πλέον θα δέχονται όλο και λιγότερες βροχές, ενώ απομονωμένες περιοχές, όπως το Αιγαίο, θα παρουσιάζουν πολύ μικρότερη μείωση στα ετήσια ποσά των βροχοπτώσεων (Lionello 2012, CCISC 2015). Μελλοντικές προβλέψεις μοντέλων έδειξαν επίσης ότι ο αριθμός των ημερών με μέγιστες θερμοκρασίες άνω των 35°C, καθώς και ο συνολικός ετήσιος αριθμός τους αναμένεται επίσης να αυξηθεί στη Μεσόγειο (Giannakopoulos *et al.* 2011, CCISC 2011, Nastos and Kapsomenakis 2015). Τέτοιες αλλαγές μπορεί να οδηγήσουν σε αύξηση του μεγέθους του κινδύνου δασικών πυρκαγιών στην Ελλάδα και στην ευρύτερη περιοχή της ανατολικής Μεσογείου και των Βαλκανίων (Rovithakis *et al.* 2022).

3.3.2 Επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στον κίνδυνο και στην εμφάνιση των πυρκαγιών

Οι μεγάλες πυρκαγιές που σημειώθηκαν στη λεκάνη της Μεσογείου κατά την τελευταία δεκαετία δεν σχετίζονταν μόνο με εξαιρετικά ζεστό και ξηρό καιρό (Founda and Giannakopoulos 2009), αλλά και με θετικές ανωμαλίες κατά την προηγούμενη υγρή

περίοδο που ευνόησε την ανάπτυξη των φυτών και τη συσσώρευση της καύσιμης ύλης (Trigo *et al.* 2006). Οι μεγάλης κλίμακας πυρκαγιές της Πελοποννήσου κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού του 2007 μαίνονταν για αρκετές ημέρες υπό την επίδραση ισχυρών ανέμων και χαμηλής σχετικής υγρασίας, με αποτέλεσμα να προκύψουν οι πιο σοβαρές επιπτώσεις πυρκαγιών των τελευταίων 50 ετών στην Ελλάδα (Koutsias *et al.* 2012a, Καλαμποκίδης κ.α. 2013). Το European Forest Fire Information System (EFFIS) αναφέρει ότι περίπου 1.500 πυρκαγιές ξέσπασαν μόνο στην Πελοπόννησο το 2007, καίγοντας περίπου 1.000.000 στρέμματα γης, εκ των οποίων τα 665.000 στρέμματα ήταν προστατευόμενα δάση και φυσικές περιοχές (EFFIS 2021).

Ιστορικά αρχεία πυρκαγιών και μετεωρολογικές παρατηρήσεις για την Ελλάδα, που καλύπτουν περισσότερο από έναν αιώνα (1894–2010), αποκαλύπτουν ότι η εκδήλωση πυρκαγιάς, εκφρασμένη ως ο ετήσιος αριθμός των πυρκαγιών και η συνολική καμένη έκταση συσχετίζεται ισχυρά με τις μέσες μέγιστες και τις απόλυτες μέγιστες θερμοκρασίες αέρα (Koutsias *et al.* 2012b). Περαιτέρω, οι Koutsias *et al.* (2012b) αναφέρουν ότι η συνολική καμένη έκταση συσχετίστηκε ισχυρά αρνητικά με βροχοπτώσεις κατά την αντιπυρική περίοδο και συσχετίζεται θετικά με ετήσιες και καλοκαιρινές υστερήσεις δύο ετών στη βροχόπτωση, τονίζοντας την επίδραση της βροχόπτωσης στον έλεγχο της παραγωγής της καύσιμης ύλης και της περιεχόμενης υγρασίας της.

Η έρευνα των Lestienne *et al.* (2022) έδειξε ότι για πρώτη φορά στο Ολόκαινο, ενδέχεται να βρεθούμε αντιμέτωποι με αύξηση του αριθμού των μηνών εμφάνισης πυρκαγιών υψηλής έντασης λόγω αλλαγών στο κλίμα, σε συνδυασμό με την αυξημένη συχνότητα νέων αναφλέξεων που προκαλούνται από τον άνθρωπο. Αυτός ο συνδυασμός μπορεί να αυξήσει την καμένη περιοχή σε σχέση με τα σημερινά δεδομένα από 15% έως 140% σύμφωνα με τα σενάρια που εξετάστηκαν (RCP4.5 και RCP8.5). Για τα επόμενα 30 χρόνια, και τα δύο σενάρια RCP εκτίμησαν παρόμοια αύξηση του κινδύνου πυρκαγιάς σε σχέση με τις συνθήκες ξηρασίας και τη διάρκεια τους. Πρόσφατες μελέτες έχουν δείξει ότι ο κίνδυνος πυρκαγιάς θα μπορούσε να είναι τρεις φορές υψηλότερος όταν οι θερινές θερμοκρασιακές ανωμαλίες υπερβαίνουν τους +2°C (Fargeon *et al.* 2020). Οι Moriondo *et al.* (2006) ασχολήθηκαν με τη μελλοντική τάση της διάρκειας της αντιπυρικής περιόδου στη Μεσογειακή λεκάνη και έδειξαν ότι θα σημειωθεί αύξηση κατά περίπου 40 ημέρες για το σενάριο SRES A2 και περίπου 32 ημέρες για το σενάριο SRES B2.

Με τη σύγκριση μεταξύ των μελλοντικών προβλέψεων για το Ανθρωπόκαινο με τις τιμές του Ολόκαινου, σχετικές έρευνες έδειξαν ότι η διάρκεια της αντιπυρικής περιόδου θα υπερβεί τις παρελθούσες μέγιστες τιμές μέχρι το έτος 2040, ενώ οι τιμές του Μηνιαίου Δείκτη Ξηρασίας θα φτάσουν το έτος 2100 σε τιμές που δεν έχουν παρατηρηθεί εδώ και 6.000 χρόνια (Lestienne *et al.* 2022). Από αυτά τα αποτελέσματα, μπορούμε να περιμένουμε αύξηση στη συχνότητα εμφάνισης των πυρκαγιών τις επόμενες δεκαετίες, αλλά οι κλιματικές συνθήκες και η βλάστηση θα διαφέρουν στις μελλοντικές πυρικές

περιόδους σε σύγκριση με το πρώτο μισό της περιόδου του Ολόκαινου, επηρεάζοντας επίσης τον κίνδυνο πυρκαγιάς.

Στο ίδιο πλαίσιο, οι παρούσες και οι μελλοντικές τιμές του (Καναδικού) Δείκτη Καιρού Πυρκαγιών (FWI -- Van Wagner 1987, Stocks *et al.* 1989) που προέρχονται από ένα Περιφερειακό Κλιματικό Μοντέλο (RCM) αναλύθηκαν και δοκιμάστηκαν στατιστικά για τον εντοπισμό τάσεων και προτύπων του παρόντος και του μελλοντικού κινδύνου έναρξης πυρκαγιάς (Kalabokidis *et al.* 2015). Ο FWI είναι ευαίσθητος στις αλλαγές στις μετεωρολογικές παραμέτρους που χρησιμοποιούνται στον υπολογισμό του, και σε αυτές με τη μεγαλύτερη επίδραση στον δείκτη είναι η βροχόπτωση και η ταχύτητα του ανέμου (Karali *et al.* 2014). Στην Ελλάδα, ακόμα και για μέτριες ταχύτητες ανέμου, ο δείκτης υπερβαίνει τα κρίσιμα όρια κινδύνου. Για θυελλώδεις ανέμους, που είναι συχνοί στην ανατολική Ελλάδα το καλοκαίρι, ο δείκτης φτάνει σε εξαιρετικά υψηλές τιμές. Καθώς οι θερμοκρασίες ανεβαίνουν, ο FWI αυξάνεται σημαντικά με υψηλότερες ταχύτητες ανέμου. Αντίθετα, ακόμη και μία ελάχιστη ποσότητα βροχής την προηγούμενη ημέρα μπορεί να μειώσει τις τιμές FWI κατά 80%, γενικά κάτω από τα καθορισμένα κρίσιμα όρια κινδύνου έναρξης πυρκαγιών (Kalabokidis *et al.* 2015).

Η ανάλυση των εκτιμώμενων τιμών FWI μελλοντικά αποκάλυψε ότι αναμένεται μία μείωση στον αριθμό των ημερών με χαμηλό FWI, υπέρ των πιο συχνών ημερών με υψηλές ή ακραίες τιμές FWI. Μία θετική συσχέτιση μεταξύ των αναφλέξεων πυρκαγιάς και των τιμών FWI καθώς και της συνεχώς αυξανόμενης ανθρώπινης επίδρασης στις συχνότητες ανάφλεξης των δασικών πυρκαγιών δείχνει ότι αναμένονται περισσότερες πυρκαγιές στο μέλλον, κάτι που σίγουρα θα επηρεάσει τις πρακτικές και την αποτελεσματικότητα ελέγχου των πυρκαγιών. Ο αριθμός των ημερών με αυξημένο κίνδυνο πυρκαγιάς αυξάνεται περισσότερο από έναν μήνα, οδηγώντας σε σημαντικά μεγαλύτερες μελλοντικές αντιπυρικές περιόδους (Kalabokidis *et al.* 2015).

Οι αλλαγές στον αριθμό των ημερών με αυξημένο κίνδυνο πυρκαγιάς (π.χ. ημέρες με FWI≥32) διερευνήθηκαν αναλυτικότερα για το ΝΔ άκρο της Πελοποννήσου (περιοχή της Μεσσηνίας). Στο σημερινό κλίμα, οι ξηρότερες συνθήκες και οι υψηλότερες θερμοκρασίες καθ' όλη τη διάρκεια του έτους στο ανατολικό τμήμα της Μεσσηνίας οδηγούν σε μεγάλο αριθμό ημερών με ακραίο κίνδυνο πυρκαγιάς (Kalabokidis *et al.* 2015). Ο ακραίος κίνδυνος πυρκαγιάς κυμαίνεται μεταξύ 13 ημερών/έτος στο βορειοδυτικό τμήμα της Μεσσηνίας και 70 ημερών/έτος στο νοτιοανατολικό τμήμα της Μεσσηνίας σήμερα. Η μείωση της συνολικής βροχόπτωσης σε συνδυασμό με την αύξηση της μέσης τιμής της θερμοκρασίας του καλοκαιριού οδηγεί σε αύξηση του αριθμού των ημερών με ακραίο κίνδυνο πυρκαγιάς στο σύνολο της περιοχής για το μέλλον. Αύξηση έως και 44 ημέρες/έτος αναμένεται στο μέλλον στο ανατολικό τμήμα της Μεσσηνίας και έως 36 ημέρες/έτος στα δυτικά τμήματα της Μεσσηνίας, και μέχρι 40 ημέρες/έτος στην κεντρική Μεσσηνία.

Οι Giannakopoulos *et al.* 2011 μελέτησαν τις πιθανές επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στο εγγύς μέλλον (2021–2050) σε σύγκριση με την περίοδο 1961–1990. Οι μεταβαλλόμενες κλιματικές συνθήκες που σχετίζονται με τις αυξημένες ελάχιστες θερμοκρασίες (περίπου 1,3 ^{o}C) και τη μειωμένη βροχόπτωση τη χειμερινή περίοδο κατά 15% σε μέσο όρο υποδηλώνουν ότι ο κίνδυνος για δασικές πυρκαγιές θα ενταθεί στο μέλλον. Υπολογίζεται ότι ο αριθμός των ημερών με ακραίο κίνδυνο πυρκαγιάς θα αυξηθεί κατά 10-15 ημέρες ανά έτος σε μεγάλο τμήμα του Ελλαδικού χώρου.

Πρόσφατα αποτελέσματα από την ανάλυση των κλιματικών δεδομένων προσομοιώσεων περιοχικών κλιματικών μοντέλων που έχουν εφαρμοστεί στο πλαίσιο του προγράμματος EURO-COREDX (Georgoulias *et al.* 2022) δείχνουν ότι ο κίνδυνος πυρκαγιάς αναμένεται να αυξηθεί σταδιακά στο μέλλον, ειδικά στο κλιματικό σενάριο RCP8.5, με τις νότιες και ανατολικές περιοχές της Ελλάδας να αναμένεται να έχουν έως και 40 επιπλέον ημέρες/έτος υψηλού κινδύνου πυρκαγιάς (FWI > 30) σε σχέση με τα τέλη του 20ου αιώνα κατά μέσο όρο. Η Κρήτη, τα νησιά του Αιγαίου, η Αττική, καθώς και περιοχές της Πελοποννήσου προβλέπεται να παρουσιάσουν ισχυρότερη αύξηση του κινδύνου πυρκαγιάς (Rovithakis *et al.* 2022). Αντίστοιχα ευρήματα εκτίθενται και στο Μέρος 1 της παρούσας έκθεσης για τις μεταβολές του αριθμού των ημερών με υψηλό (FWI>30) και ακραίο (FWI>45) κίνδυνο πυρκαγιάς.

3.3.3 Κλιματική αλλαγή και διάδοση των δασικών πυρκαγιών

Προηγούμενες μελέτες έχουν θέσει το ερώτημα σχετικά με τη σχετική σημασία του καιρού και της καύσιμης ύλης στη συμπεριφορά των δασικών πυρκαγιών, δημιουργώντας την «υπόθεση του καιρού» και την «υπόθεση των καυσίμων» (Bessie and Johnson 1995, Agee 1997, Hanan 2020). Η υπόθεση του καιρού υποδηλώνει ότι οι μεγάλες, σοβαρές πυρκαγιές προκαλούνται από ακραία καιρικά φαινόμενα και τα δάση καίγονται έντονα ανεξάρτητα από την κατάσταση των καυσίμων τους. Αντιθέτως, η υπόθεση της καύσιμης ύλης προτείνει ότι η μείωση της ποσότητας της, με παράλληλες μεταβολές στη σύνθεση, πυκνότητα, διάταξη και κατακόρυφη κατανομή της εντός των δασικών συστάδων περιορίζει τη σφοδρότητα της φωτιάς. Η συμπεριφορά των δασικών πυρκαγιών περιπλέκεται από την ακανόνιστη και συχνά καθοδηγούμενη από τον καιρό φύση αυτών των φαινομένων. Οι Keeley και Fotheringham (2001) ισχυρίζονται ότι οι καταστροφικές πυρκαγιές εξαρτώνται λιγότερο από την καύσιμη ύλη και περισσότερο από τη σύμπτωση με τα έντονα καιρικά φαινόμενα.

Στην έρευνα των Kalabokidis *et al.* 2015, εφαρμόστηκε η υπόθεση του καιρού για τη διεξαγωγή στοχαστικών προσομοιώσεων (ενός μεγάλου αριθμού 100.000 τυχαίων αναφλέξεων) της συμπεριφοράς πυρκαγιάς (Finney 2006a). Μελετήθηκαν μεγάλες δασικές πυρκαγιές υπό ακραίες συνθήκες (extreme wildfire events / EWE) που δύσκολα

τίθενται υπό έλεγχο, με βάση δεδομένα για τις σημερινές (1961–1990) και μελλοντικές κλιματικές (2071–2100) συνθήκες που προέρχεται από ένα RCM. Βασικοί στόχοι ήταν η αξιολόγηση του αναμενόμενου βαθμού αλλαγών στις πιθανότητες καύσης, στο μέγεθος και στην ένταση των μεγάλων δασικών πυρκαγιών που ξεφεύγουν από τις αρχικές προσπάθειες ελέγχου, και εκτίμηση του αναμενόμενου αντίκτυπου στις αξίες σε κίνδυνο στην Ελλάδα (Kalabokidis *et al.* 2015). Για τις στοχαστικές προσομοιώσεις απαιτούνται τρεις μετεωρολογικές εισροές: η ταχύτητα και η διεύθυνση του ανέμου, και η περιεχόμενη υγρασία της καύσιμης ύλης. Ως κανόνας, αυτό που μας ενδιαφέρει είναι να προσομοιώσουμε τη συμπεριφορά μεγάλων δασικών πυρκαγιών υπό τις χείριστες μετεωρολογικές συνθήκες. Αυτές οι συνθήκες όπως είδαμε κατά τη διάρκεια πρόσφατων πυρικών περιόδων / καλοκαιριών, μπορούν να συμβούν στο παρόν αρκετά συχνά, και προβλέπεται ότι θα γίνονται συχνότερα στο μέλλον.

Παρατηρήθηκε μία σαφής τάση για αυξημένα μεγέθη πυρκαγιών, με μεγαλύτερη συχνότητα για μεγέθη πυρκαγιάς περισσότερα από 5.000 στρέμματα στη ΝΔ Πελοπόννησο (Kalabokidis *et al.* 2015). Αναμένεται ότι ο αριθμός των μικρών δασικών πυρκαγιών (<100 στρέμματα) θα μειωθεί υπέρ των μεγαλύτερων πυρκαγιών. Η παρούσα κατάσταση (1961–1990) παρήγαγε το 30% των πυρκαγιών σε έκταση μεγαλύτερη από 5.000 στρέμματα, ενώ στις μελλοντικές συνθήκες (2071–2100) οι εκροές αυτές ανήλθαν σε περίπου 50%. Μεγέθη πυρκαγιάς ≥10.000 στρεμμάτων ήταν σπάνια προς το παρόν (σχεδόν 5%), αλλά τα αποτελέσματα έδειξαν αύξηση στο 15% για τις μελλοντικές συνθήκες. Η μέση καμένη έκταση ανά προσομοίωση πυρκαγιάς (χωρίς καμία προσομοιωμένη προσπάθεια καταστολής), εκτιμάται ότι θα αυξηθεί περίπου από 3.000 στρέμματα σε 6.000 στρέμματα για τη μελλοντική χρονική περίοδο, δηλαδή μία αναμενόμενη αύξηση 100%.

Το μέγεθος των πυρκαγιών είναι πιθανό να έχει μία αύξηση που μπορεί ουσιαστικά να επηρεάζει τις αξίες σε κίνδυνο. Δεκάδες χιλιάδες προσομοιώσεις πυρκαγιών και αρκετές δοκιμές πριν από την παραγωγή των αποτελεσμάτων της μελέτης των Kalabokidis *et al.* (2015) παρείχε στοιχεία ότι οι κινητήριες δυνάμεις αυτής της αύξησης είναι κυρίως η σωρευτική επίδραση της μειωμένης περιεχόμενης υγρασίας της καύσιμης ύλης, μαζί με αυξημένες ταχύτητες ανέμου και κηλίδωση (ή πέταγμα καυτρών, spotting). Οι προβλεπόμενες από το RCM χαμηλότερες τιμές σχετικής υγρασίας αναμένεται να οδηγήσουν σε αύξηση στις μελλοντικές συχνότητες ανάφλεξης, καθώς η υγρασία της καύσιμης ύλης συνδέεται ευθέως με την πιθανότητα ανάφλεξης (Andrews *et al.* 2003).

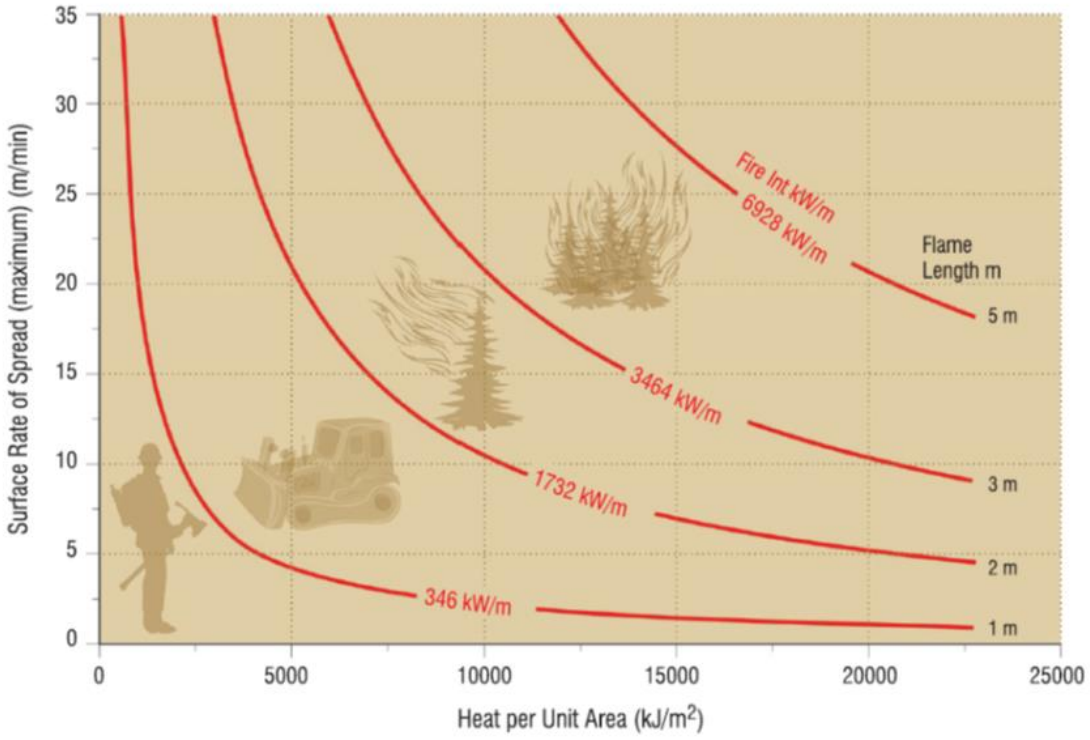
Τα προαναφερόμενα αποτελέσματα είναι σε γενική συμφωνία και με εκείνα σε άλλες χώρες της Μεσογείου με είδη βλάστησης παρόμοια εκείνων της Ελλάδας. Μελέτη των Aparício *et al.* (2022) για τη Meseta της Ιβηρικής Χερσονήσου καταδεικνύει ότι η μετεωρολογική περίοδος των πυρκαγιών θα ξεκινάει νωρίτερα και θα τελειώνει αργότερα, οδηγώντας σε σημαντική αύξηση του αριθμού των ημερών με καιρικές συνθήκες που ευνοούν πυρκαγιές υψηλής έντασης για τα κλιματικά σενάρια RCP4.5 and

RCP8.5. Σύμφωνα με την ίδια μελέτη, για τα πευκοδάση εκτιμάται ότι μία πυρκαγιά με μέση ένταση θα παρουσιάζει σοβαρή αντίσταση στον έλεγχο από την άνοιξη έως το φθινόπωρο. Η σφοδρότητα της συμπεριφοράς της πυρκαγιάς σε θαμνώδεις εκτάσεις αυξάνεται επίσης σημαντικά λόγω της κλιματικής αλλαγής, με τις πυρκαγιές υψηλής έντασης να συμβαίνουν δυνητικά οποιαδήποτε εποχή του χρόνου. Τόσο στα φυλλοβόλα όσο και στα αειθαλή πλατύφυλλα δάση προβλέπεται να προκαλούνται συνήθως πυρκαγιές με αρκετά χαμηλή ένταση ώστε να παραμένουν εντός της ικανότητας καταστολής (Aparício *et al.* 2022), αλλά τα πλατύφυλλα είδη έχουν γενικά αυξημένες υδατικές και εδαφικές απαιτήσεις για να επιβιώσουν. Είναι σαφές βέβαια ότι τα πευκοδάση ευδοκιμούν σε ξηροθερμικές συνθήκες και σχετικά φτωχά εδάφη, που επικρατούν σε εκτεταμένες περιοχές της παράκτιας και νησιωτικής Ελλάδας, για συγκεκριμένους βιοφυσικούς λόγους.

Από όλα τα παραπάνω προκύπτει ότι ο συνδυασμός των ευνοϊκών για εκδήλωση πυρκαγιών κλιματικών συνθηκών με την ισχυρότερη πιθανότητα ανάφλεξης λόγω της αύξησης της έκτασης της διεπαφής δασών και οικισμών, αναμένεται να προάγει συχνές και ακραίες πυρκαγιές. Αυτές οι πυρκαγιές απειλούν ήδη τον πληθυσμό και τις ανθρώπινες υποδομές και δραστηριότητες στην τρέχουσα περίοδο (Ganteaume *et al.* 2011, Curt *et al.* 2013, Chas-Amil 2022).

3.3.4 Ακραία περιστατικά δασικών πυρκαγιών

Το διάγραμμα των χαρακτηριστικών της πυρκαγιάς στην Εικόνα 3.3.1 (Andrews and Rothermel 1982, Καλαμποκίδης κ.α. 2013) παρουσιάζει τη δυσκολία καταστολής με μία εκτίμηση για τη μέγιστη ταχύτητα εξάπλωσης και ένα από τα ακόλουθα τρία χαρακτηριστικά της φωτιάς: εκλυόμενη θερμότητα ανά μονάδα επιφανείας, θερμική ένταση μετώπου και μήκος φλόγας (Andrews *et al.* 2011). Το διάγραμμα σκιαγραφεί επίσης τα κατώτατα όρια για τις προσπάθειες ελέγχου της πυρκαγιάς που μπορούν να χρησιμοποιηθούν από τους πυροσβέστες (π.χ. Πίνακας 3.3.1). Έτσι, τα επίγεια συνεργεία με χειρωνακτικά εργαλεία θα πρέπει να είναι σε θέση να καταστείλουν μία πυρκαγιά με μήκος φλόγας λιγότερο από 1 m, ενώ οι εκσκαφείς ενδέχεται να απαιτούνται για πυρκαγιές με μεγαλύτερες φλόγες, έως 2 m. Η καταστολή μπορεί να είναι δύσκολη εάν τα μήκη φλόγας ανέρχονται στα 3 m λόγω λαμπαδιάσματος (torching) μεμονωμένων δένδρων και κηλίδωσης (spotting), και γίνεται πολύ δύσκολη έως αδύνατη όταν τα μήκη φλόγας φτάνουν ή υπερβαίνουν τα 4-5 m (με τις αντίστοιχες θερμικές εντάσεις και ταχύτητες εξάπλωσης του μετώπου της πυρκαγιάς). Στην τελευταία περίπτωση, υπάρχουν συνθήκες για μεγάλες και επικίνδυνες πυρκαγιές με εκρηκτική και ακραία συμπεριφορά, όπως με πέταγμα καυτρών και διάδοση στις κόμες των δένδρων (crowning), καθοδηγούμενες από τον άνεμο ή από τη στήλη καύσης (Albini 1976, Andrews and Rothermel 1982, Καλαμποκίδης κ.α. 2013).



Εικόνα 3.3.1. Μεταβολή της επιφανειακής ταχύτητας εξάπλωσης (surface rate of spread) ανάλογα με την εκλυόμενη θερμότητα ανά μονάδα επιφανείας (heat per unit area), σε αντιστοιχία με τη θερμική ένταση του μετώπου (fireline intensity) και το μήκος φλόγας (flame length) – Κατηγορίες ανάλογα με τις ενέργειες καταστολής του Πίνακα 3.3.1. (Πηγή: Καλαμποκίδης κ.α. 2013).

Πίνακας 3.3.1. Αντιστοίχιση των τιμών του μήκους της φλόγας και της θερμικής έντασης του μετώπου με ενέργειες καταστολής μίας πυρκαγιάς. (Πηγή: Καλαμποκίδης κ.α. 2013).

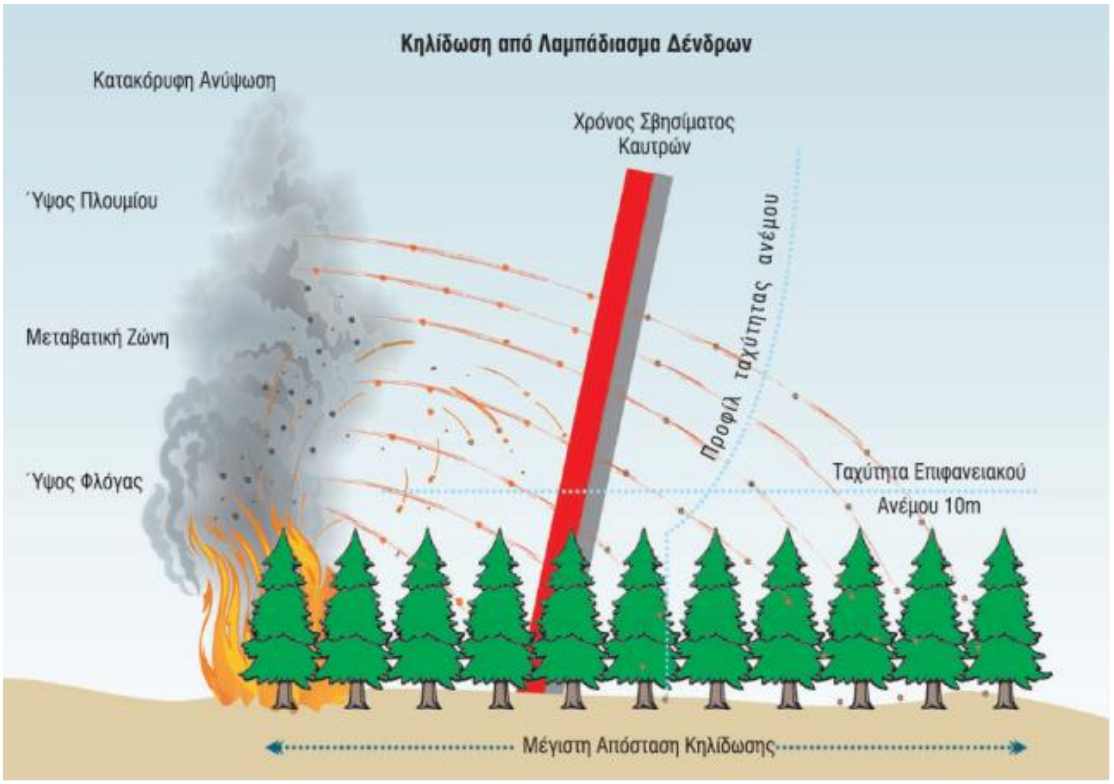
Μήκος φλόγας (m)	Θερμική ένταση μετώπου (kW/m)	Τρόποι καταστολής
<1,2	<350	Η πυρκαγιά μπορεί γενικά να αντιμετωπιστεί με άμεση προσβολή κατά μέτωπο ή πλευρικά, χρησιμοποιώντας ανθρώπινο δυναμικό με εργαλεία χειρός και χειρωνακτική εκσκαφή αντιπυρικής γραμμής.
1,2-2,4	350-1.750	Η πυρκαγιά είναι αρκετά έντονη για άμεση προσβολή στο μέτωπο από δασοπυροσβέστες με εργαλεία χειρός. Η χειρωνακτική αντιπυρική γραμμή δεν μπορεί να κρατήσει την πυρκαγιά. Μηχανικά μέσα όπως εκσκαφείς, κρουνοί, πυροσβεστικά οχήματα και αεροσκάφη με επιβραδυντικά υγρά μπορεί να είναι αποτελεσματικά.
2,4-3,4	1.750-3.500	Οι πυρκαγιές μπορεί να παρουσιάσουν σοβαρά προβλήματα ελέγχου, με άναμμα και μεταφορά στην κόμη των δέντρων, κηλίδωση και αναζωπυρώσεις. Οι προσπάθειες ελέγχου στο μέτωπο της πυρκαγιάς καθίστανται μάλλον αναποτελεσματικές.
>3,4	>3.500	Πρόκειται για μεγάλες πυρκαγιές ισχυρής έντασης που δύσκολα τίθενται υπό έλεγχο. Πυρκαγιές κόμης με κηλίδωση και μεγάλες ταχύτητες εξάπλωσης είναι πιθανές. Οι άμεσες μέθοδοι θεωρούνται επικίνδυνες και αναποτελεσματικές. Πρέπει να εφαρμοστούν έμμεσες μέθοδοι καταστολής με χρήση εναέριων μέσων (αεροσκάφη, ελικόπτερα) και δημιουργία αντιπυρικής ζώνης σε απόσταση ασφαλείας από το μέτωπο της επερχόμενης πυρκαγιάς.

Οι πυρκαγιές εξελίσσονται με την ανάφλεξη άκαυτης καύσιμης ύλης εμπρός από το μέτωπο και την περίμετρο τους. Μπορεί να μεγαλώσουν σε διαστάσεις και ένταση και μέσω ανάφλεξης σε φυτικά καύσιμα που βρίσκονται αρκετά μακριά από τα άκρα τους με το πέταγμα καυτρών (κηλίδωση) που μεταφέρονται με τη βοήθεια του ανέμου και του πλουμίου (plume) του καπνού, καθώς και από ανεξάρτητη εξάπλωση στις κόμες των δένδρων ως επικόρυφες πυρκαγιές (π.χ. Van Wagner 1977). Η επικίνδυνη και ακραία αυτή συμπεριφορά της φωτιάς (extreme fire behavior) μπορεί να εκδηλώνεται παράλληλα με την ύπαρξη διασώσεων ή νησίδων άκαυτης καύσιμης ύλης, χωρίς να έχει καεί όλη η περιοχή μέσα στην περίμετρο της φωτιάς, για μία σειρά από γνωστούς και (τις περισσότερες φορές) άγνωστους λόγους. Εκτός από τις παραπάνω μεγάλες πυρκαγιές, άλλες εκρηκτικές συμπεριφορές περιλαμβάνουν πύρινους στροβίλους ή φλεγόμενες δίνες (horizontal roll vortices και firewhirls) και καταιγίδες πυρκαγιών (firestorms) και, παρότι αφορούν λίγα περιστατικά, προκαλούν σημαντικά προβλήματα ασφάλειας και ελέγχου καταστολής.

Επικίνδυνες πυρκαγιές απορρέουν σε μεγάλο βαθμό από τις συνθήκες του περιβάλλοντος της πυρκαγιάς, που ευνοούν την ακραία συμπεριφορά της φωτιάς. Ακραίες συνθήκες καύσης συμβάλλουν στην ανάπτυξη πυρκαγιών κόμης και πετάγματος καυτρών που μπορεί να οδηγήσουν σε ογκώδεις ή μεγάλης έντασης πυρκαγιές (mass fires) και εκτεταμένες ή μεγάλης ταχύτητας πυρκαγιές (conflagrations) και άρα συνιστούν απειλή για τους δασοπυροσβέστες και τη δημόσια ασφάλεια. Οι συντελεστές των μεγάλων πυρκαγιών γίνονται δύσκολα κατανοητοί, αν και η συνεπίδραση χαμηλής υγρασίας καυσίμων, ανέμων, έντονης προθέρμανσης της καύσιμης ύλης από την ηλιακή ακτινοβολία και κλίσης του εδάφους, καθώς και η φωτιά η ίδια, είναι σημαντικοί παράγοντες στη δημιουργία μέγα-πυρκαγιών (Καλαμποκίδης κ.α. 2013).

Ανάλογα με τη σχέση ανάμεσα στη δύναμη της φωτιάς και στη δύναμη του ανέμου (Rothermel 1991), οι πυρκαγιές κόμης κατηγοριοποιούνται περαιτέρω σε πυρκαγιές καθοδηγούμενες από τον άνεμο (wind-driven fires) και πυρκαγιές που κυριαρχούνται από τη στήλη (πλούμιο) καύσης τους (plume-dominated fires). Μία επικόρυφη πυρκαγιά με γρήγορη εξάπλωση μπορεί να προκύψει όταν οι άνεμοι ενισχύονται και οι φλόγες από τα δένδρα που καίγονται οδηγούνται σε γειτονικά δένδρα. Οι ταχύτητες εξάπλωσης των μεγάλων πυρκαγιών κόμης μπορούν να υπερβούν και τα 10 km/h, ενώ έχουν καταγραφεί μήκη φλόγας πάνω από 30-50 m. Μία τέτοια πυρκαγιά οποιουδήποτε τύπου συνοδεύεται από βροχή αποκαϊδιών, φλεγόμενων στροβίλων, καπνού και γρήγορη ανάπτυξη μίας κατακόρυφα σχηματισμένης στήλης καύσης ή πλουμίου. Καλοσχηματισμένες στήλες καύσης αναπτύσσονται συνήθως κάτω από ασταθείς καιρικές συνθήκες και μπορούν να κυριαρχήσουν στη συμπεριφορά της φωτιάς με ανοδικά και καθοδικά ρεύματα αέρα. Μία ιδιαίτερα επικίνδυνη κατάσταση που δημιουργείται είναι όταν το πλούμιο καταρρέει λόγω της βαρύτητας και τα ισχυρά καθοδικά ρεύματα είναι σε θέση να διασπείρουν μία φωτιά απρόβλεπτα προς οποιαδήποτε κατεύθυνση, με γρήγορες ταχύτητες και σοβαρές απειλές για τη ζωή των δασοπυροσβεστών.

Εάν οι συνθήκες για τη συντήρηση της εξάπλωσης μίας πυρκαγιάς κόμης εκλείψουν ή δεν είναι πλέον ευνοϊκές, τα φλεγόμενα δένδρα θα καούν πλήρως, αλλά κατά τη διαδικασία αυτή μπορεί να παραχθεί βροχή από αποκαΐδια που ανέρχονται και εξαπλώνονται με τον άνεμο, προκαλώντας πυρκαγιές κηλίδωσης. Οι τελευταίες μπορεί να ξεκινήσουν όταν εκτινάσσονται αναμμένα σωματίδια καύσιμης ύλης επάνω ή μπροστά από το φλεγόμενο μέτωπο ή/και παρασύρονται από τον άνεμο και στη συνέχεια ξεκινούν νέες πυρκαγιές καθώς προσγειώνονται σε δεκτικά πεδία καύσιμης ύλης μακριά από το κύριο μέτωπο της πυρκαγιάς (Εικόνα 3.3.2). Κατάλληλα σωματίδια καυτρών αποτελούν κομμάτια κουκουναριών και φλοιού, τούφες από γρασίδι και βρύα, κλαδάκια και άλλα μέρη ξύλου. Οι καύτρες θα πρέπει να είναι αρκετά μικρές για να ανυψώνονται και να μεταφέρονται με τον άνεμο, αλλά και αρκετά μεγάλες για να ξεκινήσουν μία πυρκαγιά όταν αποτεθούν στο έδαφος (π.χ. Wakimoto 1990).



Εικόνα 3.3.2. Πέταγμα καυτρών από δένδρα που λαμπαδιάζουν. (Πηγή: Καλαμποκίδης κ.α. 2013).

Εάν η ταχύτητα του ανέμου στο μέσο ύψος της φλόγας υπερβαίνει τα 15 km/h και η περιεχόμενη υγρασία της καύσιμης ύλης είναι μικρότερη από 10%, τότε κηλίδωση μπορεί να εμφανίζεται όταν η θερμική ένταση του μετώπου υπερβαίνει τα 4.000 kW/m. Αποστάσεις έναρξης σημειακών πυρκαγιών έως και 1-2 km μπροστά από το κύριο μέτωπο της φωτιάς είναι πιθανές (Cruz *et al.* 2006), ενώ για παράδειγμα στην Αυστραλία σε δάση ευκαλύπτων έχει καταγραφεί κηλίδωση έως και 20 km. Η μέγιστη απόσταση πετάγματος των καυτρών στα κατάντη του ανέμου υπολογίζεται μαθηματικά και έχει ενσωματωθεί σε συστήματα πρόβλεψης συμπεριφοράς της πυρκαγιάς (π.χ. Cruz *et al.* 2004). Συνήθως προβλέπεται μία μέσου βεληνεκούς κηλίδωση σε μεγαλύτερη απόσταση με τον άνεμο παρά από τα αποκαΐδια που διασπείρονται κατά μήκος της γραμμής ελέγχου στο μέτωπο της πυρκαγιάς. Η έναρξη όμως μίας σημειακής πυρκαγιάς εξαρτάται από τη δεκτικότητα των λεπτών καυσίμων στο πεδίο όπου έχουν αποτεθεί τα αποκαΐδια, δηλαδή την πιθανότητα ανάφλεξης, που εξαρτάται από τη θερμοκρασία και την υγρασία του αέρα και της καύσιμης ύλης. Όταν οι συνθήκες είναι κατάλληλες, όλες αυτές οι δυνάμεις μπορούν να παραγάγουν ογκώδεις πυρκαγιές κόμης με κηλίδωση μεγάλου

βεληνεκούς και εκτεταμένες δίνες φωτιάς, καθώς και άλλα φαινόμενα εκρηκτικής και καταιγιστικής συμπεριφοράς των πυρκαγιών (Cruz *et al.* 2004, 2006).

Συμπερασματικά, τα χαρακτηριστικά της ακραίας συμπεριφοράς των μεγάλων πυρκαγιών (mega-fires) περιλαμβάνουν (Omi 2005):

- πολύ υψηλές έως ακραίες ταχύτητες εξάπλωσης της πυρκαγιάς
- ενεργή μετάδοση της πυρκαγιάς στην κόμη και λαμπάδιασμα των δένδρων
- δημιουργία στροβίλων φωτιάς
- υψηλές και καλά ανεπτυγμένες στήλες μεταφοράς θερμότητας της καύσης
- μεγάλα και επικίνδυνα μήκη φλόγας
- μαζικό πέταγμα καυτρών ή κηλίδωση.

Ο Πίνακας 3.3.2 (Tedim *et al.* 2018) παρουσιάζει μία ποσοτικοποιημένη κατηγοριοποίηση σε ό,τι αφορά τη συμπεριφορά και τις δυνατότητες καταστολής των πυρκαγιών. Σε αυτή την ταξινόμηση, οι τέσσερις πρώτες κατηγορίες χαρακτηρίζονται ως “κανονικές” πυρκαγιές, δηλαδή γεγονότα εντός των ορίων της γενικής ικανότητας καταστολής (Καλαμποκίδης κ.α. 2013), ενώ οι άλλες τρεις κατηγορίες υπερβαίνουν αυτά τα όρια και ταξινομούνται ως ακραία περιστατικά δασικών πυρκαγιών (EWE). Τα κριτήρια που χρησιμοποιήθηκαν για τον καθορισμό αυτής της ταξινόμησης (σύμφωνα με τους Tedim *et al.* 2018) βασίστηκαν στη θερμική ένταση του μετώπου (FLI), στην ταχύτητα εξάπλωσης (ROS), το μήκος φλόγας (FL), τις μετρήσεις ακραίας συμπεριφοράς πυρκαγιάς (EFB) σε πραγματικό χρόνο, τους τύπους έρπουσας (surface) ή επικόρυφης (crown) πυρκαγιάς που μεταφέρονται με τη βοήθεια του ανέμου (wind-driven fires) ή του πλουμίου του καπνού (plume-dominated fires), καθώς και τις ενέργειες καταστολής και τους τρόπους ελέγχου της συμπεριφοράς της πυρκαγιάς.

Πίνακας 3.3.2. Κλίμακα ταξινόμησης των πυρκαγιών σε κανονικές (Normal Fires) και ακραίες (Extreme Wildfire Events) με βάση τη συμπεριφορά τους σε πραγματικό χρόνο, τους τύπους έρπουσας (surface) ή επικόρυφης (crown) πυρκαγιάς που καθοδηγούνται από τον άνεμο (wind-driven) ή το πλούμιο του καπνού (plume-driven), και τους τρόπους καταστολής (Πηγή: Tedim *et al.* 2018).

		Real Time Measurable Behavior Parameters			Real Time Observable Manifestations of EFB				
Fire Category		FLI* (kWm^{-1})	ROS (m/min)	FL (m)	PyroCb	Downdrafts	Spotting Activity	Spotting Distance (m)	Type of Fire and Capacity of Control *
Normal Fires	1	<500	<5 [a] <15 [b]	<1.5	Absent	Absent	Absent	0	Surface fire Fairly easy
	2	500–2000	<15 [a] <30 [b]	<2.5	Absent	Absent	Low	<100	Surface fire Moderately difficult
	3	2000–4000	<20 [c] <50 [d]	2.5–3.5	Absent	Absent	High	≥100	Surface fire, torching possible Very difficult
	4	4000–10,000	<50 [c] <100 [d]	3.5–10	Unlikely	In some localized cases	Prolific	500–1000	Surface fire, crowning likely depending on vegetation type and stand structure Extremely difficult
Extreme Wildfire Events	5	10,000–30,000	<150 [c] <250 [d]	10–50	Possible	Present	Prolific	>1000	Crown fire, either wind- or plume-driven Spotting plays a relevant role in fire growth Possible fire breaching across an extended obstacle to local spread Chaotic and unpredictable fire spread Virtually impossible
	6	30,000–100,000	<300	50–100	Probable	Present	Massive Spotting	>2000	Plume-driven, highly turbulent fire Chaotic and unpredictable fire spread Spotting, including long distance, plays a relevant role in fire growth Possible fire breaching across an extended obstacle to local spread Impossible
	7	>100,000 (possible)	>300 (possible)	>100 (possible)	Present	Present	Massive Spotting	>5000	Plume-driven, highly turbulent fire Area-wide ignition and firestorm development non-organized flame fronts because of extreme turbulence/vorticity and massive spotting Impossible

[a]Δάσος και θαμνώνας, [b]χορτολίβαδο, [c]δάσος, [d]θαμνώδης έκταση και λιβάδι.

*Οι κατηγορίες 1 έως 4 της θερμικής έντασης του μετώπου (FLI) ακολουθούν την ταξινόμηση των Alexander and Lanoville (1989).

Υπάρχει μία περίπλοκη σχέση μεταξύ του τύπου της πυρκαγιάς και των επιπτώσεων της στην κοινωνία και στο περιβάλλον. Η χρήση βιοφυσικών παραμέτρων για την ταξινόμηση των EWE δεν θα πρέπει να αγνοεί μακροπρόθεσμες και πολύπλοκες κοινωνικο-οικολογικές αλληλεπιδράσεις που προκαλούν τις ακραίες πυρκαγιές και συμβάλλουν στα αποτελέσματα τους (π.χ. Spies *et al.* 2014). Σε πολλές περιπτώσεις, οι αιτίες έναρξης των EWE μπορεί να είναι ανθρωπογενείς σε συνδυασμό πάντα με την κλιματική κρίση, τις φυσικοχημικές ιδιότητες της καύσιμης ύλης και το έντονο ανάγλυφο. Για παράδειγμα και σύμφωνα με τα παραπάνω, ο διαχωρισμός μεταξύ κανονικών πυρκαγιών, όπως αυτές που συνήθως έχουμε στην Πεντέλη των οποίων οι ταχύτητες της οριζόντιας μεταφοράς κυμαίνονται από 1 έως 5 km/h (15-85 m/min), δεν αποκλείουν και τις ακραίες περιπτώσεις δασικών πυρκαγιών, στις οποίες οι τιμές μπορεί να φτάσουν ή και να ξεπεράσουν όχι μόνο τα 6 km/h (100 m/min) αλλά και τα 18 km/h (300 m/min) αναλόγως των συνθηκών. Οι Αθανασίου και Ξανθόπουλος (2009) μελέτησαν και κατέγραψαν τη συμπεριφορά 12 μεγάλων πυρκαγιών του καλοκαιριού του 2007 και παρατήρησαν ότι η μέγιστη ταχύτητα εξάπλωσης ήταν τα 11,2 km/h, με μέση τιμή τα 3,5 km/h. Οι ίδιοι συγγραφείς αξιοποίησαν 95 μετρήσεις του πραγματικού ρυθμού εξάπλωσης ιστορικών πυρκαγιών επιφανείας και κατέγραψαν ότι σε χαμηλούς και

υψηλούς θαμνώνες (μακί) οι ταχύτητες εξάπλωσης κυμαίνονται μεταξύ 7-9 km/h, σε φρυγανότοπους αστοιβής (*Sarcopoterium spinosum*) έως 8 km/h και σε χαμηλά χόρτα έως και 15,6 km/h (Αθανασίου και Ξανθόπουλος 2015). Τέλος, για την πυρκαγιά της ανατολικής Αττικής του 2018 (Μάτι) κατέγραψαν μέσες ταχύτητες εξάπλωσης τα 2 km/h, με μέγιστη ταχύτητα τα 7,8 km/h (Αθανασίου και Ξανθόπουλος 2021). Όλα αυτά συμβαίνουν επειδή γενικά οι μέγα-πυρκαγιές επηρεάζονται σε μεγάλο βαθμό από τα γεωγραφικά χαρακτηριστικά της πληγείσας περιοχής (Tedim *et al.* 2018), και προφανώς υπάρχει διαφοροποίηση στις εκατοντάδες πυρκαγιές που εμφανίζονται κάθε καλοκαίρι στην Ελλάδα.

3.3.5 Συμπεράσματα και διαχειριστικές προεκτάσεις

Με βάση τα αποτελέσματα των ερευνών, αναμένεται να εκδηλωθούν μεγάλες δασικές πυρκαγιές με αυξανόμενο μέγεθος και ένταση στην Ελλάδα κατά τον 21ο αιώνα, με επακόλουθο την αύξηση των πιθανοτήτων καύσης σε μεγάλο μέρος του τοπίου. Η μετεωρολογική περίοδος των πυρκαγιών θα ξεκινάει νωρίτερα και θα τελειώνει αργότερα εν μέσω της κλιματικής αλλαγής, οδηγώντας σε σημαντική αύξηση του αριθμού των ημερών με καιρικές συνθήκες που ευνοούν καταστροφικές δασικές πυρκαγιές. Σε ό,τι αφορά τη συμπεριφορά της πυρκαγιάς, οι πιο έντονες αλλαγές θα συμβούν στα πευκοδάση, όπου πυρκαγιές με μέση έως υψηλή θερμική ένταση του μετώπου έχουν την προοπτική να προβάλουν σοβαρή αντίσταση στον έλεγχο τους από την άνοιξη έως το φθινόπωρο. Η σφοδρότητα της συμπεριφοράς της πυρκαγιάς σε θαμνώδεις εκτάσεις θα αυξηθεί επίσης σημαντικά υπό την επίδραση της κλιματικής αλλαγής, με πυρκαγιές υψηλής έντασης που ενδέχεται να συμβαίνουν οποιαδήποτε εποχή του χρόνου. Τόσο τα δάση φυλλοβόλων όσο και τα δάση αειθαλών πλατυφύλλων προβλέπεται ότι θα έχουν συνήθως πυρκαγιές που παραμένουν εντός των δυνατοτήτων της καταστολής.

Τα αποτελέσματα στοχαστικών προσομοιώσεων συμπεριφοράς ανεξέλεγκτων πυρκαγιών αποκάλυψαν ότι πολυάριθμα σπίτια και τουριστικές και γεωργικές εγκαταστάσεις θα επηρεαστούν από τις επερχόμενες αλλαγές στη συμπεριφορά της φωτιάς λόγω της διάσπαρτης τοποθεσίας τους στο τοπίο, και οι ιδιοκτήτες θα πρέπει να λάβουν πρόσθετη φροντίδα και προληπτικά μέτρα για την προστασία της περιουσίας τους (Palaiologou *et al.* 2018). Τα μνημεία και οι χώροι πολιτιστικής κληρονομιάς έχουν μία σημαντική αλλαγή στις τιμές του κινδύνου τους από τις πυρκαγιές επί το χείριστο, και λαμβάνοντας υπόψη ότι τα περισσότερα από αυτά βρίσκονται σε καθεστώς χαμηλής προστασίας, πιθανότατα θα χρειαστούν επιπλέον μέτρα για να αποφύγουν ζημίες ή καταστροφές. Η διεπαφή πόλης-περιαστικής φύσης (wildland urban interface / WUI) θα αντιμετωπίζει ακόμη μεγαλύτερες και πιο έντονες πυρκαγιές κατά την τωρινή και μελλοντική περίοδο, και καθώς περισσότεροι άνθρωποι τείνουν να διαμένουν σε αυτές

τις περιοχές (προάστια), ο κίνδυνος για τις ανθρώπινες ζωές και περιουσίες είναι πολύ αυξημένος (π.χ. Παλαιολόγου κ.α. 2021). Εγκαταστάσεις βιομηχανικής υποδομής στην αγροτική και αστική διεπαφή (rural urban interface / RUI), όπως ηλιακά πάνελ και θερμοκήπια, έχουν υψηλό κίνδυνο και για την αποφυγή οικονομικών ζημιών, και οι ιδιοκτήτες πρέπει να δημιουργήσουν ζώνες πυροπροστασίας γύρω τους. Αναμένεται ότι τα ενδιαιτήματα της άγριας ζωής θα αντιμετωπίσουν επίσης πιο έντονες και μεγαλύτερες πυρκαγιές, επομένως θα πρέπει να δοθεί προτεραιότητα στις περιοχές που απαιτούν τη μεγαλύτερη προσοχή και αυτό πρέπει να γίνεται προληπτικά και αποτρεπτικά.

Δεδομένου ότι τα καιρικά μοτίβα δεν μπορούν να αλλάξουν ή να τροποποιηθούν απευθείας από τον άνθρωπο σε τοπική ή περιφερειακή κλίμακα και κατά τη διάρκεια του χρόνου που απαιτείται (υπόθεση καιρού), η μόνη επιλογή που απομένει για την προστασία των κοινωνιών και τις αξίες σε κίνδυνο είναι με την τροποποίηση της βλάστησης και των μοτίβων της καύσιμης ύλης (υπόθεση καυσίμου) σε μία προσπάθεια μείωσης της διαθεσιμότητας των καυσίμων και ελέγχου σε κάποιο σημείο της δραστηριότητας της πυρκαγιάς (Palaiologou 2020). Ως αποτέλεσμα, οι δράσεις μείωσης της δασικής καύσιμης ύλης θα πρέπει να συνεχίσουν να αυξάνονται με την πάροδο του χρόνου ως απάντηση στο μεταβαλλόμενο κλίμα και τη συνακόλουθη αύξηση στα φορτία της καύσιμης ύλης και των πυρκαγιών (Bachelet *et al.* 2001, McKenzie *et al.* 2004, Gedalof *et al.* 2005). Τα αποτελέσματα πολλών σχετικών ερευνών υπογραμμίζουν την ανάγκη για τεχνικές διαχείρισης του τοπίου με στόχο τη μείωση της συσσώρευσης της βλάστησης και της καύσιμης ύλης (Palaiologou 2021), οι οποίες θα εφαρμόζονται στρατηγικά γύρω από περιοχές και εγκαταστάσεις που έχουν υψηλό κίνδυνο και τρωτότητα (Finney 2006b). Παρά ταύτα, δεν υπάρχουν σήμερα οι οικονομικές και επιστημονικές δυνατότητες ώστε οι μέθοδοι διαχείρισης της καύσιμης ύλης να εφαρμοστούν σε ολόκληρα δάση και η αποτελεσματικότητα τους να αναλυθεί με βιοφυσικά μοντέλα προσομοίωσης πυρκαγιών, και όχι εμπειρικά όπως μέχρι τώρα, υπό την έννοια του πλήρους τοπίου (δηλαδή πώς η καύσιμη ύλη, ο καιρός και η τοπογραφία αλληλεπιδρούν με όλες τις περιβαλλοντικές παραμέτρους). Ιδανικά, για να εκτιμηθεί η επίδραση της κλιματικής αλλαγής στη συμπεριφορά των μεγάλων δασικών πυρκαγιών πρέπει πρώτα να προσομοιωθεί/ εκτιμηθεί η μελλοντική κατάσταση των ελληνικών δασών και συνεπακόλουθα της καύσιμης ύλης, και στη συνέχεια να εισαχθεί στα σχετικά μοντέλα προσομοίωσης (π.χ. FlamMap, Finney 2006a) με τις μετεωρολογικές συνθήκες που προβλέπεται ότι θα επικρατήσουν στο εγγύς μέλλον σε κάθε περιοχή.

Τα ακραία γεγονότα δασικών πυρκαγιών αποτελούν μία σημαντική περιβαλλοντική, οικονομική και κοινωνική απειλή στη Νότια Ευρώπη, ενώ όλο και περισσότερο αποκτούν μεγαλύτερη σημασία σε άλλα μέρη του κόσμου. Καθώς τα όρια των στρατηγικών καταστολής των πυρκαγιών γίνονται ολοένα και πλέον εμφανή, οι επιστημονικοί και οι επιχειρησιακοί φορείς αναγνωρίζουν την αδήριτη ανάγκη ανάπτυξης καινοτόμων προσεγγίσεων που μετατοπίζουν την έμφαση στα βασικά αίτια και τις επιπτώσεις των

ακραίων περιστατικών πυρκαγιών (EWE), με κατεύθυνση προς την προληπτική ολιστική διαχείριση του τοπίου και της οικιστικής ανάπτυξης για να επιτευχθεί η ζητούμενη μεγαλύτερη ανθεκτικότητα των ελληνικών δασικών οικοσυστημάτων στην κλιματική αλλαγή. Με αυτό τον τρόπο, η αναμφισβήτητη κλιματική αλλαγή δεν γίνεται άλλοθι για ανεπαρκείς περιβαλλοντικές πολιτικές και αναποτελεσματική λήψη αποφάσεων.

Ξενόγλωσση

Agee JK 1997. The severe weather wildfire—Too hot to handle? *Northwest. Sci.* 71:153–156.

Albini FA 1976. Estimating wildfire behavior and effects. Gen. Tech. Rep. INT-GTR-30. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 92 p.

Alexander ME and Lanoville RA 1989. Predicting fire behavior in the black spruce-lichen woodland fuel type of western and northern Canada – poster/ pamphlet with text. Canadian Forestry Service, Northwest Region, Edmonton, Alberta, Government of Northwest Territories, Department of Renewable Resources, Territorial Forest Fire Centre, Fort Smith, Northwest Territories. 16 p.

Andrews PL, Loftsgaarden DO, Bradshaw LS 2003. Evaluation of fire danger rating indexes using logistic regression and percentile analysis. *Int. J. Wildland Fire* 12:213–226.

Andrews PL, Heinsch FA, Schelvan L 2011. How to generate and interpret fire characteristics charts for surface and crown fire behavior. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-253. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 40 p.

Andrews PL and Rothermel RC 1982. Charts for interpreting wildland fire behavior characteristics. Gen. Tech. Rep. INT-131. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 21 p.

Aparício BA, Santos JA, Freitas TR, Sá ACL, Pereira JMC, Fernandes PM 2022. Unravelling the effect of climate change on fire danger and fire behaviour in the Transboundary Biosphere Reserve of Meseta Ibérica (Portugal-Spain). *Clim. Change* 173:5.

Bachelet D, Neilson RP, Lenihan JM, Drapek RJ 2001. Climate change effects on vegetation distribution and carbon budget in the United States. *Ecosystems* 4:164–185.

Bessie WC and Johnson EA 1995. The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. *Ecology* 76:747–762.

Chas-Amil ML, Nogueira-Moure E, Prestemon JP, Touza J 2022. Spatial patterns of social vulnerability in relation to wildfire risk and wildland-urban interface presence. *Landscape and Urban Planning* 228:104577.

Climate Change Impacts Study Committee (CCISC) 2011. The Environmental, Economic, and Social Impacts of Climate Change in Greece. Bank of Greece: Athens, Greece, pp.

1–494. Available online: http://www.bankofgreece.gr/BoGEkdoseis/ClimateChange_FullReport_bm.pdf [Accessed: 1 June 2015].

Cruz MG, Butler BW, Alexander ME, Forthofer JM, Wakimoto RH 2006. Predicting the ignition of crown fuels above a spreading surface fire. Part I: model idealization. *Int. J. Wildland Fire* 15:47-60.

Cruz MG, Alexander ME, Wakimoto RH 2004. Modeling the Likelihood of Crown Fire Occurrence in Conifer Forest Stands. *For. Sci.* 50:640-658.

Curt T, Borgniet L, Bouillon C 2013. Wildfire frequency varies with the size and shape of fuel types in southeastern France: Implications for environmental management.*J. Environ. Manage.* 117:150-161.

EFFIS. Forest Fires in Europe; Report No 8, JRC Scientific and Technical Reports. Available online: http://forest.jrc.ec.europa.eu/media/cms_page_media/9/01-forest-fires-in-europe-2007.pdf [Accessed: 1 December 2021].

Fargeon H, Pimont F, Martin-StPaul N, De Caceres M, Ruffault J, Barbero R, Dupuy JL 2020. Projections of fire danger under climate change over France: where do the greatest uncertainties lie?.*Clim. Change 160*(3):479-493.

Finney MA 2006a. An overview of FlamMap fire modeling capabilities. In: Rocky Mountain Research Station Proceedings RMRS-P-41, Proceedings of the Fuels Management—How to Measure Success, Portland, OR, USA, 27–30 March 2006; Andrews, P.L., Butler, B.W., Eds.; USDA Forest Service: Fort Collins, CO, USA; pp. 213–220.

Finney MA 2006b. A Computational Method for Optimizing Fuel Treatment Locations. In: Rocky Mountain Research Station Proceedings RMRS-P-41, Proceedings of the Fuels Management—How to Measure Success, Portland, OR, USA, 27–30 March 2006; Andrews, P.L., Butler, B.W., Eds.; USDA Forest Service: Fort Collins, CO, USA; pp. 107–124.

Flannigan MD, Stocks BJ, Wotton BM 2000. Climate change and forest fires. *Sci. Total Environ.* 262:221–229.

Founda D and Giannakopoulos C 2009. The exceptionally hot summer of 2007 in Athens, Greece—A typical summer in the future climate? *Glob. Planet. Chang.* 67:227–236.

Fried JS, Torn MS, Mills E 2004. The impact of climate change on wildfire severity: A regional forecast for northern California. *Clim. Chang.* 64:169–191.

Ganteaume A, Marielle J, Corinne LM, Thomas C, Laurent B 2011. Effects of vegetation type and fire regime on flammability of undisturbed litter in Southeastern France. *For. Ecol. Manage 261*:2223-2231.

Gedalof Z, Peterson DL, Mantua NJ 2005. Atmospheric, climatic, and ecological controls on extreme wildfire years in the northwestern United States. *Ecol. Appl.* 15:154–174.

Georgoulias A, Akritidis D, Kalisoras A, Kapsomenakis J, Melas D, Zerefos C, Zanis P 2022. Climate change projections for Greece in the 21st century from high-resolution EURO-CORDEX RCM simulations. *Atmos. Res.* 271:106049. 10.1016/j.atmosres.2022.106049.

Giannakopoulos C, Kostopoulou E, Varotsos KV, Tziotziou K, Plitharas A 2011. An integrated assessment of climate change impacts for Greece in the near future. *Reg. Environ. Chang.* 11:829–843.

Giannakopoulos C, Le Sager P, Bindi M, Moriondo M, Kostopoulou E, Goodess CM 2009. Climatic changes and associated impacts in the Mediterranean resulting from a 2°C global warming. *Glob. Planet. Chang.* 68:209–224.

Giorgi F and Lionello P 2008. Climate change projections for the Mediterranean region. *Glob. Planet. Chang*. 63:90–104.

Hanan EJ 2020. Megafires: Climate change or land management? The Niskanen Center, Washington, D.C. 20002, U.S.A. https://www.niskanencenter.org/megafires-climate-change-or-land-management.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2391 pp, doi:10.1017/9781009157896.

Kalabokidis K, Palaiologou P, Gerasopoulos E, Giannakopoulos C, Kostopoulou E, and Zerefos C 2015. Effect of climate change projections on forest fire behavior and values-at-risk in southwestern Greece. *Forests* 6:2214-2240.

Karali A, Hatzaki M, Giannakopoulos C, Roussos A, Xanthopoulos G, Tenentes V 2014. Sensitivity and evaluation of current fire risk and future projections due to climate change: The case study of Greece. Nat. Hazard. *Earth Syst*. 14:143–153.

Keeley JE and Fotheringham CJ 2001. History and management of crown-fire ecosystems: A summary and response. *Conserv. Biol.* 15:1561–1567.

Kioutsioukis I, Melas D, Zerefos C 2010. Statistical assessment of changes in climate extremes over Greece (1955–2002). *Int. J. Climatol.* 30:1723–1737.

Kostopoulou E, Giannakopoulos C, Hatzaki M, Tziotziou K 2012. Climate extremes in the NE Mediterranean: Assessing the E-OBS dataset and regional climate simulations. *Clim. Res.* 54:249–270.

Kostopoulou E and Jones PD 2005. Assessment of climate extremes in the Eastern Mediterranean. Meteor. *Atmos. Phys.* 89:69–85.

Koutsias N, Arianoutsou M, Kallimanis AS, Mallinis G, Halley JM, Dimopoulos P 2012a. Where did the fires burn in Peloponnisos, Greece the summer of 2007? Evidence for a synergy of fuel and weather. *Agric. For. Meteor.* 156:41–53.

Koutsias N, Xanthopoulos G, Founda D, Xystrakis F, Nioti F, Pleniou M, Mallinis G, Arianoutsou M 2012b. On the relationships between forest fires and weather conditions in Greece from long-term national observations (1894–2010). *Int. J. Wildland Fire* 22:493–507.

Kuglitsch FG, Toreti A, Xoplaki E, Della-Marta PM, Zerefos CS, Türkeş M, Luterbacher J 2010. Heat wave changes in the eastern Mediterranean since 1960. *Geophys. Res. Lett.* 37: L04802.

Lestienne M, Vannière B, Curt T, Jouffroy-Bapicot I. and Hély C 2022. Climate-driven Mediterranean fire hazard assessments for 2020–2100 on the light of past millennial variability. *Clim. Change 170*:1-18.

Lionello P 2012. The Climate of the Mediterranean Region: From the Past to the Future; Elsevier Inc.: Amsterdam, The Netherlands.

McKenzie D, Gedalof ZE, Peterson DL, Mote P 2004. Climatic change, wildfire, and conservation. *Conserv. Biol.* 18:890–902.

Moriondo M, Good P, Durao R, Bindi M, Giannakopoulos C, Corte-Real J 2006. Potential impact of climate change on fire risk in the Mediterranean area. *Clim. Res*. 31(1):85-95.

Mouillot F, Rambal S, Joffre R 2002. Simulating climate change impacts on fire frequency and vegetation dynamics in a Mediterranean type ecosystem. *Glob. Chang. Biol.* 8:423–437.

Nastos PT and Kapsomenakis J 2015. Regional climate model simulations of extreme air temperature in Greece. Abnormal or common records in the future climate? *Atmos. Res.* 152:43 - 60

North M, Hurteau M, Innes J 2009. Fire suppression and fuels treatment effects on mixed conifer carbon stocks and emissions. *Ecol. Appl.* 19:1385–1396.

Omi PN 2005. Forest Fires: A Reference Handbook. Contemporary World Issues. California: ABC-CLIO. 347 p.

Palaiologou P, Ager AA, Nielsen-Pincus M, Evers CR, Kalabokidis K 2018. Using transboundary wildfire exposure assessments to improve fire management programs: a case study in Greece. *Int. J. Wildland Fire* 27:501-513.

Palaiologou P, Kalabokidis K, Ager AA, Day MA 2020. Development of comprehensive fuel management strategies for reducing wildfire risk in Greece. *Forests* 11:789.

Palaiologou P, Kalabokidis K, Ager AA, Galatsidas S, Papalampros L, Day MA 2021. Spatial optimization and tradeoffs of alternative forest management scenarios in Macedonia, Greece. *Forests* 12:697.

Rothermel RC 1991. Predicting behavior and size of crown fires in the northern Rocky Mountains. Res. Pap. INT-RP-438. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station. 46 p.

Rovithakis A, Grillakis MG, Seiradakis KD, Giannakopoulos C, Karali A, Field R, Lazaridis M, Voulgarakis A 2022. Future climate change impact on wildfire danger over the Mediterranean: The case of Greece. *Environ. Res. Lett.* 17:045022.

Rowell DP and Jones RG 2006. Causes and uncertainty of future summer drying over Europe. *Clim. Dyn.27*:281-299.

Scheffer M, Carpenter S, Foley J, Folke C, Walker B, 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413:591–596.

Sheffield J and Wood EF 2008. Projected changes in drought occurrence under future global warming from multi-model, multi scenario, IPCC AR4 simulations. *Clim. Dyn.* 31:79–105.

Spies TA, White EM, Kline JD, Fischer AP, Ager AA, Bailey J, Bolte J, Koch J, Platt E, Olsen CS, Jacobs D, Shindler B, Steen-Adams MM, Hammer R 2014. Examining fire-prone forest landscapes as coupled human and natural systems. *Ecology* 19:9.

Stephens SL, Moghaddas JJ, Hartsouogh BR, Moghaddas EEY, Clinton NE 2009. Fuel treatment effects on stand level carbon pools, treatment related emissions, and fire risk in a Sierra Nevada mixed conifer forest. *Can. J. For. Res.* 39:1538–1547.

Stocks BJ, Fosberg MA, Lynham TJ, Mearns L, Wotton BM, Yang Q, Jin JZ, Lawrence K, Hartley GR, Mason JA *et al.* 1998. Climate change and forest fire potential in Russian and Canadian boreal forests. *Clim. Chang.* 38:1–13.

Stocks BJ, Lawson BD, Alexander ME, van Wagner CE, McAlpine RS, Lynham TJ, Dube DE 1989. The Canadian Forest Fire Danger Rating System: An Overview. *For. Chron.* 65:450–457.

Tedim F, Leone V, Amraoui M, Bouillon C, Coughlan MR, Delogu GM, Fernandes PM, Ferreira C, McCaffrey, S, McGee TK, Parente J, Paton D, Pereira MG, Ribeiro LM, Viegas DX, Xanthopoulos G 2018. Defining extreme wildfire Events: difficulties, challenges, and impacts. *Fire* 1: 9.

Trigo RM, Pereira J, Pereira MG, Mota B, Calado TJ, Dacamara CC, Santo FE 2006. Atmospheric conditions associated with the exceptional fire season of 2003 in Portugal. *Int. J. Climatol.* 26:1741–1757.

Van Wagner CE 1977. Conditions for the start and spread of crown fire. *Can. J. For. Res.* 7:23-34.

Van Wagner CE 1987. Development and structure of the Canadian Forest Fire Weather Index System. In Forestry Technical Report 35, Canadian Forestry Service: Ottawa, ON, Canada, pp. 1–37.

Wakimoto RH 1990. The Yellowstone Fires of 1988: Natural Process and Natural Policy. *Northwest Sci.* 64:239-242.

Weidinmyer C, Hurteau MD 2010. Prescribed fire as a means of reducing forest carbon emissions in the western United States. *Environ. Sci. Technol.* 44:1926–1932.

Zanis P, Kapsomenakis I, Philandras C, Douvis K, Nikolakis D, Kanellopoulou E, Zerefos C, Repapis C 2009. Analysis of an ensemble of present day and future regional climate simulations for Greece. *Int. J. Climatol*. 10.1002/joc.1809.

Ελληνόγλωσση

Αθανασίου Μ και Ξανθόπουλος Γ 2009. Η συμπεριφορά των μεγάλων δασικών πυρκαγιών του 2007 στην Ελλάδα. Πρακτικά 14ου Πανελλήνιου Δασολογικού Συνεδρίου, 1-4 Νοεμβρίου 2009, Πάτρα.

Αθανασίου Μ και Ξανθόπουλος Γ 2015. Δασικές Πυρκαγιές σε Μεσογειακούς Θαμνώνες, Φρύγανα και Χορτολίβαδα στην Ελλάδα: Σύγκριση της Παρατηρηθείσας Συμπεριφοράς Πυρκαγιάς με τις Προβλέψεις του Behaveplus. Πρακτικά του 17ου Πανελλήνιου Δασολογικού Συνεδρίου, 4-7 Οκτωβρίου 2015, Αργοστόλι Κεφαλονιάς.

Αθανασίου Μ και Ξανθόπουλος Γ 2021. Η συμπεριφορά της φονικής δασικής πυρκαγιάς της 23ης Ιουλίου 2018 στην Ανατολική Αττική. Πρακτικά του 20ου Πανελλήνιου Δασολογικού Συνεδρίου, 3-6 Οκτωβρίου 2021, Τρίκαλα.

Καλαμποκίδης Κ, Ηλιόπουλος Ν, Γλιγλίνος Δ 2013. Πυρο-Μετεωρολογία και Συμπεριφορά Δασικών Πυρκαγιών σε ένα Μεταβαλλόμενο Κλίμα. Εκδοτικός Όμιλος ΙΩΝ, Αθήνα. ISBN: 978-960-508-045-7. 400 σελ.

Παλαιολόγου Π, Καλαμποκίδης Κ, Day Μ, Ager ΑΑ 2021. Μετάδοση πυρκαγιών σε αγροδασικές περιαστικές περιοχές - Μία χωρική ανάλυση στην πυρο-επιρρεπή Πολιτεία Όρεγκον των ΗΠΑ. Στο: Βιβλίο αφιερωμένο στη μνήμη του Καθ. Παύλου Κανάρογλου "Κοινωνικές Επιστήμες και Γεωγραφία: Θεωρία, Μέθοδοι και Τεχνικές Χωρικής Ανάλυσης" Καλαμποκίδης Κ., Κορρές Γ., Σουλακέλλης Ν., Φείδας Χ. (Επιμ.). Πανεπιστήμιο Αιγαίου, ISBN: 978-618-00-2640-5. Σελ. 53-74.

Κεφάλαιο 3.4: Εκτίμηση των Επιπτώσεων της Κλιματικής Αλλαγής στο Πυρικό Καθεστώς

Κωνσταντίνος Καλαμποκίδης[1], Παλαιολόγος Παλαιολόγου[2], Μαργαρίτα Αριανούτσου[3]

[1]Τμήμα Γεωγραφίας, Σχολή Κοινωνικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Αιγαίου

[2]Τμήμα Δασολογίας και Διαχείρισης Φυσικού Περιβάλλοντος, Γεωπονικό Πανεπιστήμιο Αθηνών

[3]Τομέας Οικολογίας και Ταξινομικής, Τμήμα Βιολογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών

3.4.1 Εισαγωγή

Τα τελευταία χρόνια οι δασικές πυρκαγιές ολοένα και πληθαίνουν σε συχνότητα, ενώ συγχρόνως γίνονται μεγαλύτερες σε μέγεθος και δριμύτερες σε ένταση (μεγα-πυρκαγιές). Επίσης, επιμηκύνεται και η αντιπυρική περίοδος με νωρίτερη έναρξη. Μελέτες υποστηρίζουν ότι η υπερθέρμανση του πλανήτη αλλάζει τελικά τα πρότυπα θερμοκρασίας και βροχοπτώσεων σε όλο τον κόσμο (IPCC 2021). Ωστόσο παραμένει ένα ανοιχτό ερευνητικό ερώτημα το πώς ακριβώς η κλιματική αλλαγή μεταφράζεται σε σημαντικές αλλαγές στα καθιερωμένα πυρικά καθεστώτα (fire regimes) των δασικών πυρκαγιών, με όρους συχνότητας και μεσοδιαστήματος των περιστατικών, εποχικότητας, μεγέθους καμένων εκτάσεων, θερμικής έντασης και σφοδρότητας του φαινομένου. Σχετικές έρευνες έχουν δείξει ότι το κλίμα διαμορφώνει άμεσα τα πυρικά καθεστώτα μέσω της επίδρασης του στη διάρκεια της αντιπυρικής περιόδου και στην υγρασία της καύσιμης ύλης (Walsh *et al.* 2008, Pausas and Paula 2012, Jolly *et al.* 2015). Ωστόσο, το κλίμα διαμορφώνει επίσης έμμεσα τα πυρικά καθεστώτα μέσω της επίδρασης του στην παραγωγικότητα των φυτών και την προώθηση της εγκαθίδρυσης ορισμένων τύπων βλάστησης έναντι άλλων σε συγκεκριμένους τόπους (Miller and Urban 1999, Krawchuk *et al.* 2009). Στην πραγματικότητα, αυτές οι έμμεσες επιπτώσεις μπορεί να είναι πιο σημαντικές από τις άμεσες επιπτώσεις (Liu and Wimberly 2016). Οι ανατροφοδοτήσεις και οι αλληλεπιδράσεις μεταξύ της φωτιάς και της βλάστησης πρέπει επίσης να συνεκτιμηθούν σωστά για να επιτευχθεί η κατανόηση και πρόβλεψη των συνεπειών της κλιματικής αλλαγής. Για παράδειγμα, η φωτιά μπορεί να αλλάξει τα πρότυπα διαδοχής της βλάστησης, επιδρώντας έτσι καταλυτικά στις αλλαγές της βλάστησης που με τη σειρά τους, επηρεάζουν το πυρικό καθεστώς που θα προκύψει μετά τη διαταραχή (Turner 2010, Donato *et al.* 2016). Κατά συνέπεια, τα πυρικά καθεστώτα και η βλάστηση δεν είναι ανεξάρτητοι παράγοντες (Bond *et al.* 2005) και η

ανταπόκριση τους στην κλιματική αλλαγή είναι εγγενώς συνδεδεμένη (Flannigan *et al.* 2000, Keane *et al.* 2015).

Από τα παραπάνω προκύπτει ότι η οικολογία και η συμπεριφορά των πυρκαγιών είναι ένα προϊόν πολυπαραγοντικών αλληλεπιδράσεων που συμπεριλαμβάνουν περίπλοκες συσχετίσεις μεταξύ διαφορετικών παραγόντων της βιόσφαιρας και της ατμόσφαιρας (Costa *et al.* 2020). Επομένως, η ανάλυση των πυρικών καθεστώτων με τις παρούσες κλιματικές συνθήκες δεν επιδέχεται εύκολα συγκρίσεις με τις μελλοντικές κλιματικές συνθήκες. Μία από τις μεθόδους που έχουν χρησιμοποιηθεί στη διεθνή βιβλιογραφία για να εκτιμηθούν οι πιθανές αλλαγές στα πυρικά καθεστώτα είναι αυτή του κλιματικού αναλόγου. Η μέθοδος αυτή χρησιμοποιείται για να προσδιοριστούν συγκεκριμένες τοποθεσίες σε μία περιοχή με την καλύτερη κλιματική αντιστοιχία μεταξύ μίας χρονικής περιόδου (π.χ. παρόν) και μίας διαφορετικής χρονικής περιόδου (απώτερου μέλλοντος: 2070-2100) (Wuebbles and Hayhoe 2004). Οι Veloz *et al.* (2012) προτείνουν ότι τα κλιματικά ανάλογα μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την αξιολόγηση των πιθανών οικολογικών συνεπειών της κλιματικής αλλαγής. Η αξιολόγηση των πιθανών αλλαγών επιτυγχάνεται για μία συγκεκριμένη χωρική μονάδα (π.χ. δασική συστάδα) με τη σύγκριση του πυρικού καθεστώτος και της βλάστησης της περιόδου αναφοράς με το πυρικό καθεστώς και τη βλάστηση της πλησιέστερης χωρικής μονάδας, η οποία αντιπροσωπεύει το μελλοντικό κλίμα που εκτιμάται ότι θα συμβεί στην πρώτη χωρική μονάδα.

Με βάση αυτές τις προϋποθέσεις, σε αυτή την ενότητα αξιολογούνται οι συνθήκες που επικρατούν στους τύπους βλάστησης και καύσιμης ύλης στα ανατολικά της Μεσογειακής Λεκάνης, και στην Ελλάδα ειδικότερα, τίθενται πιθανά σενάρια εξέλιξης και διαχείρισης τους, και εικάζεται το πού αυτά τα σενάρια μπορούν να έχουν την κατ' εκτίμηση πρόγνωση και αποτελεσματικότητα στην αλλαγή της δυναμικής των πυρκαγιών υπό τις συνθήκες που δημιουργεί η κλιματική αλλαγή. Η τάση στη δραστηριότητα των δασικών πυρκαγιών, σύμφωνα με τους επιστήμονες του κλίματος και των πυρκαγιών, αναμένεται να είναι αυξητική καθώς ο πλανήτης θερμαίνεται (Flannigan *et al.* 2005, Καλαμποκίδης κ.α. 2013, Kalabokidis *et al.* 2015, IPCC 2021, Rovithakis *et al.* 2022). Οι επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στις δασικές πυρκαγιές ενδέχεται να γίνουν σοβαρότερες τα επόμενα χρόνια λόγω της συχνότητας των ακραίων καιρικών φαινομένων και όχι της συνολικής αλλαγής στα «μέσα» κλιματικά πρότυπα (IPCC 2021). Οι επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στα Μεσογειακού τύπου οικοσυστήματα μπορεί να προκύψουν από πολύπλοκες αλληλεπιδράσεις μεταξύ των άμεσων επιπτώσεων στους υδάτινους πόρους και των επακόλουθων τροποποιήσεων στην ευφλεκτότητα και τα πυρικά καθεστώτα (ή καθεστώτα πυρκαγιάς), που οδηγούν σε αλλαγές στη σύνθεση της φυτοκοινοτότητας και κατά συνέπεια στην παραγωγικότητα της (Mouillot *et al.* 2002, Moreira *et al.* 2012). Η πυρογεωγραφία και βιοφυσική της Μεσογειακής καύσιμης ύλης σήμερα (Kalabokidis and Palaiologou 2019) παραπέμπουν σε αναμενόμενες αυξήσεις στη συχνότητα εμφάνισης των πυρκαγιών και στο μέγεθος

της καμένης έκτασης βάσει των σεναρίων κλιματικής αλλαγής, ενώ το χρονικό διάστημα επιστροφής ανθρωπογενών κυρίως πυρκαγιών στην περιοχή της Ελλάδας θα μειωθεί σημαντικά.

Τα πυρικά καθεστώτα στη Μεσόγειο επηρεάζονται επίσης και από άλλους παράγοντες, πέρα από εκείνους που σχετίζονται άμεσα με τις κλιματικές συνθήκες, όπως κοινωνικοοικονομικές παραμέτρους, χρήσεις γης και έντονες ανθρώπινες πιέσεις (π.χ. Palaiologou *et al.* 2020a, 2021a, Costa *et al.* 2020, Troumbis *et al.* 2021). Ωστόσο, το κλίμα και ο καιρός έχουν βαθιά επίδραση με την πάροδο του χρόνου στο πυρικό καθεστώς (συχνότητα, ένταση, μέγεθος και εποχικότητα πυρκαγιών) αλλά και στους τύπους βλάστησης (και καύσιμης ύλης) της Ελλάδας (π.χ. Palaiologou *et al.* 2020b, 2021b). Αναμένονται διαφορετικοί τύποι βλάστησης να έχουν διαφορετικές αντιδράσεις στην κλιματική αλλαγή όσον αφορά την ποσότητα της καύσιμης ύλης και την ευφλεκτότητα τους (Keane 2015). Η απομάκρυνση του ανωρόφου της βλάστησης και της κομοστέγης, π.χ. λόγω προσβολών από έντομα ή περιστατικά δασικών πυρκαγιών, θα έχει ως αποτέλεσμα την απευθείας έκθεση στην ηλιακή ακτινοβολία και χαμηλότερη περιεχόμενη υγρασία της παρεδάφιας καύσιμης ύλης, και ως εκ τούτου αυξημένη ευφλεκτότητα.

Τα Μεσογειακά τοπία στην Ελλάδα είναι επιρρεπή στη φωτιά και χαρακτηρίζονται από πυρικά καθεστώτα συχνών (ανθρωπογενών) πυρκαγιών και υψηλής έντασης και σφοδρότητας καύσης σε συνθήκες κλιματικής αλλαγής, κάτι που καθορίζει και τις δυνατότητες φυσικής αναγέννησης τους μετά την πυρκαγιά (Arianoutsou *et al.* 2012). Η σημασία της Μεσογειακής βλάστησης στην έναρξη και διάδοση των δασικών πυρκαγιών προέρχεται από την ικανότητα της να συντηρεί μία ανάφλεξη και εν συνεχεία, να επιτρέπει την εξάπλωση της πυρκαγιάς που προκύπτει παρέχοντας της τις απαραίτητες ποσότητες καύσιμης ύλης σε τέτοια χωροταξική διάταξη και ποιότητα, ώστε να της επιτρέπει να παράγει την υψηλότερη απελευθέρωση ενέργειας ανά μονάδα επιφανείας σε σύγκριση με όλα τα άλλα είδη βλάστησης (Keeley *et al.* 2012). Επιπλέον, τα χαρακτηριστικά των φυτικών ειδών πριν τη φωτιά καθορίζουν την απόκριση τους μετά από αυτήν και αυτό με τη σειρά του δημιουργεί τις μελλοντικά δημιουργούμενες συνθήκες καύσης για την επόμενη πυρκαγιά.

3.4.2 Τύποι και χαρακτηριστικά της Μεσογειακής καύσιμης ύλης

Τα Μεσογειακά δασικά οικοσυστήματα έχουν κοινά χαρακτηριστικά που εμφανίζονται σε ορισμένα μέρη του πλανήτη με έντονα ξηρά και θερμά καλοκαίρια και χειμερινές βροχές, μεταξύ 30^{o} και 40^{o} γεωγραφικού πλάτους στις νότιες και στις δυτικές πλευρές των ηπείρων, εκτός από την Ευρώπη όπου εμφανίζονται γύρω από τη Μεσόγειο Θάλασσα. Οι περιοχές αυτές έχουν ιδιαίτερα υψηλή φυτοποικιλότητα (Cowling *et al.*

1996). Τα φυτικά είδη των συστημάτων αυτών έχουν εξελιχθεί υπό την πίεση των περιβαλλοντικών συνθηκών του Μεσογειακού κλίματος έχοντας αναπτύξει ειδικές προσαρμογές που τους εξασφαλίζουν την επιβίωση υπό τις συνθήκες αυτές. Πιο συγκεκριμένα, τα φυτικά αυτά είδη είναι είτε αείφυλλα-σκληρόφυλλα με μεγάλη πυκνότητα των φύλλων, είτε εποχιακά διμορφικά αναπτύσσοντας μικρότερα φύλλα πριν τους θερινούς μήνες για τη μείωση της διαπνέουσας επιφάνειας, και συχνά αρωματικά, χαρακτηριστικό που επίσης μειώνει τη διαπνοή κατά τους θερινούς μήνες (Arianoutsou 1998, Αριανούτσου 2019, Kalabokidis and Palaiologou 2019). Οι προσαρμογές αυτές που εδραιώθηκαν ως απόκριση άμυνας στην εκτεταμένη ξηροθερμική περίοδο του θέρους καθιστούν αυτά τα φυτικά είδη ιδιαίτερα εύφλεκτα. Έχει πλέον γίνει αποδεκτό από την επιστημονική κοινότητα πως η φωτιά αποτελεί εγγενή παράγοντα στην εξέλιξη των Μεσογειακού κλίματος οικοσυστημάτων από την αρχή της εγκατάστασης του Μεσογειακού κλίματος στη Γη.

Η βλάστηση που παράγει την περισσότερη καύσιμη ύλη στην Ελλάδα προέρχεται από τέσσερις μεγάλες ομάδες ειδών: κωνοφόρα, φυλλοβόλα στα οποία κυριαρχούν τα διάφορα είδη δρυός, αείφυλλους-σκληρόφυλλους θάμνους και αγρωστώδη φυτά σε μίξη με φρύγανα. Είναι σύνηθες ότι διαφορετικά φυτικά είδη αναμειγνύονται, σχηματίζοντας ένα μικτό πεδίο νεκρής καύσιμης ύλης με διαφορετικές ιδιότητες, ενώ η ζωντανή καύσιμη ύλη δημιουργεί μία κατακόρυφη (ladder fuel) ή/και οριζόντια συνέχεια (horizontal continuity) εύφλεκτων συνθηκών (Εικόνες 3.4.1a-b) που ευνοούν την εξάπλωση της πυρκαγιάς (Chandler *et al.* 1983). Στα καθεστώτα επικόρυφης πυρκαγιάς ή πυρκαγιάς κόμης (crown fire regimes), όλη η υπέργεια βιομάζα δεν καταναλώνεται στην πυρκαγιά και η διαθέσιμη καύσιμη ύλη κυρίως αποτελείται από βλαστούς μικρής διαμέτρου και μεγαλύτερης διαμέτρου νεκρά κλαδιά που διατηρούνται στην κόμη των φυτών (ειδικά σε θαμνώδεις εκτάσεις), ενώ το διαθέσιμο ζωντανό φύλλωμα ποικίλλει εποχιακά και με την ηλικία και την αναλογία νεκρών προς ζωντανά καύσιμα (Keeley *et al.* 2012). Οι χαμηλότερες ποσότητες καυσίμου βρίσκονται σε χορτολιβαδικά οικοσυστήματα (συνήθως με 5 τόνους/εκτάριο), ακολουθούμενες από θαμνώδεις εκτάσεις χαμηλότερου ύψους με ποσότητες καύσιμης ύλης μεταξύ 5 και 20 τόνους/εκτάριο και πυκνές θαμνώδεις εκτάσεις (20–100 τόνοι/εκτάριο) (Dimitrakopoulos 2002, Palaiologou *et al.* 2020b). Η συνολική υπέργεια βιομάζα στα περισσότερα δάση είναι σημαντικά μεγαλύτερη από ό,τι στα προηγούμενα οικοσυστήματα. Ωστόσο, όπου επικρατούν τα καθεστώτα έρπουσας πυρκαγιάς ή πυρκαγιάς επιφανείας (surface fire regimes), είναι η νεκρή επιφανειακή καύσιμη ύλη η οποία θεωρείται διαθέσιμη κατά τη διάρκεια της πυρκαγιάς και όχι η κόμη των δένδρων. Η ποσότητα της καύσιμης ύλης στα δάση αυτά κυμαίνεται από 10 έως και 200 τόνους/εκτάριο. Σε περιπτώσεις που υπάρχουν στον υπόροφο θάμνοι και δενδρύλλια, η διαθέσιμη καύσιμη ύλη κατά τη διάρκεια της πυρκαγιάς αυξάνεται σημαντικά και επιπλέον, επιτρέπει στη φωτιά να φτάσει στην κόμη των δένδρων και να γίνει επικόρυφη.

Εικόνα 3.4.1. a) Δάσος *Pinus halepensis*, b) Δάσος *Pinus brutia* με αειθαλείς πλατύφυλλους θάμνους στον υπόροφο, c) υπόροφος δάσους *Pinus nigra*, d) μικτό δάσος πλατύφυλλων/ κωνοφόρων/ ελιών.

Τα περισσότερα Μεσογειακά είδη είναι αειθαλή. Ωστόσο, προκειμένου να μειώσουν τη διαπνέουσα επιφάνεια και άρα τις απώλειες νερού, το οποίο κατά την ξηροθερμική περίοδο είναι εξαιρετικά δύσκολο να αναπληρώσουν, είτε απορρίπτουν μέρος της φυτομάζας τους σχηματίζοντας στρωμνή είτε διατηρούν σημαντικές ποσότητας ξηρής ιστάμενης φυτομάζας. Και οι δύο στρατηγικές συμβάλλουν στον σχηματισμό εύφλεκτου πεδίου καύσιμης ύλης. Υπάρχουν σημαντικά τοπία της Μεσογείου με κλιματικές περιοχές που κυριαρχούνται από τα Μεσογειακά είδη βλάστησης και παράγουν καύσιμη ύλη που δεν μπορεί να χαρακτηριστεί Μεσογειακή, δεδομένου ότι στερείται ιδιοτήτων που συνδέονται με καθεστώτα συχνών και υψηλής έντασης πυρκαγιών, ευρισκόμενα συνήθως σε μεγάλα υψόμετρα, υγρές και πλούσιες σε θρεπτικά συστατικά περιοχές (>700 m από την επιφάνεια της θάλασσας) όπου κυριαρχούν πλατύφυλλα είδη, μη προσαρμοσμένα στη φωτιά κωνοφόρα, υψηλής υγρασίας αλπικά λιβάδια ή παρόχθια οικοσυστήματα.

Παρά τη μεγάλη ποικιλία ειδών και τον πλούτο της Μεσογειακής βλάστησης στην Ελλάδα, ένας σχετικά μικρός αριθμός ειδών παράγει τη μεγαλύτερη ποσότητα φυτομάζας, που αποτελεί καύσιμη ύλη και συντηρεί τις περισσότερες πυρκαγιές. Τα πευκοδάση χαμηλού υψομέτρου του είδους της χαλεπίου πεύκης (*Pinus halepensis*) δυτικά του 25ου μεσημβρινού (Εικόνα 3.4.1a) και της τραχείας πεύκης (*Pinus brutia*) στα ανατολικά (Εικόνα 3.4.1b), έχουν συχνά καθεστώτα πυρκαγιάς κόμης (Keeley and Zedler 1998) και μεταδίδουν τις περισσότερες από τις πυρκαγιές. Τα δένδρα μπορούν να φτάσουν σε ύψος έως και 30 m, εάν αφεθούν ανενόχλητα, αλλά συνήθως βρίσκονται μεταξύ 10-20 m σε δάση που καίγονται συχνά (Ne'eman 2000).

Άλλα σημαντικά κωνοφόρα που καίγονται λιγότερο συχνά και υπό καθεστώς πυρκαγιάς επιφανείας είναι το μεσογειακό κυπαρίσσι (*Cupressus sempervirens*), η κουκουναριά (*Pinus pinea*), η δασική πεύκη (*Pinus sylvestris*) και η μαύρη πεύκη (*Pinus nigra*), που κατανέμονται από τα δυτικά έως τα ανατολικά τμήματα της λεκάνης της Μεσογείου (Εικόνα 3.4.1c). Η μαύρη πεύκη έχει μεγάλου μεγέθους οφθαλμούς ώστε να αντέχουν σχετικά υψηλές εντάσεις φωτιάς και θερμοκρασίες (Fernandes *et al.* 2008). Στην Ελλάδα, η παρουσία φλοιού με μεγάλο πάχος χαρακτηρίζει τη μαύρη πεύκη, η οποία και αντέχει σε φωτιές επιφανείας. Μεγάλης ηλικίας μάλιστα άτομα της μαύρης πεύκης μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως ζωντανά εργαστήρια καταγραφής και ανασύστασης του ιστορικού των πυρκαγιών (Touchan *et al.* 2012, Christopoulou *et al.* 2013). Αιωρούμενες ζωντανές και αποκολλημένες νεκρές βελόνες όλων αυτών των κωνοφόρων συνήθως αναμιγνύονται με δενδρύλλια κωνοφόρων, πλατύφυλλους αειθαλείς θάμνους (αναφέρονται ως μακί στην Ευρώπη) αλλά και εποχιακά διμορφικούς θάμνους (φρύγανα) και ξεραμένα μονοετή φυτά (Arianoutsou and Margaris 1982a, Troumbis and Trabaud 1989, Trabaud *et al.* 1993). Συχνά, παρατηρείται μία μίξη θαμνώνων αειφύλλων-πλατυφύλλων σε δενδρώδη μορφή με κωνοφόρα, δρύες, ελιές και άλλα πλατύφυλλα δένδρα (λεύκες, πλατάνια κ.α.) (Εικόνα 3.4.1d), κυρίως σε πρώην αγροτικές εκτάσεις σε ορεινές ή ημιορεινές περιοχές. Και αυτός ο τύπος Μεσογειακού οικοσυστήματος παράγει σημαντικά ποσά νεκρής καύσιμης ύλης, η οποία και με τη συμβολή της ζωντανής καύσιμης ύλης, μπορεί να συντηρήσει και να μεταφέρει μία πυρκαγιά από τη μία περιοχή στην άλλη.

Η επίδραση που προκαλούν διαταραχές σε αυτά τα οικοσυστήματα, κυρίως η επίδραση των δασικών πυρκαγιών, πυροδοτεί την αναγέννηση και ταχεία αποκατάσταση (recovery) των πληγεισών περιοχών, οι οποίες εντός μίας πενταετίας σχηματίζουν μία πυκνή κάλυψη του εδάφους αποτελούμενη από νεαρά κωνοφόρα, αείφυλλους-σκληρόφυλλους θάμνους, φρύγανα και αγρωστώδη (Εικόνα 3.4.2a). Οι επαναλαμβανόμενες, αλλά με περιοδικότητα, πυρκαγιές σε συνδυασμό με την επίδραση της βόσκησης και τις ανθρώπινες δραστηριότητες έχουν δημιουργήσει σε αρκετές περιοχές πυρανθεκτικά οικοσυστήματα κωνοφόρων, τα οποία χαρακτηρίζονται από τα μικρά ποσά νεκρής καύσιμης ύλης στον υπόροφο τους, αποτελούμενη κυρίως από πευκοβελόνες και χαμηλής διαμέτρου κλαδιά (Εικόνα 3.4.2b).

Εικόνα 3.4.2. a) Αναγέννηση *Pinus brutia* σε εκτάσεις που αναμιγνύεται με φρύγανα και αειθαλείς πλατύφυλλους θάμνους, b) Δάσος *Pinus halepensis* με περιορισμένη παρουσία άλλων φυτικών ειδών στον υπόροφο, c) υπόροφος μικτού δάσους *Pinus nigra* - *Fagus sylvatica*, d) υπόροφος δάσους *Pinus nigra* με έντονη παρουσία αειθαλών πλατύφυλλων θάμνων.

Στις ημιορεινές και ορεινές περιοχές της ηπειρωτικής Ελλάδος συχνά είναι και τα μικτά δάση πλατυφύλλων (δρυς, οξιά) – κωνοφόρων (μαύρη και δασική πεύκη) (Εικόνα 3.4.2c). Τα δένδρα σε αυτά τα δάση έχουν μεγάλο ύψος και δεν επιτρέπουν μεγάλες ποσότητες φωτός να φτάσουν στην επιφάνεια του εδάφους λόγω της σκίασης που προκαλούν τα κλαδιά της κόμης τους. Ως αποτέλεσμα, ο υπόροφος αποτελείται κυρίως από στρωμνή πευκοβελόνων και άλλων φύλλων, στην οποία οι πυρκαγιές μπορούν να μεταδοθούν και να την κάψουν, αλλά με χαμηλότερες ταχύτητες εξάπλωσης και ένταση. Ένας μεγάλος αριθμός από σκιανθεκτικά είδη θαμνώνων αειφύλλων-πλατυφύλλων μπορεί να αναπτυχθεί στον υπόροφο όλων των ειδών κωνοφόρων, τα οποία έχουν τη δυνατότητα να μεταφέρουν τις πυρκαγιές στη δασική κόμη, ακόμα και σε είδη κωνοφόρων τα οποία έχουν πολύ μεγάλο ύψος όπως η *Pinus nigra* και η *Pinus sylvestris* (>20 m) (Εικόνα 3.4.2d).

Ο τύπος καύσιμης ύλης των θάμνων αποτελείται από βιομάζα μη δενδρώδους βλάστησης (ζωντανή με σκληρά φύλλα ή νεκρά κλαδάκια) από τα κυρίαρχα είδη θάμνων. Μικρόφυλλα είδη (συνήθως φρυγανικά) συνυπάρχουν με αείφυλλους-πλατύφυλλους θάμνους κυρίως σε ανοιχτές θέσεις, συμπεριλαμβανομένων ειδών των οικογενειών Ericaceae, Lamiaceae και Cistaceae (Εικόνα 3.4.3a). Τα μακί σχηματίζουν θαμνώδεις εκτάσεις υψηλής πυκνότητας με φυτά ύψους μεταξύ 2-8 m και κάλυψη φυλλώματος >30%, όταν κυριαρχούν σε ανοιχτά τοπία (θάμνοι), ή/και σχηματίζοντας δασώδεις εκτάσεις με ύψος δένδρων άνω των 8 m εάν αφεθούν ανενόχλητα για αρκετά δεκαετίες. Όταν βρίσκονται στον υπόροφο των κωνοφόρων, μπορεί να είναι είτε αραιά και σε συστάδες κλειστής κόμης (χαμηλοί θάμνοι ύψους 0-2 m) είτε πυκνά και ψηλά σε ανοιχτές κόμες δέντρων ή αραιές δασικές συστάδες. Αυτές οι θαμνώδεις εκτάσεις αναγεννώνται δυναμικά μετά από πυρκαγιά μέσω αναβλάστησης με υψηλά ποσοστά επιτυχίας ή μέσω σπόρων, σχηματίζοντας ένα πυκνά καλυμμένο μεταπυρικό πεδίο αναμεμειγμένο με νεκρή βιομάζα κωνοφόρων, πεσμένους κορμούς και μονοετή φυτά. Τα πιο κοινά είδη θάμνων ανήκουν στα γένη *Arbutus*, *Pistacia*, *Phillyrea*, *Quercus*, *Olea* και *Ceratonia* (Εικόνα 3.4.3b). Ο πιο τυπικός αειθαλής θάμνος στην Ελλάδα είναι το πουρνάρι (*Quercus coccifera*), που σχηματίζει απέραντες και συχνά καμένες θαμνώδεις εκτάσεις (μερικές φορές ακόμη και χαμηλές δασικές εκτάσεις σε υγρές περιοχές), ο οποίος έχει ισχυρή ικανότητα αναβλάστησης μετά την πυρκαγιά από οφθαλμούς στην κορυφή του ριζικού συστήματος (Moreira *et al.* 2012). Τα φρύγανα στην Ελλάδα (Εικόνα 3.4.3c) αντιπροσωπεύονται κυρίως από την αστοιβή (*Sarcopoterium spinosum*), ένα ακανθώδες είδος που συσσωρεύει υψηλές αναλογίες ιστάμενης λεπτής και νεκρής καύσιμης ύλης, και το οποίο απαντά σε επαναλαμβανόμενα καμένες και υπερβοσκημένες εκτάσεις με προβλήματα υποβάθμισης και ερημοποίησης (Mairota *et al.* 1998, Moreira *et al.* 2012).

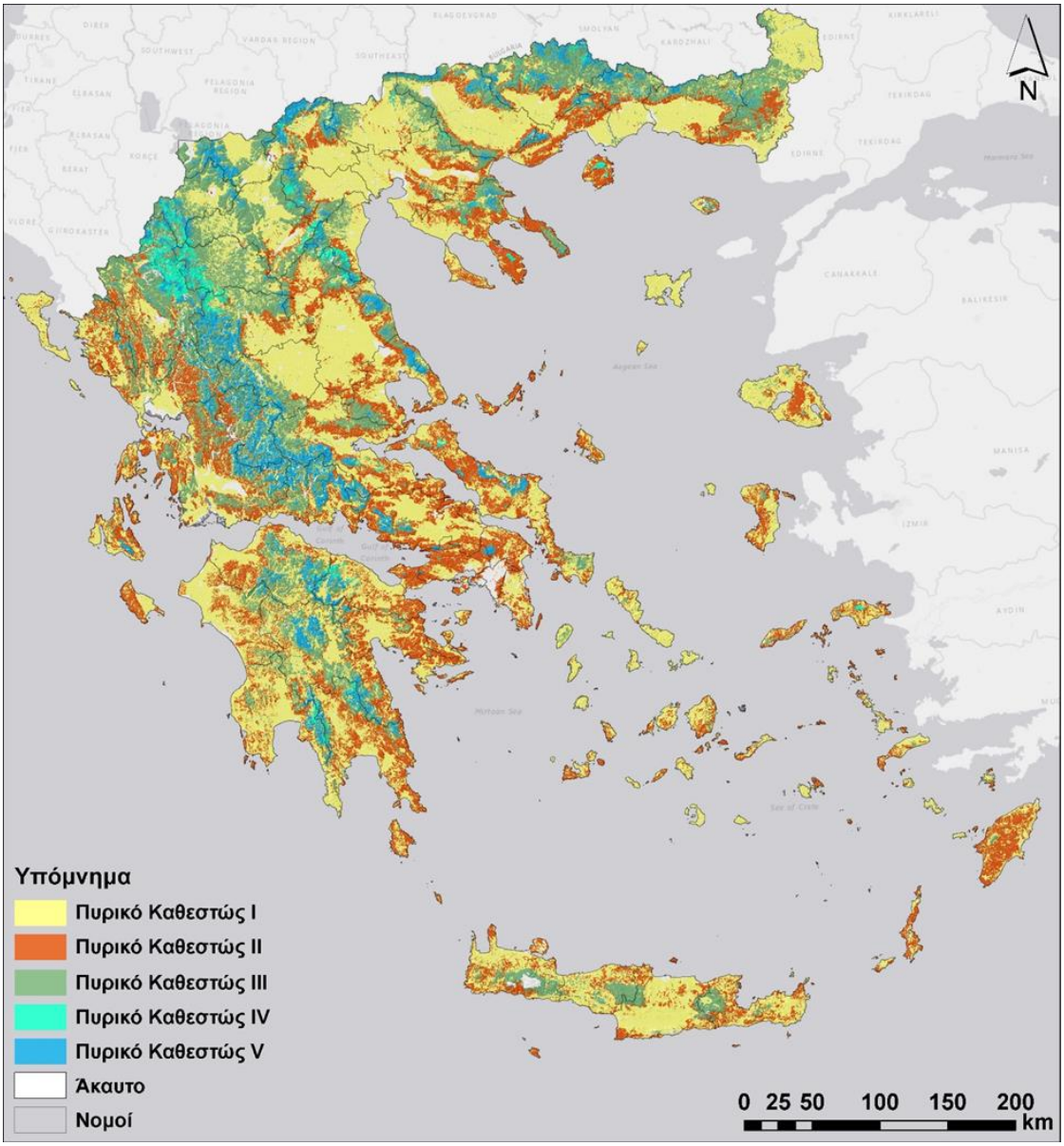
Εικόνα 3.4.3. a) χαμηλοί θάμνοι (*Ericaceae*) αναμεμειγμένοι με νεαρά κωνοφόρα και αειθαλείς πλατύφυλλους θάμνους, b) αειθαλείς θάμνοι, κυρίως πουρνάρια, c) αραιά *Quercus* spp. σε δενδρώδη μορφή αναμεμειγμένη με *Sarcopoterium spinosum* και άλλους χαμηλούς θάμνους/ φρύγανα, d) δάσος δρυός με αγρωστώδη επιφανειακή καύσιμη ύλη.

Τα δάση δρυός (*Quercus* spp.) έχουν συνεισφορά στον σχηματισμό πεδίων καύσιμης ύλης στην Ελλάδα (Εικόνα 3.4.3d), σχηματίζοντας δασικές εκτάσεις σε μία μεταβατική ζώνη με εύκρατα δάση, συμπεριλαμβανομένων των ειδών *Quercus pubescens*, *Quercus frainetto*, *Quercus trojana*, *Quercus petrea* κ.α. Οι δρύες αναβλαστάνουν επικορμικά από οφθαλμούς, οι οποίοι ληθαργούν "κρυμμένοι" στον φλοιό των δένδρων μετά από μέτριας σφοδρότητας δασικές πυρκαγιές. Σε υψηλής έντασης φωτιές, η αναγέννηση συμβαίνει από οφθαλμούς στη βάση του κορμού (αναβλάστηση). Η καύσιμη ύλη σε τοπία που κυριαρχεί η δρυς αποτελείται από νεκρά φύλλα και κλαδιά, αναμεμειγμένα με ετήσια φυτά (συνήθως γεώφυτα που αναβλαστάνουν μέσω υπόγειων οφθαλμών) και κοντούς θάμνους ή μακί, και σπάνια υποστηρίζουν ενεργές πυρκαγιές κόμης. Όταν αναμιγνύεται με κωνοφόρα είδη ή υψηλά μακί, η δρυς μπορεί να καεί ή καταναλωθεί πλήρως από παθητικές πυρκαγιές κόμης (passive crown fires) (Rothermel 1991).

3.4.3 Πυρικά καθεστώτα της Ελλάδας

Λαμβάνοντας υπόψη τα παραπάνω, καθορίσαμε πέντε τύπους πυρικών καθεστώτων (ΠΚ) που περιγράφουν το γενικό μοτίβο στο οποίο οι πυρκαγιές συμβαίνουν φυσικά σε ένα συγκεκριμένο οικοσύστημα για εκτεταμένη χρονική περίοδο, χρησιμοποιώντας έναν συνδυασμό παραγόντων όπως συχνότητα, ένταση, μέγεθος, εποχή εκδήλωσης και σφοδρότητα της πυρκαγιάς. Υπάρχουν τέσσερις ευρέως αποδεκτές ταξινομήσεις της σφοδρότητας της δασικής πυρκαγιάς: υπορόφου, σφοδρότητας πυρκαγιάς πλήρους αντικατάστασης της συστάδας, μικτής σφοδρότητας και χωρίς φωτιά. Ελλείψει ελληνικών ειδικών καθεστώτων πυρκαγιάς, προσαρμόσαμε αυτά που προτάθηκαν από τους Kilgore (1981), Hardy *et al.* (2001) και Schmidt *et al.* (2002), τα οποία εφαρμόζονται επί του παρόντος στο έργο LANDFIRE (Ryan and Opperman 2013), στους κύριους ελληνικούς τύπους βλάστησης λαμβάνοντας υπόψη τη συχνότητα και τη σφοδρότητα της πυρκαγιάς (Kalabokidis *et al.* 2023, in press).

Το πυρικό καθεστώς Ι είναι το πιο εκτεταμένο, καλύπτοντας το 44% της Ελλάδας, ακολουθούμενο από το καθεστώς πυρκαγιάς ΙΙ με κάλυψη 23,5% (Εικόνα 3.4.4). Αυτά τα δύο πυρικά καθεστώτα καταγράφονται σε χαμηλούς αγκαθωτούς θάμνους (φρύγανα) και λιβάδια σε χαμηλά υψόμετρα <800m από την επιφάνεια της θάλασσας (ΠΚ-Ι), και επίσης χαμηλού υψομέτρου Μεσογειακούς αείφυλλους θάμνους (maquis) και κωνοφόρα των ειδών *Pinus halepensis*, *Pinus brutia* και *Pinus pinea* (ΠΚ-ΙΙ). Και τα δύο καθεστώτα παράγουν πυρκαγιές μέτριας σφοδρότητας έως πλήρους αντικατάστασης της συστάδας προκαλώντας νέκρωση περισσότερο από 75% των ανώτερων στρωμάτων της κόμης (ΠΚ-ΙΙ) ή μέχρι 75% των επιφανειακών στρωμάτων καύσιμης ύλης (ΠΚ-Ι). Η κύρια διαφορά τους είναι ότι οι πυρκαγιές στο ΠΚ-Ι έχουν κύκλο φυσικής επαναφοράς έως 35 χρόνια, ενώ στο ΠΚ-ΙΙ έως 100 χρόνια. Το ΠΚ-Ι εντοπίζεται στις μεγάλες πεδιάδες της Ελλάδας (Θεσσαλία, Κεντρική Μακεδονία, Δυτική Ελλάδα και Κεντρική Ελλάδα), στα νησιά του Αιγαίου και στην Κρήτη. Το ΠΚ-ΙΙ κυριαρχεί σε πολλά νησιά του Αιγαίου (Λέσβος, Ρόδος, Σάμος και Χίος), Κρήτη, Αττική, Εύβοια, Πελοπόννησο και στα παράκτια μέρη της Μακεδονίας (Kalabokidis *et al.* 2023, in press).



Εικόνα 3.4.4. Τα πυρικά καθεστώτα της Ελλάδας.

Το πυρικό καθεστώς III καλύπτει περίπου το 12,5% της Ελλάδας (Εικόνα 3.4.4) και κυριαρχεί στα βόρεια τμήματα της χώρας (από τη Δυτική Μακεδονία έως τη Θράκη). Καταγράφεται κυρίως σε φυλλοβόλα πλατύφυλλα είδη (*Quercus* spp., *Acer* spp., *Tilia* spp., *Castanea sativa* κ.α.) και μερικά κωνοφόρα σχετικά μεγάλων υψομέτρων (*Pinus sylvestris*, *Pinus peuce*, *Pinus leucodermis* κ.α.), θαμνώδεις εκτάσεις και λιβάδια σε μεγάλα υψόμετρα >800m που προκαλούν πυρκαγιές χαμηλής έως μικτής σφοδρότητας, οι οποίες περιστασιακά μπορεί να γίνουν πλήρους αντικατάστασης της συστάδας, και έχουν κύκλο πυρκαγιάς μεταξύ 35 και 200 ετών. Το πυρικό καθεστώς IV καλύπτει μόνο το 1,5% της Ελλάδας (Εικόνα 3.4.4), και καταγράφεται ως επί το πλείστον στα βόρεια

τμήματα της οροσειράς της Πίνδου και νοτιότερα στην Πελοπόννησο σε συστάδες κωνοφόρων μαύρης πεύκης (*Pinus nigra*) με κύκλο πυρκαγιάς μεταξύ 35 και 200 ετών και χαμηλής έως μικτής σφοδρότητας πυρκαγιές, οι οποίες υπό αντίξοες συνθήκες μπορεί να γίνουν πλήρους αντικατάστασης της συστάδας. Ωστόσο, πολύ συχνά οι πυρκαγιές στη μαύρη πεύκη είναι επιφανείας και δεν καταστρέφουν την κόμη των δένδρων, ενώ συχνά επίσης απομένουν άκαυτες νησίδες μέσα στα όρια της καμένης έκτασης (Christopoulou *et al.* 2014). Το πυρικό καθεστώς V καλύπτει το 6% της Ελλάδας (Εικόνα 3.4.4), κυρίως σε μεγαλύτερα υψόμετρα οροσειρών (Ροδόπη, Πίνδος, Όλυμπος), με κύκλο πυρκαγιάς άνω των 200 ετών. Εμφανίζονται πυρκαγιές οποιασδήποτε σφοδρότητας, ανάλογα με τις μετεωρολογικές συνθήκες και τις συνθήκες της τοποθεσίας, και καταγράφεται κυρίως σε δάση οξιάς (*Fagus* spp.), σημύδας (*Betula* spp.), ελάτης (*Abies* spp.) και ερυθρελάτης (*Picea abies*). Το υπόλοιπο 12,5% της χώρας αντιστοιχεί σε καταστάσεις χωρίς φωτιά (απυρικό καθεστώς) όπως αστικές περιοχές, βραχώδεις βουνοκορφές, λίμνες και παρόχθιες περιοχές (Kalabokidis *et al.* 2023, in press).

3.4.4 Κλιματική αλλαγή και διαχείριση πυρκαγιών σε διαφορετικά πυρικά καθεστώτα

Οι μεγάλες δασικές πυρκαγιές προκύπτουν από πολύπλοκες αλληλεπιδράσεις μεταξύ της κλιματικής αλλαγής, των καιρικών συνθηκών, της βλάστησης και των ανθρώπων γενικά (Palaiologou *et al.* 2018). Έτσι, ιστορικά, είναι δύσκολο να αποδοθεί ο ατομικός ρόλος ενός συγκεκριμένου παράγοντα σε μία συγκεκριμένη καταστροφική πυρκαγιά. Για να κατανοήσουμε τον ρόλο της κλιματικής αλλαγής και της καύσιμης ύλης στην εκδήλωση των δασικών πυρκαγιών, είναι απαραίτητο να προχωρήσουμε πέρα από τις μεμονωμένες πυρκαγιές και να εξετάσουμε τα πυρικά καθεστώτα (δηλαδή το πόσο μεγάλες, πόσο συχνά και υπό ποιες συνθήκες καίνε οι πυρκαγιές με την πάροδο του χρόνου) σε μία συγκεκριμένη τοποθεσία. Για να εξελιχθεί μία ανάφλεξη βλάστησης σε καταστροφική πυρκαγιά, οι συνθήκες κλίματος και βιομάζας πρέπει να είναι κατάλληλες. Τα καθεστώτα πυρκαγιάς ποικίλουν καθοριζόμενα από τις κλιματικές συνθήκες και τη διαθεσιμότητα της βιομάζας ως καύσιμης ύλης. Υπό τις συνθήκες του ξηροθερμικού κλίματος, η ένταση της πυρκαγιάς καθορίζεται κυρίως από τη διαθέσιμη ποσότητα ζωντανού και νεκρού φυτικού υλικού. Ωστόσο, πολλά οικοσυστήματα ανήκουν σε ενδιάμεσες καταστάσεις κατά μήκος αυτής της συνέχειας μεταξύ κλίματος και βιομάζας, και παραμένει ασαφές πώς η κλιματική αλλαγή και η διαχείριση των πυρκαγιών έχουν συμβάλλει στις αλλαγές στα χαρακτηριστικά της πυρκαγιάς που βλέπουμε σε τοπική κλίμακα (π.χ. όπου εφαρμόζεται η διαχείριση). Σε ορισμένες περιοχές, η κλιματική αλλαγή προβλέπεται να ωθήσει την εξάρτηση των καθεστώτων πυρκαγιάς περισσότερο από την κατάσταση της καύσιμης ύλης, σύμφωνα με την παραπάνω περιγραφή (Hanan 2020).

Σχετικές έρευνες με τη χρήση του κλιματικού αναλόγου στις Δυτικές ΗΠΑ (Parks *et al.* 2018) έδειξαν ότι οι υγρές και ψυχρές περιοχές (δηλαδή οι εύκρατες κλιματικές ζώνες και τα ψυχρόβια δάση) εμφάνισαν γενικά αυξημένη συχνότητα εμφάνισης πυρκαγιάς αλλά με μειωμένη σφοδρότητα καύσης, ενώ οι ξηρότερες και θερμότερες περιοχές με περιορισμένη υγρασία (δηλ. θαμνώδεις εκτάσεις / λιβάδια) παρουσίασαν μεγαλύτερες περιόδους επανόδου της φωτιάς με αυξημένη σφοδρότητα καύσης. Αυτές οι αλλαγές στη συχνότητα επανόδου της φωτιάς και τη σφοδρότητα καύσης προβλέπεται ότι θα συνοδευτούν από σημαντικές αλλαγές στη βλάστηση, η πιο αξιοσημείωτη από τις οποίες είναι η μετατροπή των ξηρών δασών (θερμόβια κωνοφόρα και άλλες δασικές εκτάσεις στην ευμεσογειακή ζώνη βλάστησης, συγκεκριμένα στις υποζώνες Oleo-Cetationion και Quercion ilicis) σε μη δασικές εκτάσεις (Ruiz-Labourdette *et al.* 2013), όπως συνέβη σε αντίστοιχες περιπτώσεις στις Δυτικές ΗΠΑ (O'Connor *et al.* 2020) .

Η διαχείριση πυρκαγιών των διαφόρων τύπων δασών σε συνθήκες κλιματικής αλλαγής πρέπει να λαμβάνει υπόψη την ομάδα πυρικού καθεστώτος που ανήκουν. Όπως αναφέρθηκε παραπάνω, οι τύποι πυρικού καθεστώτος συνδέονται με συγκεκριμένους τύπους βλάστησης. Κατά συνέπεια, η διαχείριση των περιστατικών πυρκαγιών πρέπει να είναι συνάρτηση των μηχανισμών απόκρισης των κυρίαρχων φυτικών ειδών που συγκροτούν τον συγκεκριμένο τύπο βλάστησης (Αριανούτσου και Καζάνης 2012) αλλά και της επικινδυνότητας της καύσιμης ύλης που αντιπροσωπεύουν (με χαρακτηριστικά όπως ο ρυθμός συσσώρευσης φυτομάζας, η ποσότητα και η διάταξη της καύσιμης ύλης, και τελικά η συμπεριφορά της πυρκαγιάς). Στην Ελλάδα, η διαχείριση πρέπει επίσης να λάβει υπόψη τις μη δασικές αξίες σε κίνδυνο και την πιθανότητα αλλαγών του καθεστώτος πυρκαγιάς λόγω της αυξημένης παρουσίας των ανθρώπων ως πηγής σκόπιμων ή τυχαίων αναφλέξεων (Kalabokidis *et al.* 2023, in press).

Όσον αφορά τον τύπο ΠΚ-Ι, τα φρύγανα και τα αγρωστώδη φυτά ή χορτολίβαδα είναι γενικά καλά προσαρμοσμένα στη φωτιά (Arianoutsou 1984). Οι πυρκαγιές μπορεί να έχουν σημαντική ένταση, αλλά οι φλόγες έχουν χαμηλό χρόνο παραμονής, και παρόλο που ακόμη και το 100% της βλάστησης μπορεί να καεί, υπάρχει μικρή επίδραση στο έδαφος (Arianoutsou and Margaris 1982b). Οι πυρκαγιές συνήθως δεν βλάπτουν αυτή τη βλάστηση μακροπρόθεσμα, καθώς είναι προσαρμοσμένη στη φωτιά και μπορεί εύκολα να αναγεννηθεί. Δύο αξιοσημείωτες εξαιρέσεις είναι όταν η συχνότητα των πυρκαγιών είναι ακραία, για οποιουσδήποτε λόγους (και λόγω κλιματικής αλλαγής), και όταν η κλίση της τοποθεσίας είναι πολύ μεγάλη, οπότε υπάρχει υψηλό δυναμικό διάβρωσης του εδάφους. Ωστόσο, υπάρχουν και περιοχές που δυνητικά θα υποστήριζαν υψηλούς θάμνους ή σπανιότερα δάση, αλλά καλύπτονται από φρύγανα λόγω ενός φαύλου κύκλου συχνά επαναλαμβανόμενων πυρκαγιών που ακολουθείται από υπερβόσκηση (Arianoutsou and Margaris 1982a, Arianoutsou 1985).

Ο τύπος του ΠΚ-ΙΙ καταγράφεται σε είδη προσαρμοσμένα στη φωτιά που κατά κανόνα μπορούν να ανακάμψουν μετά από πυρκαγιά. Τα πεύκα αυτής της ομάδας έχουν

κλειστούς ξηροχασικούς κώνους (serotinous cones), μεταξύ άλλων πυρίμαχων φυσικών χαρακτηριστικών τους, οι οποίοι ανοίγουν υπό την επίδραση της θερμότητας που αναπτύσσεται κατά τη διάρκεια της φωτιάς και απελευθερώνουν εκατοντάδες σπερμάτων αρκετές ώρες μετά το πέρασμα της (Thanos and Daskalakou 2000, Valejo *et al.* 2012). Οι τύποι αυτοί βλάστησης διατρέχουν τον κίνδυνο ανωριμότητας (immaturity risk, Keeley *et al.* 1999, Valejo *et al.* 2012), αν συμβεί ένα νέο περιστατικό πυρκαγιάς πριν ο πληθυσμός των αναγεννώμενων ατόμων πεύκης να έχει σχηματίσει επαρκή αριθμό κώνων, και συνεπώς επαρκή επίγεια τράπεζα σπερμάτων από την οποία θα μπορούσαν να προκύψουν νέα άτομα (Thanos and Daskalakou 2000, Vallejo *et al.* 2012). Οι αείφυλλοι-σκληρόφυλλοι μεσογειακοί θάμνοι έχουν την ικανότητα να αναβλαστήσουν σχεδόν αμέσως μετά τη φωτιά, αρκεί να έχουν τα απαραίτητα αποθέματα υδατανθράκων στο ριζικό τους σύστημα (Αριανούτσου και Καζάνης 2012), τα οποία για να σχηματιστούν απαιτούν και αυτά κάποιο χρόνο. Ωστόσο, και οι θαμνώνες αειφύλλων σκληροφύλλων μπορεί επίσης να αντιμετωπίσουν προβλήματα φυσικής αναγέννησης αν εκτεθούν σε συχνά περιστατικά πυρκαγιών. Αν οι θαμνώνες αυτοί βρίσκονται σε εδάφη με κλίσεις, η πιθανότητα εδαφικής διάβρωσης είναι υψηλή. Τα φορτία καυσίμων είναι υψηλά έως πολύ υψηλά, ειδικά σε ανοιχτά πευκοδάση με πυκνό υπόροφο θάμνων και η ένταση της φωτιάς μπορεί να είναι ακραία κάτω από οποιεσδήποτε συνθήκες. Καθώς αυτά τα οικοσυστήματα βρίσκονται κοντά σε αστικές περιοχές των χαμηλότερων υψομετρικών / παράκτιων τμημάτων της χώρας και υπάρχουν σε όλες σχεδόν τις περιοχές μίξης δασών και οικισμών (WUI), οι πυρκαγιές αυτής της ομάδας είναι πιθανόν να προκαλέσουν ζημίες σε ιδιοκτησίες και υποδομές, και να απειλήσουν τη ζωή και την ασφάλεια των ανθρώπων. Η απόκριση μετά την πυρκαγιά θα πρέπει επίσης να θεωρηθεί ως ευκαιρία για δημιουργία ανθεκτικών δασικών συστάδων και προσαρμοσμένων περιαστικών τοπίων στη διεπαφή της οικιστικής και δασικής περιοχής εν μέσω κλιματικών ανωμαλιών.

Το ΠΚ-ΙΙΙ απαντάται γενικά σε περιοχές με μεγάλο υψόμετρο όπου ο καιρός είναι ευνοϊκός για καύση μόνο για λίγες ημέρες σε μία κανονική πυρική περίοδο. Γενικά, χρειάζεται χρόνος σε αυτά τα δάση για να συσσωρευτεί η καύσιμη ύλη. Οι αναφλέξεις που προκαλούνται από τον άνθρωπο είναι επίσης σχετικά σπάνιες. Ως αποτέλεσμα, η συχνότητα πυρκαγιάς είναι χαμηλή. Ωστόσο, όταν εκδηλώνεται πυρκαγιά μπορεί υπό προϋποθέσεις να είναι υψηλής έντασης. Η διαχείριση των πυρκαγιών θα πρέπει να δίνει έμφαση στην ενεργή διαχείριση των δασών με προτεραιότητα τις γηραιότερες συστάδες με υψηλές συσσωρεύσεις καυσίμων, όπου η αναγέννηση θα πρέπει να διευκολυνθεί μέσω επιλεκτικής ή υπόσκιας υλοτομίας, αποκάλυψης του ανόργανου εδάφους ή ακόμη και ελεγχόμενης καύσης κάτω από τον υπόροφο των δένδρων. Η πρόληψη των πυρκαγιών με τη μορφή της εντατικής διαχείρισης της καύσιμης ύλης (Omi 2015) γενικά δεν είναι απαραίτητη. Η διαχείριση πυρκαγιών του τύπου ΠΚ-ΙV θα πρέπει να είναι παρόμοια με εκείνη του τύπου ΠΚ-ΙΙΙ, με την κατανόηση ότι οι ημέρες με υψηλό δυναμικό καύσης είναι γενικά πιο συχνές λόγω της κλιματικής αλλαγής (Rovithakis *et al.*

2022) και οι πυρκαγιές υψηλής έντασης και πλήρους αντικατάστασης της συστάδας μπορεί να είναι αρκετά πιθανές. Στις περιπτώσεις πυρκαγιάς σε δάση μαύρης πεύκης έμφαση πρέπει να δίνεται στην παρουσία συστάδων που παραμένουν άκαυτες καθόσον η αναγέννηση των καμένων συστάδων θα προκύψει από τη διασπορά σπερμάτων από τις άκαυτες και τη φύτρωση τους στο καμένο έδαφος (Christopoulou *et al.* 2014). Σημαντική επίδραση στην αναγέννηση έχει και η δομή του τοπίου καθώς και τα χαρακτηριστικά του υποστρώματος, επειδή εδάφη υπερκείμενα ιζηματογενών πετρωμάτων διευκολύνουν την πρόσβαση σε νερό και θρεπτικά λόγω της μικρότερης πυκνότητας τους (Christopoulou *et al.* 2019). Στις περιοχές με υπερώριμα δένδρα μαύρης πεύκης, έχει πολύ μεγάλη σημασία η μη κοπή και απομάκρυνση των καμένων κορμών, δεδομένου ότι αυτοί μπορούν να μας αποκαλύψουν μέσω της δενδροχρονολόγησης την ιστορία των περιστατικών φωτιάς στην περιοχή (Fulé *et al.* 2008, Touchan *et al.* 2012, Christopoulou *et al.* 2013). Είναι γνωστό ότι η μαύρη πεύκη διαθέτει παχύ φλοιό που προστατεύει τα ώριμα άτομα από τη φωτιά, ακόμη και σε περιστατικά μεγάλης έντασης. Στα συστήματα αυτά, προσοχή μεγάλη απαιτείται και στη συγκομιδή των καμένων κορμών. Συστήνεται η αποφυγή αποψιλωτικής ξύλευσης για λόγους διατήρησης της ιστάμενης φυτομάζας ως περιοχές - καταφύγια ειδών της ορνιθοπανίδας, η οποία συμβάλλει στη διασπορά σπερμάτων της μαύρης πεύκης και μέσω αυτής στην αποίκιση των καμένων εκτάσεων (Vallejo *et al.* 2012).

Το ΠΚ-V συναντάται γενικά σε δάση μεγάλου υψομέτρου. Τα είδη δένδρων σε αυτά τα δάση είναι γενικά ανθεκτικά στη σκίαση δημιουργώντας πυκνή σκιά. Οι θάμνοι στον υπόροφο είναι γενικά αραιοί, επομένως η περισσότερη ποσότητα της καύσιμης ύλης αποτελείται από πεσμένα νεκρά ξυλώδη υπολείμματα και βελόνες ή φύλλα ως στρωμνή. Ο κίνδυνος πυρκαγιάς αυξάνεται όταν οι συστάδες γερνούν, μέσω συσσώρευσης νεκρών κορμών και κλαδιών στο έδαφος ως αποτέλεσμα ζημιών από χιόνι, ανεμοριψίες, θνησιμότητα από έντομα κ.α. Οι φυσικές αναφλέξεις λόγω κεραυνών είναι μία σημαντική αιτία πυρκαγιάς, αλλά οι γρήγορες ανοδικές μετωπικές πυρκαγιές (upslope / wind head fires) από δάση χαμηλότερου υψομέτρου μπορούν επίσης να κάψουν αυτά τα συστήματα, όπως έγινε στην περίπτωση του δάσους της ενδημικής ελάτης (*Abies cephalonica*) στην Πάρνηθα κατά την καταστροφική πυρκαγιά του 2007. Ο σχεδιασμός διαχείρισης των πυρκαγιών θα πρέπει να προσδιορίζει περιοχές όπου η συσσώρευση της καύσιμης ύλης έχει αυξήσει τον κίνδυνο πυρκαγιάς και θα πρέπει να ενεργεί μέσω της δασοκομίας για την ανανέωση των συστάδων, αφαιρώντας όχι μόνο δένδρα που μπορούν να υλοτομηθούν αλλά και νεκρό ξύλο από το δασικό έδαφος.

Τα τελευταία χρόνια έχει καταγραφεί ταχεία εξάπλωση της ελάτης σε περιοχές όπου προηγουμένως ήταν αγροτικές ή σε περιοχές με βλάστηση πλατυφύλλων, εκτοπίζοντας την προϋπάρχουσα βλάστηση (Chauchard *et al.* 2018). Ως αποτέλεσμα, η ετερογένεια του τοπίου με διαφορετικούς τύπους βλάστησης (αγροτικές περιοχές, παραποτάμια βλάστηση, λιβάδια και πυκνά ή αραιά δάση) χάνεται προς όφελος μίας ομοιογενούς κάλυψης από κωνοφόρα, η οποία μάλιστα έχει σημαντική διαφοροποίηση στην καθ’

ύψος ανάπτυξη (πολλαπλά στρώματα, τα οποία είναι κλιμακωτά και επιτρέπουν στη φωτιά να αναρριχηθεί ευκολότερα στην κόμη των δένδρων). Εκτιμάται ότι με την επίδραση της κλιματικής αλλαγής, αυτή η πυκνή κάλυψη από κωνοφόρα στο ΠΚ-V θα καεί με πολύ μεγαλύτερη σφοδρότητα και από μεγάλα σε έκταση περιστατικά πυρκαγιών, από όσο ήταν συνηθισμένο για αυτές τις περιοχές. Σε πολλές περιπτώσεις, μετά από πυρκαγιές που προέκυψαν σε δάση με ΠΚ-V παρατηρείται διαδοχή από αείφυλλα-σκληρόφυλλα. Έχει παρατηρηθεί σε περιοχές της Στερεάς Ελλάδας έπειτα από μικρά περιστατικά πυρκαγιών σε δάση ελάτης, οι περιοχές αυτές να παραμένουν με τη θαμνώδη βλάστηση και η εγκατάσταση της ελάτης αποτυγχάνει, πιθανόν λόγω των αυξημένων θερμοκρασιών και μεταβολών των ποσοτήτων βροχόπτωσης που η περιοχή δέχεται μετά την πυρκαγιά λόγω κλιματικών ανωμαλιών. Αν αυτή η τάση συνεχιστεί και επεκταθεί, υπάρχει σοβαρή πιθανότητα περιοχές με ΠΚ-V να μετατραπούν σε ΠΚ-III ή ακόμα και σε ΠΚ-II, δεδομένου ότι η ελάτη δύσκολα θα ανακάμψει αν κυριαρχήσουν τα αείφυλλα-σκληρόφυλλα, ιδιαίτερα δε αν αυτά θα καίγονται με τη μεγαλύτερη συχνότητα των ΠΚ-III ή ΠΚ-II. Το συγκεκριμένο παράδειγμα είναι χαρακτηριστικό των αλληλεπιδράσεων μεταξύ της διαδοχής της βλάστησης, της εγκατάλειψης της υπαίθρου και των άλλων ανθρωπογενών παρεμβάσεων, της αναδάσωσης και της κλιματικής αλλαγής, αλλά και δηλωτικό για το πώς τα πυρικά καθεστώτα μπορούν να μεταβληθούν/ μετακυλήσουν υπό τις προβλεπόμενες αλλαγές.

3.4.5 Επίλογος

Τα οικοσυστήματα της λεκάνης της Μεσογείου έχουν αλλοιωθεί σε μεγάλο βαθμό από την εγκατάλειψη της γης, την ανθρώπινη πίεση, την επέκταση της διεπαφής δασικών-αγροτικών εκτάσεων με αστικές περιοχές και την κλιματική αλλαγή που προκαλούν συσσώρευση της καύσιμης ύλης, σύντομα διαστήματα επιστροφής των πυρκαγιών και αύξηση της καμένης έκτασης όλα αυτά τα χρόνια, συμπεριλαμβανομένων καταστροφικών πυρκαγιών (Kalabokidis *et al.* 2008, Keeley *et al.* 2012, Moritz *et al.* 2014, Kalabokidis *et al.* 2015). Ωστόσο, ο μετριασμός του κινδύνου των πυρκαγιών στην Ελλάδα μπορεί να χρησιμοποιήσει κοινωνικο-οικολογικές αρχές τοπίου για την ανάπτυξη σχεδίων διαχείρισης που στοχεύουν σε μείωση της επικίνδυνης καύσιμης ύλης, συμπεριλαμβανομένης και της προδιαγεγραμμένης ή ελεγχόμενης καύσης (prescribed burning), με συνδυασμένα ανθρώπινα και φυσικά συστήματα (Kalabokidis and Wakimoto 1992, Liu *et al.* 2007, Spies *et al.* 2014, Omi 2015, Palaiologou *et al.* 2021b, Troumbis *et al.* 2021).

Περιοχές με βλάστηση Μεσογειακού τύπου εμφανίζουν μία ολοένα αυξανόμενη τάση για δημιουργία νέων ή/και επέκταση υφιστάμενων οικισμών, οι οποίοι με τη σειρά τους προκαλούν πιέσεις στο φυσικό περιβάλλον (π.χ. εισαγωγή ξενικών ειδών, αποψίλωση δασών, ανθρώπινες δραστηριότητες σε πρώην φυσικές περιοχές) που αυξάνουν τον

κίνδυνο εκδήλωσης πυρκαγιών εν μέσω της κλιματικής αλλαγής. Αυτή η περίπλοκη ανάμειξη φυσικών συστημάτων και αστικών περιοχών (Liu *et al.* 2007), υποβοηθούμενη από τον καταλυτικό ρόλο των δασικών πυρκαγιών, πρέπει να οδηγήσει σε νέα συστήματα και πολιτικές διακυβέρνησης του κινδύνου πυρκαγιών που να στοχεύουν στη διαχείριση αυτών των οικοσυστημάτων για τη μείωση της δυνητικής καύσιμης ύλης και ενδεχομένως, στην τροποποίηση της διάταξης και αλλαγή της σύνθεσης των φυσικών οικοσυστημάτων (Palaiologou *et al.* 2020b). Κατά αυτόν τον τρόπο θα μπορούσε να μειωθεί το κόστος καταστολής των δασικών πυρκαγιών και να αυξηθεί η αποτελεσματικότητα της προστασίας του περιβάλλοντος, ενώ παράλληλα να ενισχυθεί η δημόσια ασφάλεια (Keane 2015, Palaiologou *et al.* 2018).

Υπάρχει μεγάλος βαθμός βεβαιότητας ότι, αναπόφευκτα, αυτές οι πολιτικές θα επικεντρωθούν περισσότερο στην προστασία των οικισμών παρά στην αποκατάσταση του οικολογικού ρόλου της φωτιάς στο φυσικό οικοσύστημα. Οι κοινωνίες δεν μπορούν ούτε να εξαλείψουν τα καύσιμα των Μεσογειακών δασών (μόνο να τα διαχειριστούν με υψηλό οικονομικό κόστος και σε περιορισμένο βαθμό), ούτε να ελέγχουν πλήρως την αυξανόμενη συχνότητα και ένταση των δασικών πυρκαγιών που επηρεάζονται από την κλιματική αλλαγή, τις προηγούμενες πολιτικές καταστολής των πυρκαγιών, την αστυφιλία, την εγκατάλειψη της υπαίθρου και τις αλόγιστες αναδασώσεις στην Ελλάδα. Η ανθρώπινη προσαρμογή στην κλιματική αλλαγή απαιτεί βαθιά κατανόηση του ρόλου της καύσιμης ύλης των Μεσογειακών δασών και της αποτελεσματικής διαχείρισης τους, σε κλίμακες που θα αποτρέψουν μελλοντικές απώλειες από τις δασικές πυρκαγιές και θα επανεισάγουν την πυρο-ανθεκτικότητα των οικοσυστημάτων (Moritz *et al.* 2014, Palaiologou 2021b).

Ξενόγλωσση

Arianoutsou M and Margaris NS 1982a. Phryganic (East Mediterranean) Ecosystems and Fire. *Ecol. Medit.* 8:473-480.

Arianoutsou M and Margaris NS 1982b. Decomposers and the fire cycle in a phryganic (East Mediterranean) ecosystem. *Microb. Ecol*. 8:91-98.

Arianoutsou M 1984. Post-fire successional recovery of a phryganic (East Mediterranean) ecosystem. *Acta Oecol. (Oecol. Plantarum),* 59(9):387-394.

Arianoutsou M 1985. Desertification by overgrazing in Greece: the case of Lesvos island. *J. of Arid Environ.* 9:237-242.

Arianoutsou M 1998. Aspects of demography in post-fire Mediterranean plant communities of Greece. In: Landscape Degradation in Mediterranean-Type Ecosystem. P.W. Rundel, G. Montenegro and F. Jaksic (Eds), Ecological Studies 136, Springer – Verlag, pp 273-295.

Arianoutsou M, Leone V, Moya D, Lovreglio R, Delipetrou P, de las Heras J 2012. Management of threatened, high conservation value, forest hotspots under changing fire regimes. In: *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests*. Moreira F, Arianoutsou M, Corona P, De las Heras J (eds), Managing Forest Ecosystems, vol 24. Springer, Dordrecht.

Bond WJ, Woodward FI, Midgley GF 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire.*New Phytol*. *165*:525-538.

Chandler C, Cheney P, Thomas P, Trabaud L, Williams D 1983. Fire in Forestry 1: Forest Fire Behavior and Effects. John Wiley & Sons, New York, USA.

Chauchard S, Carcaillet C, Guibal F 2018. Fir expansion not controlled by moderate densities of large herbivores: a Mediterranean mountain grassland conservation issue. *Ann. For. Sci.* 75:1-11.

Christopoulou A, Fulé P, Andriopoulos P, Sarris D, Arianoutsou M 2013. Dendrochronology-based fire history of Pinus nigra forests in Mount Taygetos, Southern Greece. *For. Ecol. Manage.* 293:132–139.

Christopoulou A, Fyllas NM, Andriopoulos P, Koutsias N, Dimitrakopoulos PG, Arianoutsou M 2014. Post-fire regeneration patterns of *Pinus nigra* in a recently burned area in Mount Taygetos, Southern Greece: The role of unburned forest patches. *For. Ecol. Manage.* 327:148–156.

Christopoulou A, Mallinis G, Vassilakis E, Farangitakis GP, Fyllas NM, Kokkoris GD, Arianoutsou M 2019. Assessing the impact of different landscape features on post-fire forest recovery with multitemporal remote sensing data: the case of Mount Taygetos (southern Greece). *Int. J. Wildland Fire* 28:521-532.

Costa H, de Rigo D, Durrant TH, San-Miguel-Ayanz J 2020. European wildfire danger and vulnerability under a changing climate: towards integrating risk dimensions. EUR 30116 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2020, ISBN 978-92-76-16898-0.

Cowling RM, Rundel PW, Lamont BB, Arroyo MK, Arianoutsou M 1996. Plant diversity in Mediterranean-climate regions. *Trends Ecol. Evol.* 11(9):362-366.

Dimitrakopoulos AP 2002. Mediterranean fuel models and potential fire behaviour in Greece. *Int. J. Wildland Fire*. 11:127-130.

Donato DC, Harvey BJ and Turner MG 2016. Regeneration of montane forests 24 years after the 1988 Yellowstone fires: A fire-catalyzed shift in lower treelines? *Ecosphere 7*:p.e01410.

Fernandes PM, Vega JA, Jimenez E, Rigolot E 2008. Fire resistance of European pines. *For. Ecol. Manag.* 256:246-255.

Flannigan MD, Stocks BJ and Wotton BM 2000. Climate change and forest fires. *STOTEN* 262:221-229.

Flannigan MD, Logan KA, Amiro BD, Skinner WR, Stocks BJ 2005. Future area burned in Canada. *Clim. Change 72*:1–16.

Fulé PZ, Ribas M, Gutiérrez E, Vallejo R, Kaye MW 2008. Forest structure and fire history in an old *Pinus nigra* forest of eastern Spain. *For. Ecol. Manage*. 255:1234–1242.

Hanan EJ 2020. Megafires: Climate change or land management? The Niskanen Center, Washington, D.C. 20002, U.S.A. https://www.niskanencenter.org/megafires-climate-change-or-land-management.

Hardy CC, Schmidt KM, Menakis JP, Sampson RN 2001. Spatial data for national fire planning and fuel management. *Int. J. Wildland Fire* 10:353-372.

IPCC 2021 by Arias, P.A., N. Bellouin, E. Coppola, R.G. Jones, G. Krinner, J. Marotzke, V. Naik, M.D. Palmer, G.-K. Plattner, J. Rogelj, M. Rojas, J. Sillmann, T. Storelvmo, P.W. Thorne, B. Trewin, K. Achuta Rao, B. Adhikary, R.P. Allan, K. Armour, G. Bala, R. Barimalala, S. Berger, J.G. Canadell, C. Cassou, A. Cherchi, W. Collins, W.D. Collins, S.L. Connors, S. Corti, F. Cruz, F.J. Dentener, C. Dereczynski, A. Di Luca, A. Diongue Niang, F.J. Doblas-Reyes, A. Dosio, H. Douville, F. Engelbrecht, V. Eyring, E. Fischer, P. Forster, B. Fox-Kemper, J.S. Fuglestvedt, J.C. Fyfe, N.P. Gillett, L. Goldfarb, I. Gorodetskaya,

J.M. Gutierrez, R. Hamdi, E. Hawkins, H.T. Hewitt, P. Hope, A.S. Islam, C. Jones, D.S. Kaufman, R.E. Kopp, Y. Kosaka, J. Kossin, S. Krakovska, J.-Y. Lee, J. Li,T. Mauritsen,T.K. Maycock, M. Meinshausen, S.-K. Min, P.M.S. Monteiro,T. Ngo-Duc, F. Otto, I. Pinto, A. Pirani, K. Raghavan, R. Ranasinghe, A.C. Ruane, L. Ruiz, J.-B. Sallée, B.H. Samset, S. Sathyendranath, S.I. Seneviratne, A.A. Sörensson, S. Szopa, I. Takayabu, A.-M. Tréguier, B. van den Hurk, R.Vautard, K. von Schuckmann, S. Zaehle, X. Zhang, and K. Zickfeld. Technical Summary. In Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 33−144. doi:10.1017/9781009157896.002.

Jolly WM, Cochrane MA, Freeborn PH, Holden ZA, Brown TJ, Williamson GJ, Bowman DM 2015. Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nat. Commun.* 6:1-11.

Kalabokidis KD and Wakimoto RH 1992. Prescribed burning in uneven-aged stand management of ponderosa pine/Douglas-fir forests. *J. of Environ. Manag.* 34:221-235.

Kalabokidis K, Iosifides T, Henderson M, Morehouse B 2008. Wildfire policy and use of science in the context of a socio-ecological system on the Aegean archipelago. *Environ. Sci. Pol.* 11:408–421.

Kalabokidis K, Palaiologou P, Gerasopoulos E, Giannakopoulos C, Kostopoulou E, Zerefos C 2015. Effect of climate change projections on forest fire behavior and values-at-risk in southwestern Greece. *Forests* 6:2214-2240.

Kalabokidis K and Palaiologou P 2019. Mediterranean Forest Fuels. In: *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires*. Manzello S. (ed), Springer, Cham., 13 pages.

Kalabokidis K, Palaiologou P, Xanthopoulos G 2023. Pyro-geography of the Greek landscape. In: *The Geography of Greece. Managing Crises and Building Resilience*, Springer World Regional Geography Book Series, in press.

Keane RE 2015. Wildland fuel fundamentals and application. Springer Cham, Switzerland, 191 pages.

Keane RE, McKenzie D, Falk DA, Smithwick EA, Miller C, Kellogg LKB 2015. Representing climate, disturbance, and vegetation interactions in landscape models. *Ecol. Modell.* 309:33-47.

Keeley JE and Zedler PH 1998. Evolution of life histories in Pinus. In: *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 219-250.

Keeley JE, Ne'eman G, Fotheringam CJ 1999. Immaturity risk in a fire dependent pine. *J. Med. Ecol.* 1:41-48.

Keeley JE, Bond WJ, Bradstock RA, Pausas JG, Rundel PW 2012. Fire in Mediterranean ecosystems: ecology, evolution and management. Cambridge University Press, New York, USA, 508 pages.

Kilgore BM 1981. Fire in ecosystem distribution and structure: western forests and scrublands. In: *The Bark Beetles, Fuels, and Fire Bibliography*. Mooney H, Bonnicksen T, Christensen N (eds), USDA Forest Service, General Technical Report, pp. 58-89.

Krawchuk MA, Moritz MA, Parisien MA, Van Dorn J, Hayhoe K 2009. Global pyrogeography: the current and future distribution of wildfire. *PloS one* 4(4):p.e5102.

Liu J, Dietz T, Carpenter SR, Alberti M, Folke C, Moran E, Pell AN, Deadman P, Kratz T, Lubchenco J, Ostrom E, Ouyang Z, Provencher W, Redman CL, Schneider SH, Taylor WW 2007. Complexity of Coupled Human and Natural Systems. *Science* 317:1513-1516.

Liu Z and Wimberly MC 2016. Direct and indirect effects of climate change on projected future fire regimes in the western United States. *Sci. Total Environ.* 542:65-75.

Mairota P, Thornes JB and Geeson N 1998. Atlas of Mediterranean environments in Europe: the desertification context. John Wiley and Sons, Chichester, UK.

Miller C and Urban DL 1999. A model of surface fire, climate and forest pattern in the Sierra Nevada, California. *Ecol. Modell.* 114:113-135.

Moreira F, Arianoutsou M, Corona P, De las Heras J 2012. Post-fire management and restoration of southern European forests, vol 24. Springer Science & Business Media, Berlin.

Moritz MA, Batllori E, Bradstock RA, Gill AM, Handmer J, Hessburg PF, Leonard J, McCaffrey S, Odion DC, Schoennagel T, Syphard AD 2014. Learning to coexist with wildfire. *Nature* 515:58-66.

Mouillot F, Rambal S and Joffre R 2002. Simulating climate change impacts on fire frequency and vegetation dynamics in a Mediterranean type ecosystem. *Glob. Chang. Biol.* 8:423–437.

Neeman G 2000. The effect of burned pine trees on post-fire regeneration. In: Ecology, Biogeography and Management of *Pinus halepensis* and *P. brutia* Forest Ecosystems

in the Mediterranean Basin. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 303-320.

O'Connor CD, Falk DA, Garfin GM 2020. Projected climate-fire interactions drive forest to shrubland transition on an Arizona Sky Island. *Front. Environ. Sci.* 8.

Omi PN 2015. Theory and Practice of Wildland Fuels Management. *Curr. For. Rep.* 1 (2):100-117.

Palaiologou P, Ager AA, Nielsen-Pincus M, Evers C, Kalabokidis K 2018. Using transboundary wildfire exposure assessments to improve fire management programs: a case study in Greece. *Int. J. Wildland Fire* 27:501-513.

Palaiologou P, Kalabokidis K, Day MA, Kopsachilis V 2020a. Evaluating socioecological wildfire effects in Greece with a novel numerical index. *Fire* 3:63.

Palaiologou P, Kalabokidis K, Ager AA, Day MA 2020b. Development of comprehensive fuel management strategies for reducing wildfire risk in Greece. *Forests* 11:789.

Palaiologou P, Kalabokidis K, Troumbis A, Day MA, Nielsen-Pincus M, Ager AA 2021a. Socio-ecological perceptions of wildfire management and effects in Greece. *Fire* 4:18.

Palaiologou P, Kalabokidis K, Ager AA, Galatsidas S, Papalampros L, Day MA 2021b. Spatial optimization and tradeoffs of alternative forest management scenarios in Macedonia, Greece. *Forests* 12:697.

Parks SA, Holsinger LM, Miller C, Parisien MA 2018. Analog-based fire regime and vegetation shifts in mountainous regions of the western US. *Ecography* 41:910-921.

Pausas JG and Paula S 2012. Fuel shapes the fire–climate relationship: evidence from Mediterranean ecosystems. *Glob. Ecol. Biogeogr.*21:1074-1082.

Rothermel RC 1991. Predicting behavior and size of crown fires in the northern Rocky Mountains. Res. Pap. INT-RP-438. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station. 46 p.

Rovithakis A, Grillakis MG, Seiradakis KD, Giannakopoulos C, Karali A, Field R, Lazaridis M, Voulgarakis A 2022. Future climate change impact on wildfire danger over the Mediterranean: the case of Greece. *Environ. Res. Lett.* 17:045022.

Ruiz-Labourdette D, Schmitz MF, Pineda FD 2013. Changes in tree species composition in Mediterranean mountains under climate change: Indicators for conservation planning. *Ecol. Indic.* 24:310-323.

Ryan KC and Opperman TS 2013. LANDFIRE – A national vegetation/fuels data base for use in fuels treatment, restoration, and suppression planning. *For. Ecol. Manag.* 294:208-216.

Schmidt K, Menakis JP, Hardy CC, Hann WJ, Bunnell DL 2002. Development of coarse-scale spatial data for wildland fire and fuel management. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO. 41 pages.

Spies TA, White EM, Kline JD, Fischer AP, Ager AA, Bailey J, Bolte J, Koch J, Platt E, Olsen CS, Jacobs D, Shindler B, Steen-Adams MM, Hammer R 2014. Examining fire-prone forest landscapes as coupled human and natural systems. *Ecol*. 19:9.

Thanos CA and Daskalakou EN 2000. Reproduction in *Pinus halepensis* and *P. brutia*. In: *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*, Ne'eman G, Trabaud L (eds), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 79-90.

Touchan R, Baisan C, Mitsopoulos ID, Dimitrakopoulos AP 2012. Fire history in European black pine (*Pinus nigra* Arn.) forests of the Valia Kalda, Pindus Mountains, Greece. *Tree Ring Res.* 68:45-50.

Trabaud L, Christensen N and Gill A 1993. Historical biogeography of fire in temperate and Mediterranean ecosystems. In: *Fire in the environment: the ecological. atmospheric, and climatic importance of vegetation fires*. John Wiley & Sons, New York, USA, pp. 277-295.

Troumbis A and Trabaud L 1989. Some questions about flammability in fire ecology. *Acta Oecol.* 10:167-175.

Troumbis AY, Kalabokidis K and Palaiologou P 2021. Diverging rationalities between forest fire management services and the general public after the 21st-century mega-fires in Greece. *J. For. Res.* 33:553-564.

Turner MG 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91(10):2833-2849.

Vallejo VR, Arianoutsou M, Moreira F 2012. Fire Ecology and Post-Fire Restoration Approaches in Southern European Forest Types. In: *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests,* Moreira F, Arianoutsou M, Corona P, De Las Heras J (eds), *Managing Forest Ecosystems* 24, pp. 93-120, Springer Science + Business Media B.V.

Veloz S, Williams JW, Lorenz D, Notaro M, Vavrus S, Vimont DJ 2012. Identifying climatic analogs for Wisconsin under 21st-century climate-change scenarios. *Clim. Change* 112:1037-1058.

Walsh MK, Whitlock C, Bartlein PJ 2008. A 14,300-year-long record of fire–vegetation–climate linkages at Battle Ground Lake, Southwestern Washington. *Quaternary Res*. Cambridge University Press, 70(2):251–264.

Wuebbles DJ and Hayhoe K 2004. Climate change projections for the United States Midwest. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang. 9*:335-363.

Ελληνόγλωσση

Αριανούτσου Μ 2019. Τα Χερσαία Οικοσυστήματα της Ελλάδας. (Επιμέλεια έκδοσης). Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών, 316 σελ.

Αριανούτσου Μ και Καζάνης Δ 2012. Ο οικολογικός ρόλος της φωτιάς στα χερσαία οικοσυστήματα της Ελλάδας. Στο: Παπαγεωργίου ΑΧ, Καρέτσος Γ, Κατσαδωράκης Γ (επιμ. έκδοσης). Το δάσος: Μία ολοκληρωμένη προσέγγιση. WWF Ελλάς, Αθήνα, σελ. 103-116.

Καλαμποκίδης Κ, Ηλιόπουλος Ν και Γλιγλίνος Δ 2013. Πυρο-Μετεωρολογία και Συμπεριφορά Δασικών Πυρκαγιών σε ένα Μεταβαλλόμενο Κλίμα. Εκδοτικός Όμιλος ΙΩΝ, Αθήνα. ISBN: 978-960-508-045-7. 400 σελ.

Κεφάλαιο 3.5: Αποτίμηση των Επιπτώσεων της Κλιματικής Αλλαγής στο Φυσικό Κεφάλαιο και στις Οικοσυστημικές Υπηρεσίες των Δασών της Ελλάδας

Μαργαρίτα Αριανούτσου[1], Αναστασία Χριστοπούλου[1], Νικόλαος Μ. Φύλλας[2], Φίλιππος Αραβανόπουλος[3], Ιωάννης Καψωμενάκης[4], Παναγιώτης Μιχόπουλος[5], Νίκη Ευελπίδου[6], Ευθύμιος Λέκκας[7], Ευάγγελος Σπύρου[6], Χρήστος Ζερεφός[4]

[1]Τομέας Οικολογίας και Ταξινομικής, Τμήμα Βιολογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών

[2]Εργαστήριο Διαχείρισης Βιοποικιλότητας, Τμήμα Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Αιγαίου

[3]Εργαστήριο Δασικής Γενετικής και Βελτιώσεως Δασοπονικών Ειδών, Τμήμα Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης

[4]Κέντρον Ερεύνης Φυσικής της Ατμοσφαίρας και Κλιματολογίας, Ακαδημία Αθηνών

[5]Ινστιτούτο Μεσογειακών και Δασικών Οικοσυστημάτων, Ελληνικός Γεωργικός Οργανισμός "ΔΗΜΗΤΡΑ"

[6]Τομέας Γεωγραφίας και Κλιματολογίας, Τμήμα Γεωλογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών

[7]Τομέας Δυναμικής, Τεκτονικής και Εφαρμοσμένης Γεωλογίας, Τμήμα Γεωλογίας, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών

3.5.1 Εισαγωγή

Η κλιματική αλλαγή μεταβάλλει τη λειτουργία των οικοσυστημάτων, με επιπτώσεις στις προσφερόμενες οικοσυστημικές υπηρεσίες και την ευημερία των ανθρώπων που βασίζεται σε αυτές (Nelson *et al.* 2013). Τα δασικά οικοσυστήματα παρέχουν ζωτικής σημασίας οικοσυστημικές υπηρεσίες (προστασία εδάφους και υδατικών πόρων, ξυλεία, τρόφιμα, φάρμακα, σταθεροποίηση και ρύθμιση του κλίματος, αναψυχή κ.ά.), αλλά ταυτόχρονα δέχονται πλήθος πιέσεων, οι οποίες και αναμένεται να ενταθούν υπό το πρίσμα της κλιματικής αλλαγής. Αυτό είναι ιδιαίτερα σημαντικό για τη Μεσογειακή λεκάνη και τα μεσογειακού κλίματος οικοσυστήματα συνολικά, τα οποία και θεωρούνται ιδιαίτερα τρωτά στην κλιματική αλλαγή (Klausmeyer and Shaw 2009, Lindner *et al.* 2014, Lionello *et al.* 2014). Τα μεσογειακά δασικά οικοσυστήματα αναμένεται να ανταποκριθούν με διάφορους τρόπους στην κλιματική αλλαγή, με ορισμένα είδη,

κυρίως στα μεγαλύτερα υψόμετρα, πιθανώς να ευνοηθούν από τη μεγαλύτερης διάρκειας αυξητική περίοδο (Fu *et al.* 2014, Tegel *et al.* 2014), αν και πρόσφατες έρευνες καταγράφουν αρνητική επίπτωση στην καθαρή παραγωγικότητα των οικοσυστημάτων (Fernández-Martinez *et al.* 2019). Στις περισσότερες περιπτώσεις, όπου η διαθεσιμότητα νερού αποτελεί τον κύριο περιοριστικό παράγοντα αύξησης, οι μειωμένες βροχοπτώσεις και τα μεγάλης έντασης και διάρκειας περιστατικά ξηρασίας αναμένεται να επιφέρουν μείωση στο ρυθμό αύξησης (Lindner *et al.* 2010, Vicente-Serrano *et al.* 2010, Sarris *et al.* 2011, Pasho *et al.* 2012, Fyllas *et al.* 2017a), αυξημένα περιστατικά θνησιμότητας (Camarero *et al.* 2016, Colangelo *et al.* 2017, Colangelo *et al.* 2018, Christopoulou *et al.* 2022), αλλά και αύξηση του κινδύνου εκδήλωσης δασικών πυρκαγιών, παράγοντα που αποτελεί έναν από τους σημαντικότερους κινδύνους για τα δασικά οικοσυστήματα της χώρας (Moriondo *et al.* 2006, Lindner *et al.* 2008, Rovithakis *et al.* 2022). Στη Μεσογειακή ζώνη, η παραγωγή ξυλείας αναμένεται να μειωθεί, καθώς η προβλεπόμενη αύξηση του ατμοσφαιρικού CO_2 εκτιμάται ότι δεν θα μπορεί να ισοσταθμίσει τις αρνητικές επιπτώσεις εξαιτίας της αύξησης της θερμοκρασίας (Lindner *et al.* 2010). Αντίστοιχα, άμεσα ή έμμεσα αναμένεται να επηρεαστούν και οι λοιπές προσφερόμενες οικοσυστημικές υπηρεσίες, αν και δεδομένης της μεγάλης αβεβαιότητας είναι δύσκολο να γίνει ποσοτικοποιημένη εκτίμηση των επιπτώσεων αυτών.

3.5.2 Επιπτώσεις στις προμηθευτικές υπηρεσίες των δασικών οικοσυστημάτων

Γενετικοί πόροι

Η κλιματική αλλαγή εισαγάγει ένα επιπλέον επίπεδο αβεβαιότητας στη διαθεσιμότητα και χρήση των γενετικών πόρων όχι μόνο των δασικών δένδρων, αλλά και των δασικών οικοσυστημάτων στο σύνολό τους. Η αβεβαιότητα αυτή αυξάνεται καθώς αναμένονται διαφορετικές ανταποκρίσεις των δασικών δένδρων που αποτελούν κυρίαρχα είδη των αντίστοιχων οικοσυστημάτων αναλόγως με τη γεωγραφική περιοχή (γεωγραφικό πλάτος, υπερθαλάσσιο υψόμετρο). Η γενετική ποικιλότητα είναι εκ των ων ουκ άνευ για την προσαρμογή και διαιώνιση των δασικών οικοσυστημάτων σε περιβάλλον έντονης κλιματικής μεταβολής και μια ενδεχόμενη γενετική διάβρωση εξαιτίας της κλιματικής αλλαγής θα έχει πολλαπλές αρνητικές επιπτώσεις. Η διάβρωση του γονιδιακού αποθέματος μεταφράζεται σε απώλεια αλληλομόρφων δασικών ειδών που παρέχουν εξειδικευμένες οικοσυστημικές υπηρεσίες (π.χ. φαρμακευτικά, αρωματικά, μελισσοκομικά φυτά, ξυλοπονικά δασικά είδη). Σημαίνει ακόμη περισσότερο μείωση της ικανότητας προσαρμογής των δασικών ειδών, μείωση της δυνατότητάς τους να διατηρήσουν τη σημερινή φυσική τους εξάπλωση (ιδιαίτερα στα νότια όρια εξάπλωσής τους) και μεταβολή των συμβιωτικών σχέσεων με άλλα είδη. Κατά συνέπεια, εάν δεν ληφθούν συγκεκριμένα μέτρα προστασίας των γενετικών πόρων, αναμένεται μείωση της

ικανότητας των δασικών οικοσυστημάτων να παρέχουν στο βαθμό που προσφέρουν σήμερα όλες τις σχετικές οικοσυστημικές υπηρεσίες.

Η διαιώνιση των δασικών φυσικών πληθυσμών εξαρτάται καταρχήν από την ικανότητά τους να αναπαράγονται, δηλαδή από το δυναμικό της φυσικής αναγέννησης. Ένα βασικό προαπαιτούμενο στη διαδικασία αυτή είναι η ύπαρξη ικανής γενετικής ποικιλότητας στη γονιδιακή δεξαμενή της φυσικής αναγέννησης. Ένας από τους σημαντικότερους κινδύνους για τα δασικά οικοσυστήματα της χώρας υπό το πρίσμα της κλιματικής αλλαγής είναι οι μεταβολές στο καθεστώς της φωτιάς, με συχνότερες, μεγαλύτερης έκτασης και έντασης δασικές πυρκαγιές (Mansoor *et al*. 2022, Rovithakis *et al.* 2022). Τα μέχρι σήμερα περιορισμένα σχετικά ερευνητικά αποτελέσματα έχουν δείξει ότι στις βασικές παραμέτρους γενετικής ποικιλότητας που αντικατοπτρίζουν το μέγεθος της γενετικής διαφοροποίησης στους φυσικούς πληθυσμούς, δεν έχουν παρατηρηθεί σημαντικές διαφορές μεταξύ μεταπυρικών πληθυσμών και πληθυσμών ελέγχου (Aravanopoulos 2018, Aravanopoulos and Alizoti 2019). Ωστόσο, η γενετική αρχιτεκτονική των μεταπυρικών πληθυσμών φαίνεται ότι επηρεάζεται αρνητικά. Στην Ελλάδα, έχουν γίνει σχετικές μελέτες στη Χαλέπιο (*Pinus halepensis*) και την Τραχεία πεύκη (*P. brutia*) και έχουν δείξει ότι, αν και η συνολική γενετική ποικιλότητα στους μεταπυρικούς πληθυσμούς δεν μεταβλήθηκε σημαντικά σε σχέση με πληθυσμούς ελέγχου, παρατηρήθηκαν διαφορές στις συχνότητες σπάνιων αλληλομόρφων και στην εμφάνιση διαειδικού υβριδισμού και σε κάποια περίπτωση και φαινόμενα γενετικής στενωπού (Aravanopoulos *et al.* 2004). Γενικά, φαίνεται ότι αν και οι δασικές πυρκαγιές δεν προκαλούν γενετική διάβρωση σε πληθυσμούς δασικών δένδρων, υπάρχουν αξιοσημείωτες ενδείξεις ότι υπό ειδικές συνθήκες, σε περιόδους υψηλής συχνότητας και έντασης δασικών πυρκαγιών, οι τελευταίες μπορεί να έχουν δυσμενείς, ακόμη και καταστροφικές συνέπειες στην αρχιτεκτονική της γενετικής ποικιλότητας των δασικών δέντρων και στη μακροπρόθεσμη επιβίωση και ύπαρξή τους (Aravanopoulos *et al.* 2004, Aravanopoulos and Alizoti 2019).

Στην περίπτωση κατά την οποία δεν υπάρχει φυσική αναγέννηση μετά την πυρκαγιά, τότε προκύπτει η ανάγκη χρήση της τεχνητής αναδάσωσης. Η προέλευση του γενετικού υλικού (δηλαδή εάν θα είναι επιλεγμένο γενετικό υλικό ή τοπικό τυχαία επιλεγμένο υλικό) έχει καίρια σημασία στο εύρος της μελλοντικής γενετικής ποικιλότητας και στη δυνατότητα προσαρμογής του νέου πληθυσμού στο φυσικό περιβάλλον. Έχει δειχθεί ότι το τυχαίο αναδασωτικό – φυτευτικό υλικό παρουσιάζει γενικά μειωμένη γενετική ποικιλότητα σε σχέση με τον πληθυσμό προέλευσης του επιλεγμένου υλικού (Aravanopoulos 2018). Επίσης έχει δειχθεί ότι η χρήση γενετικά βελτιωμένου υλικού για τεχνητή αναδάσωση που έχει προκύψει από τυπικές διαδικασίες τεχνητής επιλογής και αναπαραγωγής μπορεί να μειώσει τη γενετική βάση του υλικού φύτευσης. Υλικό περιορισμένης γενετικής βάσης έχει γενικά μειωμένες δυνατότητες αντιμετώπισης των συνθηκών συνεχούς και επιδεινούμενης κλιματικής αλλαγής και για το λόγο αυτό τίθεται εν αμφιβόλω η μακροχρόνια διαιώνιση των δασών αυτών (Aravanopoulos 2018). Τόσο

στην περίπτωση της φυσικής αναγέννησης, όσο και της τεχνητής αναδάσωσης, τίθεται επίσης το θέμα των κινδύνων καταστροφής της νεοφυτείας κατά ή μετά την εγκαθίδρυσή της (Ντάφης 1986). Σε αυτό συμβάλλουν η αναποτελεσματική προστασία έναντι της βόσκησης, τα πλημμυρικά φαινόμενα και η διάβρωση από την επιφανειακή απορροή. Επομένως, ο μετριασμός δύο κύριων μεταπυρικών επιπτώσεων της κλιματικής αλλαγής στο φυσικό περιβάλλον των δασών της Ελλάδας οφείλει να εστιαστεί σε δύο παράγοντες: (α) στη διατήρηση του εύρους και της δομής της γενετικής ποικιλότητας των μεταπυρικών πληθυσμών και (β) στη διασφάλιση της επιτυχίας της φυσικής αναγέννησης και, αν αυτό δεν είναι εφικτό, της τεχνητής αναδάσωσης.

Ενέργεια

Η κλιματική αλλαγή αναμένεται να έχει αρνητικές επιπτώσεις στα δασικά οικοσυστήματα και όσον αφορά τη χρήση της δασικής βιομάζας για ενεργειακούς σκοπούς. Οι ανάγκες προστασίας του κύκλου των θρεπτικών στοιχείων και της διατήρησής τους στο δασικό οικοσύστημα στις σημερινές συνθήκες είναι υψηλότερες από οποτεδήποτε στο παρελθόν (τουλάχιστον για την περίοδο που ασκείται ανθρωπογενής διαχείριση στα φυσικά δασικά οικοσυστήματα). Επομένως, κάθε έννοια απόληψης του συνόλου της δασικής βιομάζας από μια περιοχή ως καύσιμης ύλης είναι πλέον απαγορευτική (Hao *et al.* 2021). Η ξυλώδης βιομάζα που μπορεί να αποληφθεί από το δάσος είναι η ξυλεία σχετικά μεγάλων διαστάσεων (καυσόξυλα) που δεν περιλαμβάνει φύλλα, βελόνες, λεπτούς κλάδους και φλοιό (Gonçalves *et al.* 2018). Στην ίδια κατηγορία ανήκουν και αντίστοιχα υπολείμματα υλοτομιών. Κατά συνέπεια η παροχή βιοενέργειας απευθείας από τα δασικά οικοσυστήματα θα (πρέπει να) περιοριστεί. Είναι πρόδηλο ότι η ανάγκη για τη χρήση βιοκαυσίμων αυξάνεται ως μέτρο μετριασμού των επιπτώσεων της κλιματικής αλλαγής (Calvin *et al.* 2021), αλλά αυτή θα πρέπει να εξισορροπηθεί με την ανάπτυξη εντατικών φυτειών ταχυαυξών δασικών ειδών μικρού περίτροπου χρόνου.

3.5.3 Επιπτώσεις στις υποστηρικτικές υπηρεσίες των δασικών οικοσυστημάτων

Κύκλος του άνθρακα

Στο πλαίσιο της εντεινόμενης κλιματικής αλλαγής, μια από τις σημαντικότερες οικοσυστημικές υπηρεσίες που προσφέρεται από τα δασικά οικοσυστήματα είναι η δέσμευση του CO_2, μέσω της παραγωγικότητάς τους. Συχνά η παραγωγικότητα των οικοσυστημάτων προσεγγίζεται μέσω των μεταβλητών της ακαθάριστης (GPP) και της καθαρής (NPP) πρωτογενούς παραγωγικότητας, καθώς και της καθαρής παραγωγικότητας οικοσυστήματος (NEP). Η GPP (Gross Primary Productivity) εκφράζει

τη συνολική ποσότητα C που δεσμεύεται από τα οικοσυστήματα μέσω της διεργασίας της φωτοσύνθεσης, ενώ η NPP (Net Primary Productivity) υπολογίζεται από την αφαίρεση από την GPP της αναπνοής των φυτών, και σχετίζεται με τα χωροχρονικά πρότυπα αύξησης της βιομάζας. Η NEE (Net Ecosystem Exchange) υπολογίζει τη συνολική ποσότητα C που δεσμεύεται από τα οικοσυστήματα αφαιρώντας από την NPP την ετερότροφη αναπνοή (εξαιρώντας την επίδραση διαταραχών όπως πυρκαγιές και απόληψη βιομάζας). Τα Μεσογειακού κλίματος δασικά οικοσυστήματα χαρακτηρίζονται ως "θερμές περιοχές" (hot spots) όσον αφορά την επίδραση της κλιματικής αλλαγής (Cramer *et al.* 2018), με την εντεινόμενη επιδείνωση των συνθηκών αύξησης να αναμένεται να επηρεάσει αρνητικά την παραγωγικότητα των δασών και τη δέσμευση C. Παρόλα αυτά, παράλληλα με την άνοδο της θερμοκρασίας και τη μείωση της βροχόπτωσης, καταγράφεται και συστηματική αύξηση της ατμοσφαιρικής συγκέντρωσης του CO_2 [Ca], η οποία θα μπορούσε να περιορίσει την υδατική καταπόνηση με τη βελτίωση της αποδοτικότητας χρήσης νερού (water use efficiency) από τα φύλλα. Το φαινόμενο αυτό ονομάζεται στη διεθνή βιβλιογραφία ως "CO_2 fertilisation" και έχει φανεί ότι μπορεί να περιορίσει ως ένα βαθμό την επίδραση της ξηρασίας (Ainsworth and Long 2005, Keenan *et al.* 2013).

Πειραματικές εργασίες πεδίου στις οποίες έχουν εφαρμοστεί χειρισμοί αποκλεισμού της βροχόπτωσης (rainfall exclusion experiments) εμφανίζουν σε γενικές γραμμές αύξηση της υδατικής καταπόνησης και της θνησιμότητας συνοδευόμενη από μείωση του ρυθμού αύξησης των δένδρων και της πρωτογενούς παραγωγικότητας (Cinnirella *et al.* 2002, Ogaya and Peñuelas 2007, Misson *et al.* 2010, Ogaya and Peñuelas 2021). Τέτοιου τύπου μελέτες όμως δεν περιλαμβάνουν την επίδραση του CO_2 fertilisation. Στον αντίποδα, πειράματα τύπου FACE (Free-Air CO_2 Enrichment) στα οποία διαφορετικού τύπου οικοσυστήματα έχουν υποβληθεί σε αυξημένες [Ca] (μεταξύ 475 – 600 ppm) αναδεικνύουν την ευεργετική επίδραση του CO_2 (fertilisation), με τα δένδρα να αποκρίνονται ισχυρότερα σε σχέση με άλλης αυξητικής μορφής φυτά (Ainsworth and Long 2005). Το ερώτημα σε τέτοιου τύπου πειράματα παραμένει στο κατά πόσο η ευεργετική επίδραση του CO_2 θα μπορέσει να αντισταθμίσει την αρνητική επίδραση της ξηρασίας και σε ποιο βαθμό.

Σημαντικός είναι ο αριθμός των μελετών οι οποίες χρησιμοποιούν αναλύσεις δενδροχρονολογικών δεδομένων για την κατανόηση της επίδρασης των μεταβαλλόμενων κλιματικών συνθηκών του παρελθόντος στην ανθεκτικότητα των Μεσογειακών δασικών οικοσυστημάτων (π.χ. Pasho *et al.* 2012, Fyllas *et al.* 2017a, Martin-Benito *et al.* 2018). Στις συγκεκριμένες έρευνες, συχνά διερευνάται η επίδραση ξηρών περιόδων του παρελθόντος, ως ανάλογων μελλοντικών συνθηκών ξηρασίας, στην αύξηση και τη θνησιμότητα των δασικών ειδών δένδρων. Σε γενικές γραμμές, τα αποτελέσματα των δενδροοικολογικών μελετών αναδεικνύουν ότι η ξηρασία επιδρά εντονότερα στα νοτιότερα όρια εξάπλωσης των ειδών μειώνοντας την παραγωγικότητα τους, αν και οικολογικοί παράγοντες όπως η τοπογραφία και οι εδαφικές συνθήκες ή ο

εγκλιματισμός (acclimation) μπορεί να επηρεάσουν το γενικό γεωγραφικό πρότυπο (Camarero *et al.* 2021).

Η εφαρμογή μηχανιστικών μοντέλων διεργασιών για την πρόβλεψη της επίδρασης της κλιματικής αλλαγής στην παραγωγικότητα των δασικών οικοσυστημάτων έχει ευρύτατα χρησιμοποιηθεί, με πρόσφατα αποτελέσματα προσομοιώσεων για την Ευρώπη να αναφέρουν πιθανή αύξηση της παραγωγικότητας στα βόρεια, αύξηση ή και μείωση στα κεντρικά και μείωση στα νότια της ηπείρου (Reyer *et al.* 2014). Σε τέτοιου τύπου προσομοιώσεις η δριμύτητα του κλιματικού σεναρίου που εφαρμόζεται σε συνδυασμό με τη διατήρηση ή μη της ευεργετικής επίδρασης της αυξημένης [Ca] παίζουν καθοριστικό ρόλο (Keenan *et al.* 2011). Ελάχιστα μηχανιστικά μοντέλα δασικής παραγωγικότητας έχουν δημιουργηθεί και εφαρμοστεί στα δασικά οικοσυστήματα της Ελλάδας (Stagakis *et al.* 2015, Sazeides *et al.* 2021), αν και η επίδραση της κλιματικής αλλαγής έχει διερευνηθεί τοπικά μέσω ημι-μηχανιστικών μοντέλων δυναμικής των δασικών οικοσυστημάτων (Fyllas and Troumbis 2009, Fyllas *et al.* 2017b). Η ενσωμάτωση της δυναμικής της βλάστησης σε προσομοιώσεις της παραγωγικότητας των δασικών οικοσυστημάτων είναι ιδιαίτερα σημαντική. Για παράδειγμα οι Simioni *et al.* (2020) έδειξαν ότι παρά το ότι η NPP μπορεί να αυξηθεί σε Μεσογειακά πευκοδάση, η NEP θα αυξηθεί μόνο παροδικά, αφού η ωρίμανση των συστάδων μπορεί να οδηγήσει σε σταδιακή αύξηση της ετερότροφης αναπνοής, με αποτέλεσμα το συνολικό ισοζύγιο άνθρακα σε επίπεδο οικοσυστήματος να παραμένει αβέβαιο.

Κύκλος του νερού

Σύμφωνα με την πρόσφατη Έκθεση της Διακυβερνητικής Επιτροπής για την Κλιματική Αλλαγή (IPCC) του ΟΗΕ (IPCC 2021), η μέση θερμοκρασία της επιφάνειας του πλανήτη μας έχει ήδη αυξηθεί κατά λίγο περισσότερο από 1 ^{o}C σε σχέση με την περίοδο 1850-1900. Η αύξηση αυτή έχει προκληθεί από τις ανθρώπινες δραστηριότητες και αναμένεται να γίνει ακόμα πιο έντονη αν συνεχίσουμε να αυξάνουμε την συγκέντρωση των αερίων του θερμοκηπίου στην ατμόσφαιρα.

Η αύξηση της θερμοκρασίας φέρνει ως άμεση συνέπεια την εντατικοποίηση του κύκλου του νερού, δηλαδή την εξάτμιση και τον υετό (βροχή, χιόνι και χαλάζι). Αυτό συμβαίνει διότι οι μεγαλύτερες θερμοκρασίες επιτρέπουν την εξάτμιση περισσότερου νερού και την μεταφορά περισσότερων υδρατμών. Σύμφωνα με τις εκτιμήσεις των μοντέλων, για κάθε 1 ^{o}C άνοδο της θερμοκρασίας αυξάνεται κατά περίπου 2% το ύψος υετού που πέφτει στην επιφάνεια του πλανήτη (IPCC 2021). Ωστόσο, το τελικό αποτέλεσμα ως προς τις μεταβολές στην υγρασία και την ποσότητα του υετού που κατακρημνίζεται για τις διαφορετικές περιοχές του πλανήτη ποικίλλει και εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από τις μεταβολές στη γενική κυκλοφορία της ατμόσφαιρας. Η γενική κυκλοφορία της ατμόσφαιρας καθορίζει την προέλευση, επομένως και τις ιδιότητες των αερίων μαζών

που οδηγούνται σε κάθε τόπο, και έτσι καθορίζει το αν θα επικρατήσουν βροχοπτώσεις ή ξηρασία.

Ειδικά για την περιοχή της Μεσογείου και της Ελλάδας, όπως αναπτύχθηκε και στο Μέρος 1, στο μέλλον αναμένεται να συνεχιστεί η θέρμανση με ρυθμό που ξεπερνά τον παγκόσμιο μέσο όρο. Το ύψος βροχόπτωσης σε αντίθεση με τον παγκόσμιο μέσο όρο, αναμένεται να μειωθεί και μάλιστα η μείωση θα είναι εντονότερη όσο θα προχωρά η παγκόσμια θέρμανση. Έτσι, προς το τέλος του αιώνα, για το σενάριο μη δράσης (RCP 8.5), θα κυμανθεί μεταξύ 15% και 30%, με τις μεγαλύτερες μειώσεις στα νότια τμήματα της χώρας (βλέπε Μέρος 1 της παρούσας μελέτης, Georgoulias *et al.* 2022). Η μείωση αυτή θα συνοδευτεί με παράλληλη μείωση του αριθμού ημερών βροχής, εντούτοις, ο αριθμός ημερών των ακραία έντονων βροχοπτώσεων αναμένεται να αυξηθεί. Σημειώνεται ότι, καθώς οι βροχοπτώσεις θα μειώνονται ενώ παράλληλα οι θερμοκρασίες θα αυξάνονται, θα σημειωθεί σημαντική μείωση του αριθμού των ημερών με χιονοπτώσεις καθώς και της χιονοκάλυψης, ιδιαίτερα στα μεγαλύτερα υψόμετρα. Αξίζει να σημειωθεί ότι η αύξηση της θερμοκρασίας, η οποία, όπως προαναφέρθηκε, θα οδηγήσει σε αύξηση της εξάτμισης σε συνδυασμό με τη μείωση των βροχοπτώσεων, αναμένεται να συμβάλλει στη μείωση της υγρασίας του εδάφους και να μετακινήσει τον κλιματικό τύπο προς τον ερημικότερο, ιδιαίτερα στα ανατολικά τμήματα της Ελλάδας (βλέπε Μέρος 1, Nastos *et al.* 2013) καθώς και σε πιθανές υψομετρικές και γεωγραφικές μετατοπίσεις των ορίων εξάπλωσης των κυρίαρχων δασικών ειδών (Fyllas and Troumbis 2009, Fyllas *et al.* 2017b, Fyllas *et al.* 2022, βλέπε και Κεφάλαιο 3.1).

Όπως αναφέρθηκε στο Κεφάλαιο 1.3 σημαντικά τμήματα των δασών της Μεσογειακής λεκάνης θα βρεθούν σε κίνδυνο είτε να χαθούν είτε να υποβαθμιστούν. Αυτό θα πυροδοτήσει μηχανισμούς ανάδρασης καθώς τα δασικά οικοσυστήματα είναι σημαντικός κρίκος στον κύκλο του νερού (Sheil 2018).

Ειδικότερα, όσον αφορά τον ρόλο των δασών στη διαθεσιμότητα υδάτων μιας περιοχής η επιστημονική κοινότητα διαιρείται σε δύο ομάδες. Η επικρατούσα μέχρι τις αρχές του τρέχοντος αιώνα άποψη, η οποία στηρίχθηκε ως επί το πλείστον σε μελέτες τοπικής κλίμακας (Hibbert 1967, Bosch and Hewlett 1982, Zhang *et al.* 2001, Calder 2002, Andreassian 2004, Brown *et al.* 2005, Farley *et al.* 2005, Jackson *et al.* 2005, Malmer *et al.* 2009) υποστηρίζει ότι η δάσωση μιας περιοχής που προηγουμένως ήταν χέρσα, μειώνει τα διαθέσιμα ύδατα στην περιοχή αυτή καθώς ένα μέρος του νερού της βροχής δεν φτάνει στο έδαφος αλλά συγκρατείται από την κόμη των δένδρων. Επιπλέον, ένα μέρος συγκρατείται από το ριζικό σύστημα των φυτών και επιστρέφει στην ατμόσφαιρα με την εξάτμιση και τη διαπνοή. Στον αντίποδα, σειρά πιο πρόσφατων μελετών υποστηρίζει ότι η ύπαρξη των δασών, αν και πιθανώς, σε τοπική κλίμακα, μειώνει τα υδατικά αποθέματα, εντούτοις σε μέση και μεγάλη κλίμακα (δεκάδες έως χιλιάδες χιλιόμετρα) συμβάλλει στην αύξηση των βροχοπτώσεων και εν τέλει των υδατικών αποθεμάτων. Πιο συγκεκριμένα, σε περιφερειακή και ηπειρωτική κλίμακα, τα οικοσυστήματα παίζουν

ρόλο στην ανακύκλωση των βροχοπτώσεων επηρεάζοντας τις ροές ατμοσφαιρικών υδρατμών. Σύμφωνα με σειρά μελετών (Gordon *et al.* 2005, Makarieva and Gorshkov 2007, Kravcık *et al.* 2008, Sheil and Murdiyarso 2009, Ellison *et al.* 2010, 2019), τα δάση λειτουργούν ως αντλία ατμοσφαιρικής υγρασίας, προσελκύοντας υγρό αέρα από τους ωκεανούς στις εσωτερικές περιοχές. Εστιάζοντας στις παράκτιες περιοχές της Μεσογείου, οι Millan *et al.* (2005) και Millan (2008) κατέληξαν σε παρόμοια συμπεράσματα για την επίδραση των δασών στον υδρολογικό κύκλο. Πιο συγκεκριμένα, με βάση τις εργασίες αυτές, η απώλεια δασών στις ανωτέρω περιοχές θα εμποδίσει τη μεταφορά υγρασίας με τη μορφή ομίχλης προς την ενδοχώρα, ενώ επιπρόσθετα θα μειωθεί ο υετός στα παρακείμενα όρη. Επίσης, μελέτες στον Αμαζόνιο και τον Κίτρινο ποταμό στην Κίνα (Costa and Pires 2009, Wang *et al.* 2009) κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι η απώλεια βλάστησης συνδέθηκε με επιμήκυνση της διάρκειας της ξηρής περιόδου . Συμπερασματικά, σε μέση και μεγάλη κλίμακα, η απώλεια βλάστησης θα οδηγήσει σε μείωση της εξατμισοδιαπνοής και συνεπακόλουθα στη μείωση των βροχοπτώσεων και των υδατικών αποθεμάτων. Εκτιμάται, κατά συνέπεια, πως πιθανή απώλεια δασικής βλάστησης στη Μεσογειακή περιοχή λόγω της κλιματικής αλλαγής θα επιδεινώσει περαιτέρω την προβλεπόμενη από τα κλιματικά μοντέλα ξηρασία, μέσω μηχανισμών θετικής ανάδρασης. Αντίθετα, η προστασία των δασών θα μπορούσε να μετριάσει την επερχόμενη ξηρασία.

Κύκλοι θρεπτικών και θρέψη δασικών φυτών

Η κλιματική αλλαγή επηρεάζει τα δασικά εδάφη μέσω των αλλαγών της δυναμικής του οργανικού άνθρακα. Συγκεκριμένα, υψηλότερες συγκεντρώσεις CO_2 θα επηρεάσουν τα προϊόντα φωτοσύνθεσης που καταλήγουν στο έδαφος και η άνοδος της θερμοκρασίας θα αυξήσει το ρυθμό της αναπνοής των μικροοργανισμών του εδάφους. Ο ενισχυμένος ρυθμός φωτοσύνθεσης αναμένεται να αυξήσει τη βιομάζα των δέντρων και κατά συνέπεια τις ποσότητες της φυλλόπτωσης. Η φυλλόπτωση σχηματίζει τον δασικό τάπητα στο έδαφος και αποτελεί μια βασική πηγή παροχής θρεπτικών στα δασικά φυτά. Ο δασικός τάπητας αποτελείται από την στρωμνή (L) (φύλλα που πέφτουν στο έδαφος) και το ημι- ή πλήρως αποικοδομημένο οργανικό υλικό (στρώματα F και H), που υπόκειται της στρωμνής μέχρι το ανόργανο έδαφος. Η απελευθέρωση θρεπτικών στοιχείων από τον δασικό τάπητα εξαρτάται αποκλειστικά από τη δραστηριότητα των μικροοργανισμών. Τα περισσότερα πειράματα που περιλαμβάνουν προσομοίωση της κλιματικής αλλαγής έχουν δείξει μια στροφή στην κατανομή του οργανικού άνθρακα στις ρίζες των δέντρων (Ceulemans *et al.* 1999). Αυτή η διαδικασία έχει ως αποτέλεσμα την πιο εκτεταμένη συμβίωση των ριζών με μυκορριζικούς μύκητες (Tresseder and Allen 2000). Οι μύκητες αυτοί θα βοηθήσουν τα δασικά φυτά να προσλαμβάνουν μεγαλύτερες ποσότητες θρεπτικών ουσιών για να καλύψουν τις υψηλότερες απαιτήσεις σε θρεπτικά συστατικά. Ωστόσο, υπάρχουν παράγοντες που μπορούν να αντιστρέψουν αυτή τη

διαδικασία. Τα φυτά προσλαμβάνουν τα περισσότερα θρεπτικά συστατικά από το έδαφος μέσω αναρρόφησης του εδαφικού διαλύματος, η οποία είναι ανάλογη με τους ρυθμούς διαπνοής των φύλλων. Η τελευταία επηρεάζεται αρνητικά από την αύξηση της συγκέντρωσης του CO_2 και της θερμοκρασίας που προκαλούν μείωση της στοματικής αγωγιμότητας στα φύλλα (Kimball 1983). Ένας άλλος παράγοντας είναι το διαθέσιμο βάθος εδάφους για τα φυτά. Διαθέσιμο βάθος είναι το βάθος του εδάφους από το οποίο οι ρίζες των δένδρων μπορούν να προσλάβουν θρεπτικά στοιχεία. Το βάθος αυτό επηρεάζεται από σκληρά υπόγεια στρώματα σχηματισμένα από συμπίεση αργίλου ή οξειδίων και από το μικρό βάθος του μητρικού πετρώματος. Αναμένεται λοιπόν ότι το διαθέσιμο έδαφος δεν μπορεί να αυξηθεί αναλογικά με την αύξηση της βιομάζας των ριζών λόγω κλιματικής αλλαγής. Αυτό είναι ιδιαίτερα σημαντικό για ρηχά εδάφη όπως αυτά που αναπτύσσονται σε σκληρούς ασβεστολίθους.

Η αύξηση της θερμοκρασίας θα προκαλέσει επιτάχυνση της αποικοδόμησης της οργανικής ουσίας στα εδάφη. Πειράματα έδειξαν ότι το απόθεμα οργανικής ουσίας θα μειωθεί επειδή ο ρυθμός αναπνοής των μικροοργανισμών θα είναι ταχύτερος από την παραγωγή φρέσκιας βιομάζας (Rustad 2001). Οι υψηλές θερμοκρασίες θεωρούνται σπουδαιότερος παράγοντας από την υγρασία όσον αφορά την αποικοδόμηση της οργανικής ουσίας, με την προϋπόθεση βέβαια του αποκλεισμού ξηρικών συνθηκών (Guntiňas *et al.* 2012). Αυτή η διαδικασία θα είναι πιο έντονη σε δάση μεγάλου υψομέτρου (Cox *et al.* 2000). Υψηλές θερμοκρασίες θα επιφέρουν έναν ασυνήθιστο ρυθμό αποσύνθεσης της οργανικής ουσίας στα ψυχρά κλίματα. Η αποικοδόμηση της οργανικής ουσίας θα συνεχιστεί με γρήγορους ρυθμούς έως ότου σχηματιστούν ανθεκτικές και σταθεροποιημένες οργανικές ενώσεις. Οι ενώσεις αυτές σχετίζονται στενά με την περιεκτικότητα σε άργιλο και οξείδια του σιδήρου και αργιλίου στο έδαφος. Τα αμμώδη εδάφη, στερούμενα αργίλου και οξειδίων, αναμένεται να χάσουν γρήγορα την οργανική τους ουσία και επομένως την ικανότητά τους να συγκρατούν θρεπτικά συστατικά. Εξαιτίας της έλλειψης σταθεροποιημένης οργανικής ουσίας, τα δάση των κωνοφόρων στα βόρεια κλίματα κινδυνεύουν να χάσουν την οργανική ουσία με ταχεία αποικοδόμηση με την άνοδο των θερμοκρασιών (Anderson 1991). Η απώλεια της οργανικής ουσίας σε όξινα δασικά εδάφη με μικρό βαθμό κορεσμού με βάσεις, σε συνδυασμό με την περαιτέρω οξίνιση των εδαφών (λόγω της δημιουργίας ανθρακικού οξέος από την αυξημένη συγκέντρωση CO_2 στο εδαφικό διάλυμα), θα προκαλέσει έκπλυση των βασικών κατιόντων (Ca, Mg, K, Na), έστω και με χαμηλό ύψος βροχής (Michopoulos 2007). Θα πρέπει να σημειωθεί ότι οι υψηλές θερμοκρασίες δεν συμβαδίζουν πάντοτε με χαμηλά ύψη βροχής. Για παράδειγμα, σε δάσος ελάτης στην περιοχή Καρπενησίου βρέθηκε ότι στην περίοδο 1973-2019 η θερμοκρασία αυξήθηκε σημαντικά, αλλά και το ύψος βροχής σημείωσε επίσης μικρή αύξηση (Kaoukis *et al.* 2022).

Ένας άλλος παράγοντας, που μέχρι στιγμής έχει σχεδόν αγνοηθεί στις μελέτες του κύκλου των θρεπτικών ουσιών, είναι τα συχνά ακραία καιρικά φαινόμενα, τα οποία

μπορούν να ρίξουν δέντρα και έτσι να επηρεάσουν σε μεγάλο βαθμό την κατάσταση των θρεπτικών στοιχείων (Johnson and Turner 2019).

Συμπερασματικά, υπάρχουν τόσες πολλές παράμετροι για να αξιολογηθούν, ώστε μόνο η μακροπρόθεσμη παρακολούθηση των δασικών οικοσυστημάτων μπορεί να βοηθήσει στην εξαγωγή ασφαλών συμπερασμάτων σχετικά με την επίδραση της κλιματικής αλλαγής στα δάση. Στον ελληνικό επιστημονικό χώρο υπάρχει διαθέσιμη βιβλιογραφία σχετικά με τον κύκλο των θρεπτικών στοιχείων σε δάση (Alifragis *et al.* 2001, Arianoutsou and Paraskevopoulos 1992, Kitikidu and Papaioannou 2012, Michopoulos *et al.* 2008). Θα πρέπει όμως να υπάρχουν διαδοχικές μετρήσεις στο χρόνο για να φανούν οι αλλαγές.

Βιοποικιλότητα

Η κλιματική αλλαγή αποτελεί μια από τις συνιστώσες της πλανητικής αλλαγής, με σημαντικές επιπτώσεις στα πρότυπα βιοποικιλότητας και τις οικοσυστημικές λειτουργίες και υπηρεσίες (Root *et al.* 2003). Η επιστημονική κοινότητα έχει ήδη εκφράσει τις ανησυχίες της, και συγκεκριμένα για την ακεραιότητα και το μελλοντικό χαρακτήρα της δασικής βιοποικιλότητας (Sala *et al.* 2000, Clark *et al.* 2011). Ο προσδιορισμός των επιπτώσεων της κλιματικής αλλαγής στη βιοποικιλότητα και στα οικοσυστήματα είναι εξαιρετικής σημασίας για τον καθορισμό των απαιτούμενων μέτρων και πρακτικών για τη διαχείριση του φυσικού περιβάλλοντος, καθώς και τον περιορισμό και την αντιμετώπιση των προβλεπόμενων επιπτώσεων. Ακολούθως, παρουσιάζονται ορισμένα μόνο παραδείγματα των επιπτώσεων της κλιματικής αλλαγής στη δασική βιοποικιλότητα.

Οι ήδη παρατηρούμενες αλλαγές στις επικρατούσες κλιματικές συνθήκες επιφέρουν αλλαγές στα πρότυπα κατανομής και την εξάπλωση των δασικών ειδών. Σε αρκετές ορεινές περιοχές της Μεσογειακής λεκάνης παρατηρείται μια σταδιακή μετακίνηση δασικών ειδών προς μεγαλύτερα υψόμετρα, η οποία έχει ως αποτέλεσμα και μια υψομετρική αύξηση του δασοορίου (Peñuelas and Boada 2003, Vitali *et al.* 2019), το οποίο αποδίδεται στη σταδιακή αύξηση της θερμοκρασίας της ατμόσφαιρας αλλά και στις αλλαγές χρήσεων γης (μείωση της βόσκησης, εγκατάλειψη της ορεινής γεωργίας κ.λπ.). Για την Ελλάδα δεν είναι επαρκώς τεκμηριωμένη η αύξηση του δασοορίου και τα πιθανά αίτια αυτής (Brandes and Christopoulou 2020), αν και έχουν καταγραφεί μεταβολές του σε διάφορα όρη, μεταξύ των οποίων και ο Όλυμπος (Zindros *et al.* 2020). Ωστόσο, με βάση τα αποτελέσματα συνδυαστικής χρήσης δεδομένων ετήσιων δακτυλίων αύξησης και μηχανιστικού μοντέλου δυναμικής των Μεσογειακών δασικών οικοσυστημάτων, προβλέπεται μια σταδιακή επικράτηση των περισσότερων ξηροανθεκτικών δασικών ειδών, έναντι των λιγότερο ανθεκτικών, τα οποία αναμένεται να περιορίσουν την κατανομή τους στα μεγαλύτερα υψόμετρα (Fyllas and Troumbis 2009, Fyllas *et al.* 2017b). Η αύξηση της θερμοκρασίας, ιδίως κατά τη διάρκεια της

θερινής ξηροθερμικής περιόδου, επηρεάζει και τη σύνθεση και την αφθονία των ειδών χλωρίδας, όπως έχει βρεθεί για την αλπική ζώνη των Λευκών Ορέων, με το ενδιαφέρον να επικεντρώνεται κυρίως στα ενδημικά και στενότοπα ενδημικά είδη (Kazakis *et al.* 2021).

Σημαντικές αλλαγές αναμένονται και στην πρωτογενή παραγωγικότητα και τα πρότυπα αύξησης των δένδρων. Δεδομένου ότι η αύξηση των περισσότερων δασικών ειδών εξαρτάται και ερμηνεύεται κυρίως από τη βροχόπτωση κατά τη διάρκεια της άνοιξης, του καλοκαιριού ή και συνολικά της αυξητικής περιόδου (π.χ. Griggs *et al.* 2007, Koutavas 2013, Papadopoulos 2016, Fyllas *et al.* 2017a, Christopoulou *et al.* 2022), η μειωμένη διαθεσιμότητα νερού αναμένεται να επηρεάσει σημαντικά τα πρότυπα και το ρυθμό ανάπτυξης των δένδρων. Σε συνδυασμό με τις υψηλότερες θερμοκρασίες, τις παρατεταμένες περιόδους ξηρασίας και άλλους βιοτικούς παράγοντες όπως τις προσβολές από έντομα, παθογόνα, παράσιτα κ.λπ. αναμένεται αύξηση των μαζικών περιστατικών ξήρανσης και νέκρωσης δένδρων, φαινόμενο που παρατηρείται ήδη τόσο στα Μεσογειακά πευκοδάση (Christopoulou *et al.* 2022), όσο και στα δάση κεφαλληνιακής ελάτης (*Abies cephalonica*) (Brofas and Economidou 1994, Tsopelas *et al.* 2004, Chrysopolitou *et al.* 2013, Brandes and Christopoulou 2020) και δασικής πεύκης (*Pinus sylvestris*) (Chrysopolitou *et al.* 2013). Δεδομένης της διαφορετικής ευαισθησίας των δένδρων στις υψηλές θερμοκρασίες και την ξηρασία βάσει του μεγέθους και της ηλικίας τους (de Luis *et al.* 2009, Venegas-González *et al.* 2019, Christopoulou *et al.* 2022), είναι ιδιαίτερα πιθανή μια μελλοντική αλλαγή στην ηλικιακή δομή και τη σύνθεση των δασών, με συνεπακόλουθες επιπτώσεις στη δασική βιοποικιλότητα.

Οι εκτεταμένες νεκρώσεις και ξηράνσεις δένδρων, σε συνδυασμό με τον αυξημένο κίνδυνο προσβολών από έντομα και παθογόνα, αυξάνουν με τη σειρά τους τον κίνδυνο δασικών πυρκαγιών, ενώ οι ίδιες οι πυρκαγιές καθιστούν τα δένδρα περισσότερο ευάλωτα σε νέες επιθέσεις, προσβολές και νεκρώσεις, λόγω αναστολής των αμυντικών μηχανισμών τους (Chrysopolitou *et al.* 2013). Υπό το πρίσμα της κλιματικής αλλαγής, οι σύνθετες αυτές αλληλεπιδράσεις είναι δύσκολο να προβλεφθούν και για το λόγο αυτό κρίνεται απαραίτητη η προσαρμογή διαχείρισης των δασών με γνώμονα τις προβλεπόμενες κλιματικές μεταβολές.

Οι προβλέψεις των επιπτώσεων της κλιματικής αλλαγής στη βιοποικιλότητα συνήθως επικεντρώνονται σε ένα συγκεκριμένο κάθε φορά είδος. Ωστόσο, είναι πολύ σημαντικό να λαμβάνονται υπόψη και οι αλληλεπιδράσεις μεταξύ των ειδών, καθώς μπορούν να καθορίσουν σε σημαντικό βαθμό τον τρόπο που η κλιματική αλλαγή επηρεάζει τη δομή και τη σύνθεση των οικοσυστημάτων (Gilman *et al.* 2010). Τα ευκαιριακά και ευρύοικα είδη είναι λιγότερο ευαίσθητα σε αλλαγές του κλίματος, σε σύγκριση με τα στενόοικα και τα ενδημικά (Gilman *et al.* 2010, Brown *et al.* 2012). Υπό βέλτιστες συνθήκες, τα στενόοικα είδη τείνουν να είναι καλύτερα προσαρμοσμένα από τα ευρύοικα. Ωστόσο, σε μεταβαλλόμενα ή απρόβλεπτα περιβάλλοντα, η πλαστικότητα που παρουσιάζουν τα

ευρύοικα είδη ως προς τη συμπεριφορά, τη φυσιολογία και τη φαινολογία τους ευνοεί την επικράτησή τους (Richmond *et al.* 2005). Με βάση τα αποτελέσματα έρευνας από τη ΒΔ Μεσογειακή λεκάνη παρατηρείται σημαντική μείωση στους πληθυσμούς ειδών πεταλούδων που εξειδικεύονται σε ορεινές περιοχές, λόγω της κλιματικής αλλαγής (Stefanescu *et al.* 2011), ενώ ο αυξημένος κίνδυνος για τα στενόοικα είδη υπογραμμίζεται σε πλήθος μελετών, σε παγκόσμια κλίμακα (π.χ. Rooney *et al.* 2004, Clavel *et al.* 2010), με προβλεπόμενη μείωση της εξάπλωσής τους. Αντίθετα, για τα ευρύοικα, προβλέπεται αύξηση της κατανομής και του εύρους εξάπλωσής τους (π.χ. Hof *et al.* 2012). Η επικράτηση θερμότερων συνθηκών στα μεγαλύτερα υψόμετρα μπορεί να οδηγήσει ακόμα και σε εξαφάνιση ειδών χλωρίδας που είναι ευαίσθητα στην ξηρασία και τις υψηλότερες θερμοκρασίες, με τη σταδιακή επικράτηση πιο ξηροανθεκτικών ειδών, αύξηση της παρουσίας θαμνωδών ειδών και αλλαγές στη σύνθεση και τη δομή των τοπικών φυτοκοινοτήτων (Sârbu *et al.* 2014). Αυτό είναι πολύ σημαντικό για την Ελλάδα, δεδομένου του μεγάλου αριθμού ενδημικών, στενότοπων ενδημικών και προστατευόμενων ή/και απειλούμενων taxa που περιορίζονται στα μεγαλύτερα υψόμετρα των ορέων της χώρας.

Κατ' αντιστοιχία με τα ευκαιριακά είδη, η κλιματική αλλαγή και ειδικότερα η επικράτηση πιο ξηρών και απρόβλεπτων συνθηκών αναμένεται να ευνοήσει την παρουσία και την εξάπλωση ξενικών ειδών, δεδομένης και της αυξημένης ικανότητάς τους να προσαρμόζονται σε διαταραγμένα περιβάλλοντα. Ήδη εγκατεστημένα ξενικά είδη προβλέπεται να αυξήσουν την κατανομή τους, ενώ η εισαγωγή και η εγκατάσταση νέων ξενικών ειδών θα ευνοηθεί από τις υψηλές θερμοκρασίες και την αύξηση των φυσικών διαταραχών (πυρκαγιές, πλημμύρες κ.λπ.). Ταυτόχρονα, η ίδια η παρουσία ξενικών ειδών αναμένεται να αυξήσει την τρωτότητα των φυσικών οικοσυστημάτων, καθώς μειώνεται ο αριθμός των ειδών και των λειτουργικών ομάδων εντός του οικοσυστήματος (Masters and Norgrove 2010). Παρότι τα δασικά οικοσυστήματα είναι ίσως λιγότερο τρωτά στην εισβολή και στην εγκατάσταση ξενικών ειδών, σε σχέση και με άλλους τύπους οικοσυστημάτων (υγροτοπικά, παράκτια κ.λπ., βλ. Arianoutsou *et al.* 2010), πρόσφατη έρευνα σχετικά με την παρουσία ξενικών ειδών χλωρίδας σε διαφορετικούς τύπους οικοσυστημάτων εντός προστατευόμενων περιοχών του Δικτύου Natura 2000 έδειξε ότι η αναλογία των δασικών δειγματοληπτικών επιφανειών με παρουσία ξενικών ειδών έχει αυξηθεί κατά τη διάρκεια των τελευταίων 15 ετών, γεγονός που σχετίζεται μεταξύ άλλων και με τη μειωμένη βροχόπτωση και ξηρασία (Christopoulou *et al.* 2021).

3.5.4 Επιπτώσεις στις ρυθμιστικές υπηρεσίες των δασικών οικοσυστημάτων

Ρύθμιση του κλίματος

Η εξελισσόμενη ανθρωπογενής κλιματική αλλαγή λειτουργεί ως παράγοντας αποσταθεροποίησης του κλίματος. Πιο συγκεκριμένα, τα εκπεμπόμενα στην ατμόσφαιρα θερμοκηπικά αέρια διαταράσσουν το ισοζύγιο ακτινοβολιών με αποτέλεσμα την αύξηση της παγκόσμιας θερμοκρασίας, με ρυθμό εξαρτώμενο από το σενάριο που θα ακολουθήσουν οι εκπομπές των αερίων του θερμοκηπίου. Στην περίπτωση που δεν ληφθούν μέτρα μετριασμού των εκπομπών, η άνοδος της θερμοκρασίας του πλανήτη θα ξεπεράσει τους 4^{o}C στο τέλος του αιώνα (IPCC 2021). Ωστόσο, λόγω της διαφορικής θέρμανσης μεταξύ του Ισημερινού και των πόλων, της ξηράς και της θάλασσας και μηχανισμών ανάδρασης, το τελικό αποτέλεσμα είναι η μη ομοιόμορφη θέρμανση του πλανήτη με τάση σημαντικά μεγαλύτερης αύξησης της θερμοκρασίας προς τις πολικές περιοχές και μικρότερη στους τροπικούς, καθώς και πάνω από τις ηπείρους σε σχέση με τους ωκεανούς.

Ως αποτέλεσμα της διαταραχής του κλιματικού συστήματος αναμένονται και μεταβολές στη γενική κυκλοφορία, δηλαδή στα συστήματα πιέσεων που επικρατούν στις διάφορες περιοχές του πλανήτη, τα οποία καθορίζουν τους ανέμους τόσο στην επιφάνεια όσο και καθ' ύψος. Επίσης, οι μεταβολές στη γενική κυκλοφορία επηρεάζουν και τους κατακόρυφους ανέμους, δηλαδή τις ανοδικές και καθοδικές κινήσεις. Στα βόρεια γεωγραφικά πλάτη, αλλά και ειδικότερα στη Μεσόγειο αναμένεται η ενίσχυση και μετακίνηση του πολικού αεροχειμάρρου βορειότερα και αντίστοιχα η εξασθένηση και μετακίνηση του υποτροπικού αεροχειμάρρου βορειότερα (Zappa and Shepherd 2017, Simpson *et al.* 2018, Tuel and Eltahir 2020).

Οι ανωτέρω μεταβολές στη γενική κυκλοφορία θα έχουν ως αποτέλεσμα στην περιοχή της Μεσογείου, νοτίως των 40^{o}B μείωση των βροχοπτώσεων κατά την υγρή περίοδο Οκτωβρίου-Απριλίου, καθώς οι υφέσεις, δηλαδή τα βαρομετρικά χαμηλά συστήματα που προκαλούν βροχοπτώσεις, θα μετατοπιστούν βορειότερα. Ωστόσο, καθώς μεγαλύτερη θερμοκρασία της ατμόσφαιρας συνεπάγεται μεγαλύτερη χωρητικότητά της σε υδρατμούς, αναμένεται να έχουμε ενίσχυση των ακραία έντονων βροχοπτώσεων. Μείωση των βροχοπτώσεων αναμένεται και κατά το θέρος, καθώς η ζώνη της Σαχάρας θα μετατοπιστεί βορειότερα, γεγονός που θα ενισχύσει και θα κάνει συχνότερα τα κύματα καύσωνα (He and Soden 2017). Παράλληλα, η κλιματική αλλαγή αναμένεται να αποσταθεροποιήσει και ένα από τα πιο σταθερά συστήματα ανέμων παγκοσμίως, το σύστημα των Ετησίων ανέμων που επικρατεί κατά τους θερινούς μήνες στο Αιγαίο (Zanis *et al.* 2009), το οποίο με βάση τις προσομοιώσεις των κλιματικών μοντέλων, αναμένεται να ενισχυθεί, αυξάνοντας τον κίνδυνο εκδήλωσης και την ταχύτητα εξάπλωσης δασικών πυρκαγιών.

Αξίζει να σημειωθεί ότι τα ίδια τα οικοσυστήματα τα οποία απειλούνται από την εξελισσόμενη κλιματική αλλαγή παίζουν σημαντικό ρόλο στη ρύθμιση του κλίματος. Τα χερσαία οικοσυστήματα απορροφούν περίπου 3 δισεκατομμύρια τόνους ατμοσφαιρικού άνθρακα ετησίως (Pg/έτος), που αντιπροσωπεύουν το 30% των ανθρωπογενών εκπομπών CO_2 (Canadell and Raupach 2008), από τα οποία το μεγαλύτερο μέρος (2,5 δισεκατομμύρια τόνους ατμοσφαιρικού άνθρακα ετησίως) αφορά τα δασικά οικοσυστήματα (Federici *et al.* 2015). Κατά συνέπεια, ενδεχόμενη υποβάθμισή τους θα μπορούσε να δράσει ως θετικός μηχανισμός ανάδρασης, ενισχύοντας περαιτέρω την κλιματική αλλαγή.

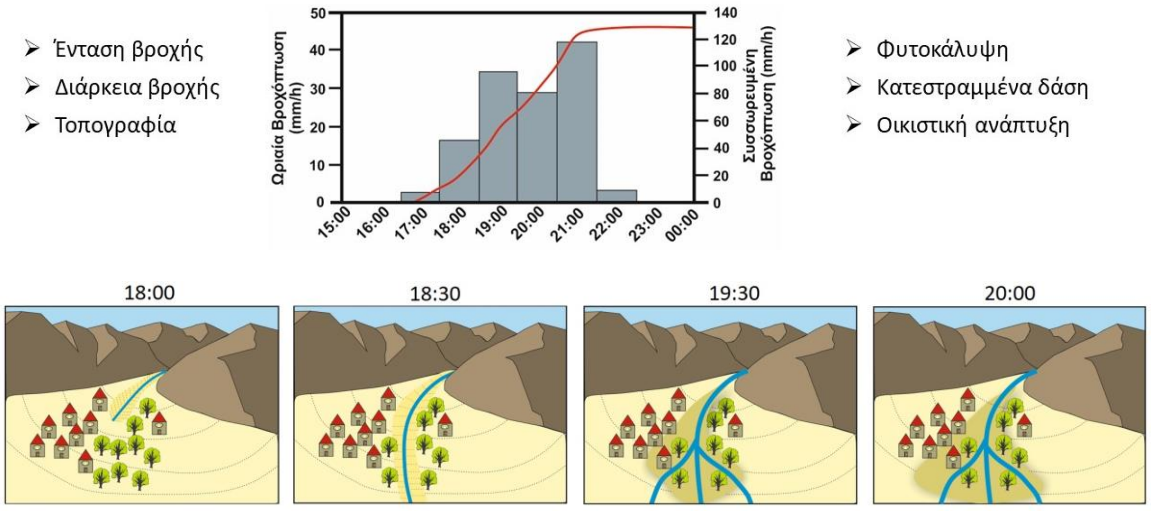
Τα δάση επηρεάζουν επίσης το κλίμα ως βασικός συντελεστής του υδρολογικού κύκλου, ενισχύοντας όπως αναφέρθηκε πρωτύτερα την εξατμισοδιαπνοή και τη βροχόπτωση, συμβάλλοντας έτσι στο σχηματισμό της ομίχλης και μετριάζοντας τις επιπτώσεις των ακραίων βροχοπτώσεων αλλά και των περιόδων ξηρασίας. Επιπρόσθετα, ρυθμίζουν το μικροκλίμα μιας περιοχής μετριάζοντας τις μέγιστες θερμοκρασίες του αέρα μέσω της σκίασης και της λανθάνουσας θερμότητας εξάτμισης (Ellison 2010, Roberts *et al.* 2012, Locatelli 2016), αλλά ακόμα περισσότερο τη θερμοκρασία του εδάφους ακόμα και κατά περισσότερο από 5^{o}C (Zhang *et al.* 2020). Συμπερασματικά, η προστασία των δασών από την κλιματική αλλαγή ή και η περαιτέρω επέκτασή τους θα μπορούσε να δράσει ως παράγοντας μετριασμού της κλιματικής αλλαγής τόσο σε τοπική όσο και σε παγκόσμια κλίμακα.

Ρύθμιση των φυσικών διαταραχών

Τα δασικά οικοσυστήματα διαδραματίζουν σημαντικό ρόλο στη ρύθμιση των φυσικών διαταραχών και των ακραίων γεγονότων (extreme events). Χαρακτηριστικά παραδείγματα είναι ο σημαντικός τους ρόλος στη ρύθμιση των πλημμυρών μειώνοντας τον κίνδυνο απώλειας του εδάφους και συμβάλλοντας στην εξασθένιση της έντασης των πλημμυρικών φαινομένων, αλλά και του κινδύνου των πυρκαγιών, που συμβάλλουν στη μείωση της συσσώρευσης καύσιμης ύλης (Guenni *et al.* 2005). Ο ρυθμιστικός αυτός ρόλος των δασών είναι ιδιαίτερα σημαντικός σε περιοχές όπως η Μεσογειακή λεκάνη, που θεωρούνται φυσικά εκτεθειμένες σε πλήθος φυσικών διαταραχών, συμπεριλαμβανομένων των πλημμυρών, των πυρκαγιών και των ξηρασιών (Cramer *et al.* 2019). Ωστόσο, η ρυθμιστική ικανότητα των δασικών οικοσυστημάτων αναμένεται να επηρεαστεί από τις προβλεπόμενες κλιματικές μεταβολές. Η συνολικά μειωμένη διαθεσιμότητα νερού και τα εντονότερα και μεγαλύτερης διάρκειας περιστατικά ξηρασίας, σε συνδυασμό με τον αυξημένο κίνδυνο δασικών πυρκαγιών, αναμένεται να οδηγήσουν σε σημαντική υποβάθμιση των δασικών οικοσυστημάτων, καθιστώντας τα περισσότερα τρωτά σε νέες διαταραχές και φυσικές καταστροφές. Οι επαναλαμβανόμενες, μεγάλης έκτασης δασικές πυρκαγιές αναμένεται να αυξήσουν τον κίνδυνο πλημμυρών και διάβρωσης του εδάφους, αποτελώντας έναν επιπρόσθετο

κίνδυνο για την ανθρώπινη ασφάλεια, ιδίως όταν πρόκειται για οικοσυστήματα στα όρια κατοικημένων περιοχών. Χαρακτηριστικό τέτοιο παράδειγμα είναι η μεγάλη πλημμύρα που σημειώθηκε το Νοέμβριο του 2019 στη λεκάνη του ρέματος Πίκας στην περιοχή της Κινέτας, η οποία και σχετίζεται με την αύξηση του κινδύνου διάβρωσης, όπως αυτός είχε προβλεφθεί μετά την πυρκαγιά που εκδηλώθηκε στα Γεράνεια τον Ιούλιο του 2018 (Vassilakis *et al.* 2019, Lekkas *et al.* 2019). Αντίστοιχα, οι ζημιές που προκαλούνται στα δάση από τον άνεμο και το χιόνι αναμένεται να αυξηθούν λόγω της προβλεπόμενης αύξησης της έντασης και της συχνότητας των ακραίων καιρικών φαινομένων και κατά τη διάρκεια του χειμώνα. Οι εκτεταμένες ρίψεις δένδρων μπορούν να οδηγήσουν σε αυξημένο κίνδυνο προσβολών από έντομα και παθογόνα (Lindner *et al.* 2010), τα οποία με τη σειρά τους αυξάνουν τον κίνδυνο εκδήλωσης και εξάπλωσης των δασικών πυρκαγιών, ιδιαίτερα σε περιπτώσεις ανεπαρκούς διαχείρισης των δασών.

Η κλιματική αλλαγή θεωρείται ότι έχει ήδη ενισχύσει και συνεχίζει να αυξάνει τον πλημμυρικό κίνδυνο, σε συνδυασμό και με την ολοένα και συχνότερη κατοίκηση σε περιοχές επιρρεπείς σε πλημμυρικά επεισόδια και την αυξανόμενη αστικοποίηση (π.χ. Hirabayashi *et al.* 2013, Kundzewicz *et al.* 2014, Koks *et al.* 2015, Muis *et al.* 2015, Paprotny 2018). Η αύξηση της συχνότητας και της έντασης των ακραίων καιρικών φαινομένων έχει ήδη οδηγήσει στην αύξηση της έντασης και της συχνότητας των έντονων πλημμυρικών φαινομένων, όπως επίσης και της πιθανότητας εκδήλωσής τους (Kron 2005, Kvočka *et al.* 2016, Schroeder *et al.* 2016).



Εικόνα 3.5.1. Πάνω εικόνα: παράγοντες που πυροδοτούν μια πλημμύρα. Το διάγραμμα δείχνει τα αποτελέσματα της πλημμύρας που έγινε στο Buccino της Ιταλίας τον Σεπτέμβριο του 2011 (τροποποίηση από Santangelo, 2019). Η κάτω εικόνα είναι σχηματική αναπαράσταση των αποτελεσμάτων της πλημμύρας (Σχεδίαση: Μ. Τζουξανιώτη).

Τα πλημμυρικά επεισόδια και τα επιμέρους χαρακτηριστικά τους (π.χ. ένταση) είναι άμεση συνάρτηση της επιφανειακής απορροής. Η τελευταία σχετίζεται άμεσα με τον κύκλο του νερού. Είναι φανερό ότι, εάν αυξηθεί το ποσοστό του κατακρημνιζόμενου νερού που κατεισδύει ή/και εξατμίζεται, θα μειωθεί αναλόγως η ποσότητα της επιφανειακής απορροής. Η μείωση της επιφανειακής απορροής οδηγεί στην περιστολή της πλημμυρικής επικινδυνότητας και της έντασης τυχόν μελλοντικών πλημμυρικών γεγονότων.

Η βλάστηση είναι ένας από τους παράγοντες οι οποίοι επηρεάζουν την τρωτότητα μιας περιοχής σε πλημμυρικά επεισόδια. Συγκεκριμένα, η παρουσία της συμβάλλει σε μεγάλο βαθμό στη μείωση της επιφανειακής απορροής και, συνεπώς, στη μείωση του πλημμυρικού κινδύνου, επηρεάζοντας με πολλούς τρόπους το υδρολογικό ισοζύγιο (π.χ. Ντάφης 1986, Μπαλούτσος κ.ά. 2007, Διακάκης 2012). Αρχικά, τα φυλλώματα των δένδρων συγκρατούν ένα ποσοστό του κατακρημνιζόμενου νερού, με αποτέλεσμα να μην φτάνει όλη η ποσότητα στο έδαφος.

Επιπροσθέτως, τα φυτά απορροφούν ένα ποσοστό του εδαφικού νερού, με αποτέλεσμα το έδαφος να καθίσταται λιγότερο κορεσμένο σε νερό (Μπαλούτσος κ.ά. 2007, Διακάκης 2012), το οποίο σημαίνει ότι περισσότερο νερό μπορεί να κατεισδύσει. Αυτό συνεπάγεται ότι μετά από ένα επεισόδιο υετού, περισσότερο νερό θα έχει τη δυνατότητα να κατεισδύσει στο έδαφος. Σύμφωνα με το υδρολογικό ισοζύγιο, επομένως, εφόσον θα αυξηθεί η κατείσδυση, θα μειωθεί η επιφανειακή απορροή. Η κατείσδυση αυξάνεται και μέσω των ριζών των δένδρων, οι οποίες διανοίγουν ρωγμές στο έδαφος και ενισχύουν την εισροή του νερού σε αυτό. Τέλος, η παρουσία βλάστησης οδηγεί στην αύξηση της τραχύτητας του εδάφους (ή μιας κοίτης, αν η βλάστηση βρίσκεται εντός αυτής), με αποτέλεσμα να μειώνεται περαιτέρω η επιφανειακή απορροή (Μπαλούτσος κ.ά. 2007, Διακάκης, 2012).

Πέραν των επιπτώσεων στη βλάστηση, οι πυρκαγιές οδηγούν σε περαιτέρω μείωση της κατείσδυσης του νερού στο έδαφος με πολλούς μηχανισμούς (π.χ. Ντάφης 1986, Μπαλούτσος κ.ά. 2007, Διακάκης 2012). Αρχικά, η καύση του εδάφους, λόγω της καύσης της οργανικής του ουσίας, οδηγεί σε μείωση της δυνατότητας συγκράτησης νερού και σε μείωση της κατείσδυσης. Υπάρχει το ενδεχόμενο επίσης να προκληθεί σχηματισμός ενός υδρόφοβου στρώματος κοντά στην επιφάνεια του εδάφους λόγω της συγκέντρωσης υδρόφοβων ενώσεων, προκαλώντας περαιτέρω μείωση της κατείσδυσης. Ωστόσο, το στρώμα αυτό σύντομα "καταστρέφεται" λόγω της ανάπτυξης των ριζών των φυτών και της δραστηριότητας των εδαφικών οργανισμών. Τα περισσότερα φυσικά δασικά οικοσυστήματα της χώρας είναι προσαρμοσμένα στην περιοδική δράση της φωτιάς και έχουν εξελικτικά αναπτύξει προσαρμογές απόκρισης. Η επίδραση της κλιματικής αλλαγής εντοπίζεται στην εκδήλωση περιστατικών φωτιάς σε μεγαλύτερα υψόμετρα, όπου απαντούν δασικά οικοσυστήματα μη προσαρμοσμένα στη δράση της

φωτιάς λόγω της μη έκθεσής τους σε αυτή στη διάρκεια της εξέλιξής τους (Arianoutsou *et al.* 2012). Σε αυτά τα οικοσυστήματα, η δράση της φωτιάς που θα προκαλέσει απομάκρυνση της φυτοκάλυψης αυξάνει τον κίνδυνο εδαφικής απορροής (π.χ. Ντάφης 1986, Μπαλούτσος κ.ά. 2007, Διακάκης 2012).

Η διάβρωση συντελείται από διάφορους παράγοντες (π.χ. νερό, παγετώνες, αέρας). Από αυτούς, το ρέον ύδωρ διαδραματίζει τον σημαντικότερο ρόλο (Εικόνα 3.5.2).

Εικόνα 3.5.2. Η εδαφική διάβρωση εντείνεται από την επιφανειακή απορροή (Φωτογραφία: Α. Γεραμούτσος).

Η ποσότητα της απορροής σχετίζεται με την ποσότητα της βροχής πλην την ποσότητα κατείσδυσης. Ο μέγιστος ρυθμός απορροής σχετίζεται με τη μέγιστη ένταση της βροχόπτωσης ελαττωμένη κατά το ρυθμό κατείσδυσης. Η βλάστηση δρα προστατευτικά ενάντια στις δυνάμεις της πρόσκρουσης της βροχής και της επιφανειακής απορροής. Οι ρίζες των φυτών, το οργανικό υλικό και τα προϊόντα της αποικοδόμησης αυξάνουν την αντίσταση του εδάφους στη διάβρωση. Οι κλιματικές μεταβλητές όπως

κατακρημνίσματα, θερμοκρασία, εξατμισοδιαπνοή και εδαφική υγρασία επηρεάζουν τη βιομάζα και την αποικοδόμηση εντός του εδαφικού προφίλ.

Η αύξηση της συχνότητας και της έντασης των καιρικών φαινομένων εξαιτίας της κλιματικής αλλαγής παγκοσμίως προκαλεί αύξηση στην επιφανειακή απορροή κατά τη διάρκεια των φαινομένων αυτών. Δεδομένου ότι η τελευταία είναι στην ουσία ο παράγοντας στον οποίον οφείλεται η εδαφική διάβρωση, αυτή λόγω της αλλαγής του προτύπου των βροχοπτώσεων έχει αυξηθεί (π.χ. Várallyay 2010). Ειδικώς στην Ελλάδα, η κλιματική αλλαγή έχει επιφέρει μείωση του συνολικού υετού, η οποία αναμένεται να συνεχιστεί στις προσεχείς δεκαετίες (Μέρος 1 της παρούσας μελέτης), με παράλληλη αύξηση της έντασης και της συχνότητας των βροχοπτώσεων, ή οποία επίσης αναμένεται να συνεχιστεί στο μέλλον.

Βεβαίως, η επίδραση της κλιματικής αλλαγής στο υδρολογικό ισοζύγιο δεν είναι τόσο απλή. Για παράδειγμα, η παρατηρηθείσα αύξηση στην παγκόσμια θερμοκρασία προκαλεί αύξηση στην εξάτμιση και στη διαπνοή και, ομοίως, μειώνει την ποσότητα της επιφανειακής απορροής και την κατείσδυση, ενώ περιστέλλει και τις επιπτώσεις της τήξης των πάγων και του χιονιού στο έδαφος (Várallyay 2010). Επομένως, δεν μπορεί να ειπωθεί ότι η κλιματική αλλαγή έχει αυξήσει ή μειώσει τον κίνδυνο διάβρωσης από επιφανειακή απορροή για όλες τις περιοχές συλλήβδην, καθώς σε θέσεις στις οποίες ο υετός αυξάνεται και σε θέσεις όπου μειώνεται, ο κίνδυνος διάβρωσης αυξάνεται και μειώνεται αντιστοίχως.

Σε κάθε περίπτωση, ο συνδυασμός της αύξησης της θερμοκρασίας και της μείωσης του υετού προκαλεί έντονη μείωση της επιφανειακής απορροής (Zhang *et al.* 2009, Yang *et al.* 2017). Γενικά, πάντως, θεωρείται ότι οι μεταβολές στον υετό φέρουν σημαντικότερες επιπτώσεις στις ιδιότητες των εδαφών από ό,τι οι μεταβολές στην θερμοκρασία. Αυτό σημαίνει ότι θερμοκρασιακές διακυμάνσεις με σταθερό υετό επηρεάζουν πολύ λιγότερο τα εδάφη από ό,τι οι μεταβολές στον υετό με σταθερή θερμοκρασία (Duan *et al.* 2017).

Επικονίαση

Όπως αναφέρθηκε και ανωτέρω, η κλιματική αλλαγή προκαλεί αλλαγές και στη φαινολογία και τις σχέσεις των ειδών. Φαινολογικά χαρακτηριστικά όπως είναι η περίοδος ανθοφορίας ενός φυτού μπορεί να είναι ευαίσθητα στη θερμοκρασία, με αποτέλεσμα μια αλλαγή των επικρατουσών κλιματικών συνθηκών να διαταράξει τις εποχιακές αλληλεπιδράσεις μεταξύ των ειδών. Για παράδειγμα, μπορεί η περίοδος ανθοφορίας να μην συμπίπτει με την παρουσία των επικονιαστών (Memmott *et al.* 2007, Gilman *et al.* 2010), με τη μεταβολή αυτή να επιφέρει σημαντικές αλλαγές στη δομή, τη σύνθεση και τη λειτουργία των δασικών οικοσυστημάτων (Regato και Κορακάκη 2010).

Αλλαγή στην περίοδο της ανθοφορίας κατά μία έως τρεις εβδομάδες μπορεί να οδηγήσει σε μείωση της διαθεσιμότητας τροφής κατά 17-50% για τα είδη των επικονιαστών, με τους πλέον εξειδικευμένους επικονιαστές να οδηγούνται σε τοπική εξαφάνιση, στην περίπτωση που δεν υπάρχει αλληλοεπικάλυψη με κανένα από τα είδη φυτών από όπου μπορούν να συλλέξουν νέκταρ (Memmott *et al.* 2007). Η απώλεια των πιο εξειδικευμένων επικονιαστών δεν οδηγεί απαραίτητα σε εξαφάνιση και των φυτών που επικονιάζουν, καθώς οι πιο εξειδικευμένοι επικονιαστές τείνουν να επισκέπτονται γενικότροπα φυτά, ενώ τα εξειδικευμένα φυτά τείνουν να δέχονται γενικότροπους επικονιαστές (Petanidou and Ellis 1996). Έτσι, τα φυτά είναι σε κάποιο βαθμό προστατευμένα, αν και η σταδιακή υποβάθμιση της λειτουργίας του συστήματος επικονίασης αναμένεται να έχει τελικά επιπτώσεις τόσο στα φυτά και στους επικονιαστές τους, όσο και συνολικά στη δομή και τη λειτουργία των οικοσυστημάτων (Memmott *et al.* 2007).

Μελέτη ενός δικτύου 39 τοπικών ειδών χλωρίδας και επικονιαστών στην περιοχή του Αιγαίου έδειξε ότι οι δομικές ιδιότητες του δικτύου φυτών-επικονιαστών εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από τον πλούτο των ειδών, ενώ το κλίμα επιδρά άμεσα κυρίως στην εξειδίκευση των σχέσεων. Οι διάφορες κλιματικές παράμετροι επηρεάζουν το δίκτυο φυτών-επικονιαστών με διαφορετικούς τρόπους, με τη θερμοκρασία να είναι ιδιαίτερα σημαντική στην αποδοτικότητα των εντόμων επικονιαστών (Petanidou *et al.* 2018).

Οι Minachilis *et al.* (2021) διερεύνησαν τις επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στην κατανομή και την ποικιλότητα των επικονιαστών κατά μήκος υψομετρικής διαβάθμισης στο υψηλότερο όρος της Ελλάδας και σε ένα από τα θερμά κέντρα βιοποικιλότητας, τον Όλυμπο. Η μελέτη περιελάμβανε 114 είδη επικονιαστών, μεταξύ των οποίων μέλισσες, πεταλούδες και μύγες. Με βάση μοντέλα καταλληλότητας ενδιαιτήματος για τις περισσότερες ομάδες επικονιαστών, προβλέπεται μετατόπιση της κατανομής σε μεγαλύτερα υψόμετρα, ενώ δεν προβλέπονται τοπικές εξαφανίσεις επικονιαστών. Αντίθετα, παρατηρείται εξειδικευμένη απόκριση των ειδών στην κλιματική αλλαγή, γεγονός που δείχνει ότι τα είδη έχουν δυνατότητες προσαρμογής στην κλιματική αλλαγή και αυτές ακριβώς είναι που πρέπει να ενισχυθούν μέσω κατάλληλων διαχειριστικών πρακτικών και μέτρων προστασίας.

3.5.5 Επιπτώσεις στις πολιτιστικές υπηρεσίες των δασικών οικοσυστημάτων

Η έκθεση για την κατάσταση των οικοσυστημάτων της χιλιετίας (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) ορίζει τις πολιτιστικές υπηρεσίες ως "τα μη υλικά αγαθά που προσπορίζονται οι άνθρωποι από τα οικοσυστήματα" και σε αυτά εντάσσει τα πολιτιστικά μνημεία, τις πνευματικές και αισθητικές αξίες, την αναψυχή και τον τουρισμό. Οι πνευματικές πολιτιστικές υπηρεσίες είναι μια υποκατηγορία των

πολιτιστικών υπηρεσιών, όπως για παράδειγμα ο περίπατος ή η άθληση στο δάσος είναι αφενός μεν μορφές αναψυχής αλλά ταυτόχρονα και πνευματικής αναζήτησης.

Σύμφωνα με την πρόσφατη έκθεση της Διακυβερνητικής Επιτροπής για την Κλιματική Αλλαγή του Ο.Η.Ε., υπάρχει υψηλός βαθμός βεβαιότητας ότι η ανθρωπογενής κλιματική αλλαγή προχωρά ταχύτερα από ότι αναμενόταν (IPCC 2021). Η περιοχή της Μεσογείου, ένα από τα λίκνα του παγκόσμιου πολιτισμού, θεωρείται μια από τις πλέον ευάλωτες περιοχές (hot spot) για τις προσεχείς δεκαετίες.

Η κλιματική αλλαγή είναι μια από τις απειλές που αντιμετωπίζουν τα μνημεία, όπως η ατμοσφαιρική ρύπανση, τα ξενικά είδη και οι πολεμικές συρράξεις (Veillon 2014, ICOMOS 2019). Οι προσπάθειες για την αντιμετώπιση της ρύπανσης μείωσαν το βαθμό απειλής της για τα μνημεία. Αυτή η μείωση κάνει ακόμα πιο προεξάρχουσα την απειλή της κλιματικής απειλής, καθώς και την συνεργιστική δράση των δύο (e.g. Bonazza *et al.* 2009, Brimblecombe *et al.*, 2010, Grøntoft 2011). Σειρά μελετών υποδεικνύουν την κλιματική αλλαγή ως μια από τις σημαντικότερες απειλές και με αυξητικές τάσεις (Fatorić and Seekamp 2017a, 2017b, Day *et al.* 2020). Ειδικά για τα φυσικά μνημεία, η κλιματική αλλαγή θεωρείται ήδη η μεγαλύτερη απειλή, σύμφωνα με την πρόσφατη έκθεση της Διεθνούς Ένωσης για τη Διατήρηση της Φύσης (International Union for Conservation of Nature -IUCN- World Heritage Outlook) (Osipova *et al.* 2020) .Πιο συγκεκριμένα, η κλιματική αλλαγή αξιολογήθηκε ως υψηλή ή πολύ υψηλή απειλή σε 83 από τα 252 μνημεία της φύσης της IUCN. Η κλιματική αλλαγή απειλεί τα μνημεία της φύσης με πολλαπλούς τρόπους – αυξανόμενη συχνότητα και σοβαρότητα των πυρκαγιών, λεύκανση κοραλλιών, ζημιές από έντονα καιρικά φαινόμενα, ξηρασίες κ.λπ., και ο συνδυασμός τους έχει οδηγήσει σε επιδείνωση των προοπτικών διατήρησης πολλών φυσικών μνημείων.

Πρόσφατη μελέτη (Kapsomenakis *et al.* 2022) εξετάζει την εξέλιξη των ακραίων φαινομένων, εστιάζοντας σε 244 τοποθεσίες Μεσογειακών χωρών που προστατεύονται από την UNESCO ανάμεσα στις οποίες βρίσκονται και 18 μνημεία της φύσης και του πολιτισμού της χώρας μας. Η μελέτη αυτή καταδεικνύει ότι η πολιτιστική και φυσική κληρονομιά της περιοχής, αναμένεται να αντιμετωπίσει σημαντικό κίνδυνο, καθώς η κλιματική αλλαγή θα εξελίσσεται λόγω της έκθεσης σε ακραίες κλιματικές καταστάσεις όπως η αύξηση της συχνότητας και της έντασης των καυσώνων και των ακραία έντονων βροχοπτώσεων, της ξηρασίας, των ημερών με πολύ υψηλό κίνδυνο για εκδήλωση πυρκαγιάς και της ανόδου της στάθμης της θάλασσας. Ειδικότερα, στην Ελλάδα αναμένονται περί τα τέλη του αιώνα ως και 50 επιπλέον ημέρες ανά έτος με συνθήκες καύσωνα, 40 επιπλέον ημέρες ανά έτος με ακραίο κίνδυνο πυρκαγιάς, αύξηση των ακραία έντονων βροχοπτώσεων έως και κατά 50% και επέκταση των ημιερημικών συνθηκών. Οι αναμενόμενες επιπτώσεις για τα μνημεία της φύσης και του πολιτισμού είναι προφανές πως είναι σοβαρές. Σε αυτά τα πλαίσια, οι πολιτιστικές υπηρεσίες των δασικών οικοσυστημάτων της χώρας προβλέπεται πως θα επηρεαστούν αναλόγως.

Σύμφωνα με την αναφορά του FAO-Plan Bleu για την κατάσταση των Μεσογειακών Δασών του 2018, στα έτη μεταξύ 2010 - 2015 η έκταση των δασών στη Μεσογειακή περιοχή αυξήθηκε κατά 2%, ποσοστό που ισοδυναμεί με 1,8 εκατομμύρια εκτάρια. Ωστόσο, τα δασικά οικοσυστήματα της Μεσογείου απειλούνται από υποβάθμιση και μια από τις βασικές αιτίες για αυτό είναι η κλιματική αλλαγή. Αν αναλογιστούμε πως η Μεσογειακή λεκάνη και η χώρα μας εντός αυτής είναι ένα από τα θερμά σημεία βιοποικιλότητας του πλανήτη (βλέπε Κεφάλαιο 2.2), η απειλή για τα οικοσυστήματα είναι απειλή για τη βιοποικιλότητά τους. Η υπερσυγκέντρωση του πληθυσμού στις ακτές, η εγκατάλειψη των παραδοσιακών χρήσεων γης και η ομογενοποίηση του τοπίου στις θερμομεσογειακές περιοχές (Moreira *et al.* 2011) οδηγούν σε περισσότερα περιστατικά μεγα-πυρκαγιών. Από την άλλη πλευρά, και τα ορεινά οικοσυστήματα υφίστανται ανάλογες απειλές (Arianoutsou *et al.* 2012), ώστε δικαίως μπορούμε να θεωρήσουμε πως όλη η Μεσογειακή περιοχή είναι μια θερμή περιοχή ως προς τον βαθμό απειλής που δέχεται. Παρά το γεγονός πως τα Μεσογειακά δασικά οικοσυστήματα έχουν υποστεί περιβαλλοντικές και ανθρωπογενείς πιέσεις για χιλιετίες, η ένταση της απειλής που δέχονται από τις συνθήκες της κλιματικής αλλαγής είναι πολύ υψηλή και επιβάλλει μέτρα προσαρμογής πριν την κατάρρευσή τους (βλέπε Κεφάλαιο 4.4).

Ξενόγλωσση

Ainsworth EA and Long SP 2005. What have we learned from 15 years of free-air CO_2 enrichment (FACE)? A meta-analytic review of the responses of photosynthesis, canopy properties and plant production to rising CO2. *New Phytol* 165:351–372.

Alifragis D, Smiris P, Maris F, Kavvadias D, Konstandinidou E, Stamou N 2001. The effect of stand age on the accumulation of nutrients in the aboveground components of an Aleppo pine ecosystem. *For. Ecol Manage* 141:259-269.

Anderson JM 1991. The Effects of Climate Change on Decomposition Processes in Grassland and Coniferous Forests. *Ecol. Applic*. 13:326-347.

Andreassian V 2004. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *J. Hydrol.* 291:1–27.

Aravanopoulos FA 2018. Do silviculture and forest management affect the genetic diversity and structure of long-impacted forest tree populations? *Forests 9*:355.

Aravanopoulos FA and Alizoti PG 2019. Climate change impacts on the genetics of post-fire regeneration and reproductive phenology. *Adv. Global Change Res.* 65:449-458.

Aravanopoulos FA, Panetsos KP, Skaltsoyiannes A 2004. Genetic structure of *Pinus brutia* stands exposed to wildfires. *Plant Ecology 171*:175-183.

Arianoutsou M, Bazos I, Delipetrou P, Kokkoris Y 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. *Biol.Invasions* 12:3525-3549.

Arianoutsou M, Leone V, Moya D, Lovreglio R, Delipetrou P, De Las Heras J 2012. Management of Threatened, High Conservation Value, Forest Hotspots under Changing Fire Regimes. In: *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests*. Moreira F, Arianoutsou M, Corona P, De las Heras J (eds.), pp. 257-291, Managing Forest Ecosystems 24, doi 10.1007/978-94-007-2208-8-7, Springer, 329p.

Arianoutsou M and Paraskevopoulos S 1992. Some aspects of mineral cycling in a maquis (evergreen sclerophyllous) ecosystem of Northeastern Greece. *Israel J. Bot* 41:135-144.

Bonazza A, Messina P, Sabbioni C, Grossi CM, Brimblecombe P 2009. Mapping the impact of climate change on surface recession of carbonate buildings in Europe. *STOTEN* 407:2039–2050, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.067

Bosch JM and Hewlett JD 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. Hydrol*. 55:3–23.

Brandes R and Christopoulou A 2020. Long-Term Forest Dynamics of Oromediterranean Fir Forests in Greece. *South-east Eur. forestry* 11:71-84. https://doi.org/10.15177/seefor.20-02.

Brimblecombe P, Grossi CM, Harris I 2010. Climate Change Critical to Cultural Heritage. In: *Survival and Sustainability*. Gökçekus H, Türker U and LaMoreaux JW (eds.), Springer Berlin Heidelberg, pp. 195–205, https://doi.org/10.1007/978-3-540-95991-5_20.

Brofas G and Economidou E 1994. Le dépérissement de Sapin du Mont Parnasse (Grèce). Le rôle des conditions climatiques et écologiques. *Ecol. Medit.* 20(1/2):1-8.

Brown AE, Zhang L, MacMahon TA, Western AW, Vertessy RA 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *J. Hydrol*. 310:28–61.

Brown I, Ridder B, Alumbaugh P, Barnett C, Brooks A, Duffy L, Webbon C, Nash E, Townend I, Black H, Hough R 2012. CCRA Risk Assessment for the Biodiversity and Ecosystem Services Sector. Climate Change Risk Assessment, Defra, London.

Calder IR 2002. Forests and hydrological services: reconciling public and science perceptions. *Land Use Water Resour. Res*. 2:1–12.

Calvin K, Cowie A, Berndes G, Arneth A, Cherubini F, Portugal-Pereira J, Grassi G, House J, Johnson F X, Popp A, Rounsevell M, Slade R, Smith P 2021. Bioenergy for climate change mitigation: Scale and sustainability *GCB Bioenergy* 13:1346–1371.

Camarero JJ, Gazol A, Sangüesa-Barreda G, Vergarechea M, Alfaro-Sánchez R, Cattaneo N, Vicente-Serrano SM 2021. Tree growth is more limited by drought in rear-edge forests most of the times. *Forest Ecosys.*8:25.

Camarero JJ, Sangüesa-Barreda G, Vergarechea M 2016. Prior height, growth, and wood anatomy differently predispose to drought-induced dieback in two Mediterranean oak species. *Annals Forest Sci.* 73:341–351.

Canadell JG and Raupach MR 2008. Managing forests for climate change mitigation. *Science* 320:1456–1457.

Ceulemans R, Janssens IA, Jach ME 1999. Effects of CO_2 Enrichment on Trees and Forests: Lessons to be Learned in View of Future Ecosystem Studies. *Annals Bot.*84:577–590.

Christopoulou A, Christopoulou A, Fyllas NM, Dimitrakopoulos PG, Arianoutsou M 2021. How effective are the protected areas of the Natura 2000 network in halting biological invasions? A case study in Greece. *Plants* 10:2113. https://doi.org/10.3390/plants10102113.

Christopoulou A, Sazeides CI, Fyllas NM 2022. Size-mediated effects of climate on tree growth and mortality in Mediterranean Brutia pine forests. *Sci. Total Env.* 812:151463. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151463

Chrysopolitou V, Apostolakis A, Avtzis D, Avtzis N, Diamandis S, Kemitzoglou D, Papadimos D, Perlerou C, Tsiaoussi V, Dafis S 2013. Studies on forest health and vegetation changes in Greece under the effects of climate changes. *Biodiver. Conserv.* 22:1133–1150. doi 10.1007/s10531-013-0451-2.

Cinnirella S, Magnani F, Saracino A, Borghetti M 2002. Response of a mature *Pinus laricio* plantation to a three-year restriction of water supply: structural and functional acclimation to drought. *Tree Physiol.* 22:21–30.

Clark JS, Bell DM, Hersh MH, Nichols L 2011. Climate change vulnerability of forest biodiversity: climate and competition tracking of demographic rates. *Global Change Biol.* 17:1834–1849.

Clavel J, Julliard R, Devictor V 2010. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Front. Ecol. Environ.* 9:222–228.

Colangelo M, Camarero JJ, Borghetti M, Gazol A, Gentilesca T, Ripullone F 2017. Size Matters a Lot: Drought-Affected Italian Oaks Are Smaller and Show Lower Growth Prior to Tree Death *Front. Plant Sci.* 8:135, https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00135.

Colangelo M, Camarero JJ, Borghetti M, Gentilesca T, Oliva J, Redondo M-A, Ripullone F 2018. Drought and Phytophthora Are Associated With the Decline of Oak Species in Southern Italy. *Front. Plant Sci.* 9:1595, https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01595.

Costa MH and Pires GF 2009. Effects of Amazon and Central Brazil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the arc of deforestation. *Int. J. Climatol.* 30:1970–1979.

Cox PM, Betts RA, Jones CD, Spall SA, Totterdell IJ 2000. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature* 408:184-187.

Cramer W, Guiot J, Fader M, Garrabou J, Gattuso J-P, Iglesias A, Lange MA, Lionello P, Llasat MC, Paz S, Peñuelas J, Snoussi M, Toreti A, Tsimplis MN, Xoplaki E 2018. Climate change and interconnected risks to sustainable development in the Mediterranean. *Nat. Clim. Change* 8:972–80.

Day JC, Heron SF, Markham A 2020. Assessing the climate vulnerability of the world's natural and cultural heritage. Parks Stewardship Forum, 36(1). https://doi.org/10.5070/P536146384

De Luis M, Novak K, Čufar K, Raventós J 2009. Size mediated climate–growth relationships in *Pinus halepensis* and *Pinus pinea*. *Trees* 23:1065-73.

Duan K, Sun G, McNulty SG, Caldwell PV, Cohen EC, Sun S, Aldridge HD, Zhou D, Zhang L, Zhang Y 2017. Future shift of the relative roles of precipitation and temperature in controlling annual runoff in the conterminous United States. *Hydrol Earth Syst. Sci*. 21(11):5517–5529. https://doi.org/10.5194/hess-21-5517-2017.

Ellison D 2010. Addressing adaptation in the EU policy framework. In*: Developing Adaptation Policy and Practice in Europe: Multi-Level Governance of Climate Change,* Carina E, Keskitalo H. (eds), Dordrecht: Springer Netherlands, pp. 39-96

Ellison D, Wang-Erlandsson L, van der Ent R, van Noordwijk M 2019. Upwind forests: managing moisture recycling for nature-based resilience, *Unasylva* 70:14-26.

Farley KA, Jobbágy EB, Jackson RB 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biol*. 11:1565–1576.

Fatorić S and Seekamp E 2017a. Are cultural heritage and resources threatened by climate change? A systematic literature review. *Climatic Change* 142:227.

Fatorić S and Seekamp E 2017b. Securing the Future of Cultural Heritage by Identifying Barriers to and Strategizing Solutions for Preservation under Changing Climate Conditions. *Sustainability* 9:2143. https://doi.org/10.3390/su9112143.

Federici S, Tubiello FN, Salvatore M, Jacobs H, Schmidhuber J 2015. New estimates of CO2 forest emissions and removals: 1990–2015. *For. Ecol. Manage*. 352:89-98, https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.022.

Fernández-Martínez M, Sardans J, Chevallier F, Ciais P, Obersteiner M, Vicca S, Canadell JG, Bastos A, Friedlingstein P, Sitch S, Piao S L, Janssens IA, Peñuelas J 2019. Global trends in carbon sinks and their relationships with CO2 and temperature. *Nat. Clim. Change* 9:73–79.

Fu YH, Piao S, Op de Beeck M, Cong N, Zhao H, Zhang Y, Menzel A, Janssens IA 2014. Recent spring phenology shifts in western Central Europe based on multiscale observations. *Global Ecol. Biogeogr.*23:1255–1263.

Fyllas NM, Christopoulou A, Galanidis A, Michelaki CZ, Giannakopoulos C, Dimitrakopoulos PG, Fulé PZ, Arianoutsou M 2017a. Tree growth-climate relationships in a forest-plot network on Mediterranean mountains. *Sci. Total Env.* 598:393-403. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.04.145.

Fyllas NM, Christopoulou A, Galanidis A, Michelaki CZ, Giannakopoulos C, Dimitrakopoulos PG, Arianoutsou M, Gloor M 2017b. Predicting species dominance shifts across elevation gradients at mountain forests in Greece under a warmer and drier climate. *Reg. Environ. Change* 17:1165-1177, doi:10.1007/s10113-016-1093-1.

Fyllas NM, Koufaki T, Sazeides CI, Spyroglou G, Theodorou K 2022. Potential Impacts of Climate Change on the Habitat Suitability of the Dominant Tree Species in Greece. *Plants* 11:1616.

Fyllas NM and Troumbis AY 2009. Simulating vegetation shifts in north-eastern Mediterranean mountain forests under climatic change scenarios. *Global Ecol. Biogeogr*. 18:64–77.

Gilman SE, Urban MC, Tewksbury J, Gilchrist GW, Holt RD 2010. A framework for community interactions under climate change. *Trends Ecol. Evol.* 25:325-31. doi:10.1016/j.tree.2010.03.002.

Gonçalves AC, Malico I, Sousa AMO 2018. Solid Biomass from Forest Trees to Energy: A Review In: *Renewable Resources and Biorefineries,* Jacob-Lopes E, Queiroz Zepka L, (eds), (IntechOpen). doi:10.5772/intechopen.79303

Gordon LJ, Steffen W, Jonsson BF, Folke C, Falkenmark M, Johannessen A 2005. Human modification of global water flows from the land surface. *PNAS* 102:7612–7617.

Griggs C, DeGaetano A, Kuniholm P, Newton M 2007. A regional high-frequency reconstruction of May–June precipitation in the north Aegean from oak tree rings, A.D. 1089–1989. *Int. J. Climatol.* 27:1075–1089. http://dx.doi.org/10.1002/joc.1459.

Grøntoft T 2011. Climate change impact on building surfaces and façades. *Int. J. Clim. Change Strateg. Manage.* 3:374–385. https://doi.org/10.1108/17568691111175669

Guenni LB, Cardoso M, Goldammer J, Hurtt G, Mata LJ, Ebi K, House J, Valdes J, Norgaa R 2005. Regulation of Natural Hazards: Floods and Fires. In: *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Current States and Trends*. Island Press, Washington D.C., pp. 441–454.

Guntiňas ME, Leirós Trasar-Cepeda C, Gil-Sotres F 2012. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: a laboratory study. *Eur. J. Soil Biol.* 48:73–80

Hao H, Dai L, Wang K, Xu J, Liu W 2021. An updated framework for climate change impact assessment of bioenergy and an application in poplar biomass. *Applied Energy* 299**:**117323

He J, Soden BJ 2017. A re-examination of the projected subtropical precipitation decline. *Nat. Clim. Change* 7:53–57, https://doi.org/10.1038/nclimate3157.

Hibbert AR 1967. Forest treatment effects on water yield. In: *International Symposium of Forest Hydrology*, Sopper WE, Lull, HW (eds), pp. 527–543, Pergamon, New York.

Hirabayashi Y, Mahendran R, Koirala S, Konoshima L, Yamazaki D, Watanabe S, Kim H, Kanae S 2013. Global flood risk under climate change. *Nat Clim Change* 3:816–821. https://doi.org/10.1038/nclimate1911.

Hof AR, Jansson R, Nilsson C 2012. Future Climate Change Will Favour Non-Specialist Mammals in the (Sub) Arctics. *PLoS ONE* 7:e52574.doi:10.1371/journal.pone.0052574.

ICOMOS Climate Change and Cultural Heritage Working Group 2019.The Future of Our Pasts: Engaging Cultural Heritage in Climate Action. July 1, Paris, ICOMOS.

IPCC 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Masson-Delmotte V, Zhai P, Pirani A, Connors SL, Péan C, Berger S, Caud N, Chen Y, Goldfarb L, Gomis MI, Huang M, KLeitzell K, Lonnoy E, Matthews JBR, T.K. Maycock TK, Waterfield T, Yelekçi O, Yu R, Zhou B (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2391 pp, doi:10.1017/9781009157896.

Jackson RB, Jobbágy EB, Avissar R *et al.* 2005. Trading water for carbon and with biological carbon sequestration. *Science* 310:1944–1947.

Johnson DW and Turner J 2019. Nutrient cycling in forests: A historical look and newer developments. *For. Ecol. Manage* 444:344–373.

Kaoukis K, Bourletsikas A, Tsagari C, Baloutsos G, Karetsos G, Michopoulos P 2022. Trend analysis of long-lasting air temperature and precipitation time series in a mountainous fir forest in central Greece. Implications for nitrogen uptake by plants. *Global Nest* 24(4):553-561.

Kapsomenakis J, Douvis C, Poupkou A, Zerefos S, Solomos S, Stavraka T, Melis N, Kyriakidis E, Kremlis G, Zerefos C 2022. Climate Change Threats to Cultural and Natural Heritage UNESCO Sites in the Mediterranean. *Environ. Dev. Sustain.*, https://doi.org/10.1007/s10668-022-02677-w.

Kazakis G, Ghosn D, Remoundou I, Nyktas P, Talias MA, Vogiatzakis IN 2021. Altitudinal Vascular Plant Richness and Climate Change in the Alpine Zone of the Lefka Ori, Crete. *Diversity* 13:22. https://doi.org/10.3390/d13010022.

Keenan TF, Hollinger DY, Bohrer G, Dragoni D, Munger JW, Schmid HP, Richardson AD 2013. Increase in forest water-use efficiency as atmospheric carbon dioxide concentrations rise. *Nature* 499:324–327.

Keenan TF, Maria Serra J, Lloret F, Ninyerola M, Sabate S 2011. Predicting the future of forests in the Mediterranean under climate change, with niche- and process-based models: CO2 matters! *Global Change Biol.* 17:565–579.

Kimball BA 1983 Carbon dioxide and agricultural yield: An assemblage and analysis of 430 prior observations. *Agron. J.* 75:779-788.

Kitikidu K, Papaioannou A 2012. Forest floor nutrient dynamics in chestnut plantation ecosystems. *J. Agric. Science* 4:51-54

Klausmeyer KR and Shaw MR 2009. Climate change, habitat loss, protected areas and the climate adaptation potential of species in mediterranean ecosystems worldwide. *PLoS ONE* 4:e6392.

Koks EE, Jongman B, Husby TG, Botzen WJ 2015. Combining hazard, exposure and social vulnerability to provide lessons for flood risk management. *Environ Sci Policy* 47:42–52, https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.10.013.

Koutavas A 2013. CO2 fertilization and enhanced drought resistance in Greek firs from Cephalonia Island, Greece. *Global Change Biol.* 19:529–539. http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12053.

Kravcık M, Pokorny J, Kohutiar J, Kovac M, Toth E 2008. Water for the Recovery of the Climate: A New Water Paradigm. Typopress-Publishing House, Kosice.

Kron W 2005. Flood risk = hazard x exposure x vulnerability. *Water Int* 30:58–68, https://doi.org/10.1080/02508060508691837.

Kundzewicz ZW, Kanae S, Seneviratne SI, Handmer J, Nicholls N, Peduzzi P, Mechler R, Bouwer LM, Arnell N, Mach K *et al.* 2014. Flood risk and climate change: global and regional perspectives. *Hydrol Sci J* 59:1–28, https://doi.org/10.1080/02626667.2013.857411.

Kvočka D, Falconer RA, Bray M 2016. Flood hazard assessment for extreme flood events. *Nat Hazards* 84:1569–1599, https://doi.org/10.1007/s11069-016-2501-z.

Lekkas E, Spyrou N-I, Filis C, Diakakis M, Vassilakis E, Katsetsiadou A-N, Milios D, Arianoutsou M, Farangitakis GP, Christopoulou A, Antoniou V 2019. The November 25, 2019 Kineta (Western Attica) Flood. *Newsletter of Environmental, Disaster and Crises Management Strategies*, 14, ISSN 2653-9454.

Lindner M, Fitzgerald JB, Zimmermann NE, Reyer Ch, Delzon S, van der Maaten E, Schelhaas M-J, Lasch P, Eggers J, van der Maaten-Theunissen M, *et al.* 2014. Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *J. Environ. Manage.* 146:69-83.

Lindner M, Garcia-Gonzalo J, Kolström M, Geen T, Reguera R, Maroschek M, Seidl R, Lexer MJ, Netherer S, Schopf A, *et al.* 2008. Impacts of climate change on European forests and options for adaptation. Report to the European Commission Directorate-General for Agriculture and Rural Development. AGRI-2007-G4-06. Brussels, Belgium.

Lindner M, Maroschek M, Netherer S, Kremer A, Barbati A, Garcia-Gonzalo J, Seidl R, Delzon S, Corona P, Kolström M, *et al.* 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *For. Ecol. Manage.* 259:698–709.

Lionello P, Abrantes F. Gacic M, Planton S, Trigo R, Ulbrich U 2014. The climate of the Mediterranean region: research progress and climate change impacts. *Reg. Environ. Change* 14:1679–1684. https://doi.org/10.1007/s10113-014-0666-0.

Locatelli B 2016. Ecosystem Services and Climate Change. In: *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. Potschin M, Haines-Young R, Fish R, Turner RK (eds). Routledge, London and New York, pp. 481-490. ISBN 978-1-138-02508-0 https://www. routledge. com/products/9781138025080

Makarieva A and Gorshkov V 2007. Biotic pump of atmospheric moisture as driver of the hydrological cycle on land. *Hydrol. Earth Syst. Sci*. 11:1013–1033.

Malmer A, Murdiyarso D, Bruijnzeel LA, Ilstedt U 2009. Carbon sequestration in tropical forests and water: a critical look at the basis for commonly used generalizations. *Global Change Biol*. 16:1–6.

Mansoor S, Farooq I, Kachroo MM, Mahmoud AED, Fawzy M, Popescu SM *et al.* 2022. Elevation in wildfire frequencies with respect to the climate change. *J. Environ. Manag.* 301:113769.

Martin-Benito D, Pederson N, Köse N, Doğan M, Bugmann H, Mosulishvili M, Bigler C 2018. Pervasive effects of drought on tree growth across a wide climatic gradient in the temperate forests of the Caucasus. *Global Ecol. Biogeogr.* 27:1314–1325.

Masters G and Norgrove L 2010. Climate change and invasive alien species. CABI Working Paper 1, 30 pp.

Memmott J, Craze PG, Waser M, Price MV. 2007. Global warming and the disruption of plant-pollinator interactions. *Ecol. Letters* 10:710-717.

Michopoulos P 2007. Mineral Nutrition of Forest Plants in a Changing Environment-Some Neglected Aspects. Short Communications. In: *Ecosystem Ecology and Research Trends* . Chem J, Guo C (eds), Nova Science Publishers, New Yorκ.

Michopoulos P, Baloutsos G, Economou A 2008. Nitrogen cycling in a mature mountainous beech forest. *Silva Fennica* 42:5-17

Millan MM 2008. Drought in the Mediterranean and summer floods in the UK and Central and Eastern Europe: what global climate models cannot see regarding the hydrological cycles in Europe and why. Unpublished internal Gammeltoft-RACCM-CIRCE report produced for the European Commission. https://www.zaragoza.es/contenidos/medioambiente/cajaAzul/4S1-P2-Millan_MillanACC.pdf.

Millan MM, Estrela MJ, Sanz MJ *et al.* 2005. Climatic feedbacks and desertification: the Mediterranean model. *J. Clim.* 18:684–701. doi:10.1175/JCLI-3283.1.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Island, Washington, D.C., USA.

Minachilis K, Kougioumoutzis K, Petanidou T 2021. Climate change effects on multi-taxa pollinator diversity and distribution along the elevation gradient of Mount Olympus, Greece. *Ecol. Indic.* 132:108335, https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108335.

Misson L, Limousin J-M, Rodriguez R, Letts MG 2010. Leaf physiological responses to extreme droughts in Mediterranean *Quercus ilex* forest. *Plant Cell Environ*. 33:1898–1910.

Moreira F, Viedma O, Arianoutsou M**,** Curt T, Koutsias N, Rigolot E, Barbati A, Corona P, Vaz P, Xanthopoulos G, Mouillot F, Bilgili E 2011. Landscape - wildfire interactions in southern Europe: Implications for landscape management. *J. Environ. Manage.* 92:2389-2402.

Moriondo M, Good P, Durão R, Bindi M, Giannakopoulos C, Corte-Real J 2006. Potential impact of climate change on fire risk in the Mediterranean area. *Climate Res.* 31:85–95.

Muis KR, Pekrun R, Sinatra GM, Azevedo R, Trevors G, Meier E, Heddy BC 2015. The curious case of climate change: Testing a theoretical model of epistemic beliefs, epistemic emotions, and complex learning. *Learn Instr* 39:168–183, https://doi.org/10.1016/j.learninstruc.2015.06.003.

Nastos PT, Politi N, Kapsomenakis J 2013. Spatial and Temporal Variability of the Aridity Index in Greece. *Atmos. Research* 119:140-152. doi:10.1016/j.atmosres.2011.06.017, 2013

Nelson EJ, Kareiva P, Ruckelshaus M, Arkema K, Geller G, Girvetz E, Goodrich D, Matzek V, Pinsky M, Reid W, *et al.* 2013. Climate change's impact on key ecosystem services and the human well-being they support in the US. *Front. Ecol. Environ.* 11:483-893. https://doi.org/10.1890/120312.

Ogaya R and Peñuelas J 2007. Tree growth, mortality, and above-ground biomass accumulation in a holm oak forest under a five-year experimental field drought *Plant Ecol.* 189:291–299.

Ogaya R and Peñuelas J 2021. Climate Change Effects in a Mediterranean Forest Following 21 Consecutive Years of Experimental Drought. *Forests* 12:306

Osipova E, Emslie-Smith M, Osti M, Murai M, Åberg U, Shadie P 2020. IUCN World Heritage Outlook 3: A conservation assessment of all natural World Heritage sites. International Union for Conservation of Nature, 90p. https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.16.en.

Papadopoulos A 2016. Tree-ring patterns and climate response of Mediterranean fir populations in Central Greece. *Dendrochronologia* 40:17–25. http://dx.doi.org/10.1016/j.dendro.2016.05.005.

Paprotny D, Morales-Nápoles O, Jonkman SN 2018. HANZE: a pan-European database of exposure to natural hazards and damaging historical floods since 1870. *Earth Syst Sci Data* 10(1):565–581, https://doi.org/10.5194/essd-10-565-2018.

Pasho E, Camarero JJ, de Luis M, Vicente-Serrano SM 2012. Factors driving growth responses to drought in Mediterranean forests. *Eur. J. For. Res.* 131**:**1797–1807.

Peñuelas J and Boada M 2003. A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biol.* 9:131–140.

Petanidou T and Ellis WN 1996. Interdependence of native bee faunas and floras in changing Mediterranean communities. In: *The Conservation of Bees*. Matheson A, Buchmann SL, O'Toole C, Westrich P, Williams IH (eds). Academic Press, London, pp. 201–226.

Petanidou T, Kallimanis AS, Lazarina M, Tscheulin T, Devalez J, Stefanaki A, Hanlidou E, Vujić A, Kaloveloni A, Sgardelis SP, Thompson JD 2018. Climate drives plant–pollinator interactions even along small-scale climate gradients: the case of the Aegean. *Plant Biol.* 20:176-183. https://doi.org/10.1111/plb.12593.

Regato P and Κορακάκη Ε 2010 (για το 2^{ο} Κεφάλαιο της ελληνικής έκδοσης). Τα Μεσογειακά Δάση απέναντι στην Παγκόσμια Κλιματική Αλλαγή. 1^{η} Έκδοση: IUCN, Gland, Switzerland and Malaga, Spain. Ελληνική Έκδοση: Παγκόσμιο Ταμείο για τη Φύση - WWF Ελλάς.

Reyer C, Lasch-Born P, Suckow F, Gutsch M, Murawski A, Pilz T 2014. Projections of regional changes in forest net primary productivity for different tree species in Europe driven by climate change and carbon dioxide. *Ann. For. Sci.* 71:211–225.

Richmond CE, Breitburg DL, Rose KA 2005. The role of environmental generalist species in ecosystem function. *Ecol. Model.* 188:279-295.

Roberts D, Boon R, Diederichs N, Douwes E, Govender N, McInnes A, Mclean C, O' Donoghue S, Spires M 2012. Exploring ecosystem-based adaptation in Durban, South Africa:"learning-by-doing" at the local government coal face. *Environ. Urban*. 24:167–195.

Rooney TP, Wiegmann SM, Rogers DA, Waller DM 2004. Biotic impoverishment and homogenization in unfragmented forest understory communities. *Conserv. Biol.* 18:787–798.

Root TL, Price JT, Hall KR, Schneider SH, Rosenzweig C, Pounds JA 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421:57–60.

Rovithakis A, Grillakis MG, Seiradakis KD, Giannakopoulos C, Karali A, Field R, Lazaridis M, Voulgarakis A 2022. Future climate change impact on wildfire danger over the Mediterranean: the case of Greece *Environ. Res. Letters* 17:045022.

Rustad L, Cambell J, Marion G, Norby R, Mitchell M, Hartley A, Cornelissen J, Gurevitch J 2001. A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. *Oecologia* 126:543-562.

Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, et al 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770–1774. doi:10.1126/science.287.5459.1770

Santangelo N 2019. Geomorphological Contribution to Flash Floods Hazard Evaluation: Examples from Campania (Southern Italy). *Res J Environ Sci* 2(1):44–50, https://doi.org/10.29199/2637-7063/ESAR-201018.

Sârbu A, Janauer G, Profft I, Kaligarič M, Doroftei M 2014. Potential Impacts of Climate Change on Protected Habitats. In: Rannow S, Neubert M (eds) Managing Protected Areas in Central and Eastern Europe Under Climate Change. Advances in Global Change Research, vol 58. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7960-0_4

Sarris D, Christodoulakis D, Körner C 2011. Impact of recent climatic change on growth of low elevation eastern Mediterranean forest trees. *Clim. Change* 106:203–223. https://doi.org/10.1007/s10584-010-9901-y.

Sazeides CI, Christopoulou A, Fyllas NM 2021. Coupling Photosynthetic Measurements with Biometric Data to Estimate Gross Primary Productivity (GPP) in Mediterranean Pine Forests of Different Post-Fire Age. *Forests* 12:1256.

Schroeder AJ, Gourley JJ, Hardy J, Henderson JJ, Parhi P, Rahmani V, Reed KA, Schumacher RS, Smith BK, Taraldsen MJ 20. The development of a flash flood severity index. *J Hydrol* 541:523–532, https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.005.

Sheil D 2018. Forests, atmospheric water and an uncertain future: the new biology of the global water cycle. *For. Ecosys*. 5:19.

Sheil D and Murdiyarso D 2009. How forests attract rain: an examination of a new hypothesis. *Bioscience* 59:341–347.

Simioni G, Marie G, Davi H, Martin-St Paul N, Huc R 2020. Natural forest dynamics have more influence than climate change on the net ecosystem production of a mixed Mediterranean forest. *Ecol. Model.* 416:108921

Simpson IR., Seager R, Ting M, Shaw TA 2016. Causes of change in Northern Hemisphere winter meridional winds and regional hydroclimate. *Nat. Climate Change* 6:65–70, https://doi.org/10.1038/nclimate2783.

Stagakis S, Markos N, Vanikiotis T, Tzotsos A, Sykioti O, Kyparissis A 2015. sCASE: A primary productivity monitoring system for the forests of North Pindus National Park (Epirus, Greece). *Eur. J. Rem. Sens.* 48:223–243.

Stefanescu C, Carnicer J, Peñuelas J 2011. Determinants of species richness in generalist and specialist Mediterranean butterflies: the negative synergistic forces of climate and habitat change. *Ecography* 34:353–363.

Tegel W, Seim A, Hakelberg D, Hoffmann S, Panev M, Westphal T, Büntgen U 2014. A recent growth increase of European beech (*Fagus sylvatica* L.) at its Mediterranean distribution limit contradicts drought stress. *Eur. J. Forest Res.* 133:61–71. http://dx.doi.org/10.1007/s10342-013-0737-7.

Tresseder KK and Allen MF 2000. Mycorrhizal fungi have a potential role in soil carbon storage under elevated CO_2 and nitrogen deposition. *New Phytol.* 147:189-200.

Tsopelas P, Agelopoulos A, Economou A, Soulioti N 2004. Mistletoe (*Viscum album*) in the fir forest of Mount Parnis, Greece. *Forest Ecol. Manage.* 202:59–65.

Tuel A, Eltahir EAB 2020. Why Is the Mediterranean a Climate Change Hot Spot? *J. Clim.* 33 (14):5828-5833, doi:https://doi.org/10.1175/JCLI-D-19-0910.1.

Várallyay G 2010. The impact of climate change on soils and on their water management. *Agron Res 8*:385–396.

Vassilakis E, Farangitakis GP, Christopoulou A, Antoniou V, Arianoutsou M 2019. Assessment of different methods for the quantification of soil erosion risk after fire:

a case study from Geraneia Mt., central Greece. *Geophysical Research Abstracts* 21, EGU2019-7561, 2019, EGU General Assembly 2019.

Veillon R 2014. State of conservation of World Heritage properties—A statistical analysis (1979-2013), p. 102. UNESCO, World Heritage Centre.

Venegas-González A, Roig FA, Peña-Rojas K, Hadad MA, Aguilera-Betti I, Muñoz AA 2019. Recent consequences of climate change have affected tree growth in distinct *Nothofagus macrocarpa* (DC.) FM Vaz & Rodrage classes in central Chile. *Forests* 10:653. https://doi.org/10.3390/f10080653.

Vicente-Serrano S, Lasanta T, Gracia C 2010. Aridification determines changes in forest growth in *Pinus halepensis* forests under semiarid Mediterranean climate conditions. *Agric. For. Meteorol.* 150:614–628.

Vitali A, Garbarino M, Camarero JJ, Malandra F, Toromani E, Spalevic V, Curovic M, Urbinati C 2019. Pine recolonization dynamics in Mediterranean human-disturbed treeline ecotones. *For. Ecol. Manage.* 435:28-37, https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.039.

Wang J, Hong Y, Gourley J, Adikhari P, Li L, Su F 2009. Quantitative assessment of climate change and human impacts on long-term hydrologic response: a case study in a sub-basin of the Yellow River, China. *Int. J. Climatol*. 30:2130–2137.

Yang CX, Zhang ZD, Zhu RX, Wan LW, Ye C, Zhang J 2017. Response of runoff to climate change and human activities in the river basin of southern humid area-A case study of Ning Jiang. *Res. Soil Water Conserv 24*:113–119.

Zanis P, Kapsomenakis I, Philandras C, Douvis K, Nikolakis D, Kanellopoulou E, Zerefos C, Repapis C 2009. Analysis of an ensemble of present day and future regional climate simulations for Greece. *Int. J. Climatol.* 29:1614 - 1633. 10.1002/joc.1809.

Zappa G and Shepherd TG 2017: Storylines of atmospheric circulation change for European regional climate impact assessment. *J. Climate* 30:6561–6577, https://doi.org/10.1175/JCLI-D-16-0807.1.

Zhang L, Dawes WR, Walker GR 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resour. Res*. 37:701–708.

Zhang Q, Barnes M, Benson M, Burakowski E, Oishi C, Ouimette A, Sanders-DeMott R, Stoy P, Wenzel M, Xiong L, Yi K. Reforestation and surface cooling in temperate zones: Mechanisms and implications. 2020. *Glob. Change Biol*. 26:3384– 3401. https://doi.org/10.1111/gcb.15069.

Zhang JY, Wang GQ, He RM, Liu CS 2009. Variation trends of runoffs in the Middle Yellow River basin and its response to climate change. *Adv. Water Resour*. *20*:153–158.

Zindros A, Radoglou K, Milios E, Kitikidou K 2020. Tree line shift in the Olympus mountain (Greece) and climate change. *Forests* 11:985, 10.3390/f11090985.

Ελληνόγλωσση

Διακάκης Μ 2012. Εκτίμηση πλημμυρικής επικινδυνότητας με την χρήση μοντέλων προσομοίωσης. Διδακτορική διατριβή, Τμήμα Γεωλογίας και Γεωπεριβάλλοντος, Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών.

Μπαλούτσος Γ, Οικονόμου Α, Καούκης Κ 2007. Ο κίνδυνος πλημμύρας σε λεκάνες απορροής μετά από πυρκαγιά. Ανάλυση του προβλήματος και άμεσα μέτρα μείωσης των επιπτώσεων. Ηλεκτρονικό σύγγραμμα, Εθνικό Ίδρυμα Αγροτικής Έρευνας, Ινστιτούτο Μεσογειακών Δασικών Οικοσυστημάτων και Τεχνολογίας Δασικών Προϊόντων, Αθήνα. Ανακτήθηκε από: http://repository-theophrastus.ekt.gr/theophrastus/bitstream/20.500.12038/223/1/Mpaloytsos_Oikonomou_Kaoukis%20KindinoiPlymmirasSeLekanesAporrois.pdf.

Ντάφης Σ 1986. Δασική Οικολογία. Θεσσαλονίκη, Ελλάδα, Γιαχούδη.

ΜΕΡΟΣ 4: ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ ΓΙΑ ΤΗΝ ΑΜΒΛΥΝΣΗ ΤΩΝ ΕΠΙΠΤΩΣΕΩΝ ΤΗΣ ΚΛΙΜΑΤΙΚΗΣ ΑΛΛΑΓΗΣ ΣΤΑ ΔΑΣΗ ΤΗΣ ΕΛΛΑΔΑΣ

Κεφάλαιο 4.1: Ανάλυση Κόστους-Οφέλους από την Αύξηση της Ανθεκτικότητας των Δασών

Αναστάσιος Ξεπαπαδέας[1]

[1]Τμήμα Διεθνών και Ευρωπαϊκών Οικονομικών Σπουδών, Οικονομικό Πανεπιστήμιο Αθηνών. Department of Economics, University of Bologna

4.1.1 Ανάλυση κόστους - οφέλους

Η περιβαλλοντική ανάλυση κόστους-οφέλους (Π-ΑΚΟ) ορίζεται ως η εφαρμογή της ανάλυσης κόστους-οφέλους (ΑΚΟ) σε έργα ή πολιτικές που έχουν στόχο την περιβαλλοντική βελτίωση ή δράσεις που επηρεάζουν, με κάποιο τρόπο, το φυσικό περιβάλλον ως έμμεση συνέπεια (Atkinson *et al*., 2018).

Η εφαρμογή της ΑΚΟ[9] σε περιβαλλοντικά έργα απαιτεί τον προσδιορισμό και τους υπολογισμούς των χρονικών ροών του κόστους και του οφέλους που σχετίζονται με το έργο σε χρηματικούς όρους, προκειμένου να προσδιοριστεί η κατάλληλη χρηματοτοροή (cash flow). Οι υπολογισμοί του κόστους είναι πιο εύκολα προσδιορίσιμοι, δεδομένου ότι σχετίζονται με την κατασκευή και τη λειτουργία του έργου. Ο προσδιορισμός των περιβαλλοντικών ωφελειών σε χρηματικούς όρους, ωστόσο, είναι πιο δύσκολο έργο λόγω της ποικιλίας των ωφελειών που παράγονται από τα οικοσυστήματα και της έλλειψης αγορών για την αποτίμηση των περισσότερων από αυτές.

Τα περιβαλλοντικά οφέλη προσεγγίζονται ως οφέλη που προκύπτουν από τις υπηρεσίες που παρέχουν τα οικοσυστήματα στους ανθρώπους. Ένα οικοσύστημα είναι "ένα δυναμικό σύμπλεγμα κοινοτήτων φυτών, ζώων και μικροοργανισμών και του μη ζωντανού περιβάλλοντός τους που αλληλεπιδρούν ως λειτουργική μονάδα" (άρθρο 2, Σύμβαση για τη Βιολογική Ποικιλότητα). Κάθε οικοσύστημα περιέχει πολύπλοκες σχέσεις μεταξύ ζωντανών (βιοτικών) και μη ζωντανών (αβιοτικών) συστατικών (πόρων), ηλιακού φωτός, αέρα, νερού, ορυκτών και θρεπτικών συστατικών. Η ποσότητα (π.χ. βιομάζα και παραγωγικότητα), η ποιότητα και η ποικιλομορφία των ειδών (πλούτος, σπανιότητα και μοναδικότητα) παίζουν σημαντικό ρόλο σε ένα συγκεκριμένο οικοσύστημα.

Τα οικοσυστήματα είναι περιουσιακά στοιχεία. Γι' αυτό η Φύση αναφέρεται από τους οικονομολόγους ως φυσικό κεφάλαιο (natural capital) (βλέπετε Dasgupta, 2021, Levin and Xepapadeas, 2021), παρόμοιο με το παραγόμενο κεφάλαιο (βιομηχανικές

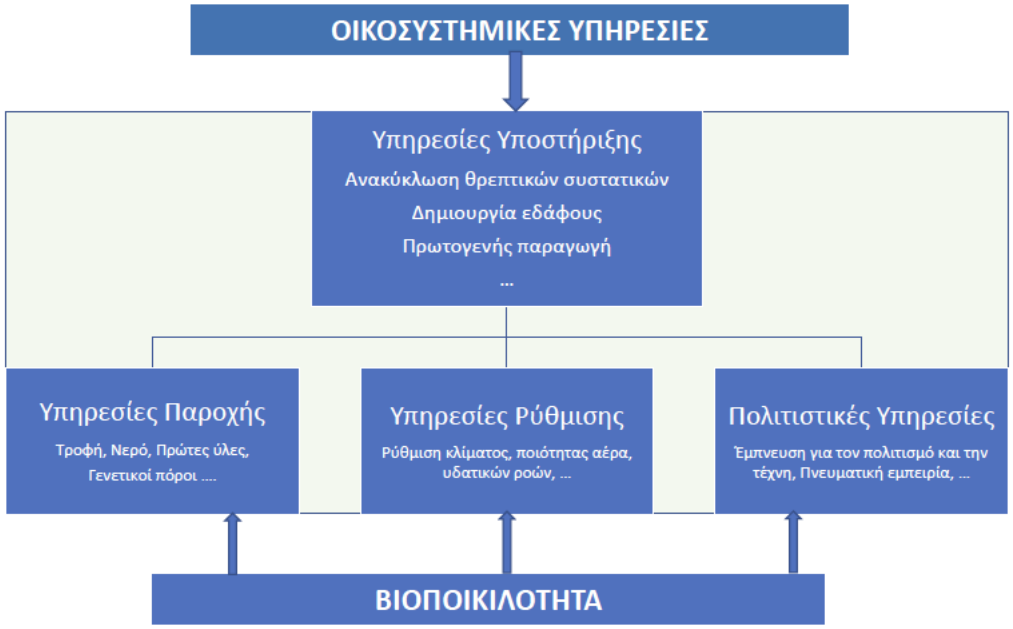
[9] Για μια αναλυτική παρουσίαση των μεθόδων ΑΚΟ βλέπε European Commission (2015).

εγκαταστάσεις, δίκτυα μεταφορών, κτίρια κ.ο.κ.) και το ανθρώπινο κεφάλαιο (συνδυασμοί γνώσεων, δεξιοτήτων και υγείας).

Η αξία ενός περιουσιακού στοιχείου καθορίζεται από τα αγαθά και τις υπηρεσίες που παρέχει κατά τη διάρκεια της ζωής του. Για παράδειγμα, η αξία ενός ψυγείου προέρχεται από τα οφέλη που παρέχει στη διατήρηση των τροφίμων κατά τη διάρκεια της ζωής του. Η διάρκεια της ζωής οικοσυστημάτων όπως τα δάση μπορεί να είναι απεριόριστη, δεδομένου ότι αναγεννώνται. Έτσι, η αξία ενός δάσους προέρχεται από τη ροή των ωφελειών που θα παρέχει: ευκαιρίες για αναψυχή και πνευματική σύνδεση με τη Φύση, ξυλεία, καθαρή και αξιόπιστη παροχή νερού, μετριασμός του κινδύνου πλημμύρας κ.ο.κ.

Πιο συγκεκριμένα, οι οικοσυστημικές υπηρεσίες αναφέρονται στα οφέλη που αποκομίζουν οι άνθρωποι από τα οικοσυστήματα (Millennium Ecosystem Assessment, MEA, 2005). Σε αυτές περιλαμβάνονται οι *υπηρεσίες παροχής* οι οποίες περιλαμβάνουν χρήσιμα φυσικά προϊόντα του δάσους, όπως τροφή, ξυλεία, ίνες, καύσιμα, νερό), οι *ρυθμιστικές υπηρεσίες* (οφέλη που προκύπτουν από τις διεργασίες του οικοσυστήματος που ρυθμίζουν, π.χ. το κλίμα, τις πλημμύρες, τις ασθένειες, τη δέσμευση διοξειδίου του άνθρακα, τα απόβλητα και την ποιότητα του νερού), οι *πολιτιστικές υπηρεσίες* (π.χ. αναψυχή, αισθητική απόλαυση, τουρισμός, πνευματικές και ηθικές αξίες) και οι *υποστηρικτικές υπηρεσίες* που είναι απαραίτητες για την παραγωγή όλων των άλλων υπηρεσιών του οικοσυστήματος (π.χ. δημιουργία εδάφους, φωτοσύνθεση, ανακύκλωση θρεπτικών ουσιών, διατήρηση των ειδών).

Με βάση την ταξινόμηση του MEA (2005) οι οικοσυστημικές υπηρεσίες παρουσιάζονται στο Σχήμα 4.1.1 (βλέπετε επίσης και Κεφάλαιο 2.2).



Σχήμα 4.1.1. Οικοσυστημικές υπηρεσίες. (Πηγή: MEA 2005).

Στην τρέχουσα βιβλιογραφία, ο όρος οικοσυστημικές υπηρεσίες (ecosystem services) συγκεντρώνει μια ποικιλία ωφελειών, οι οποίες στα οικονομικά θα ταξινομούνταν σε τρεις διαφορετικές κατηγορίες:

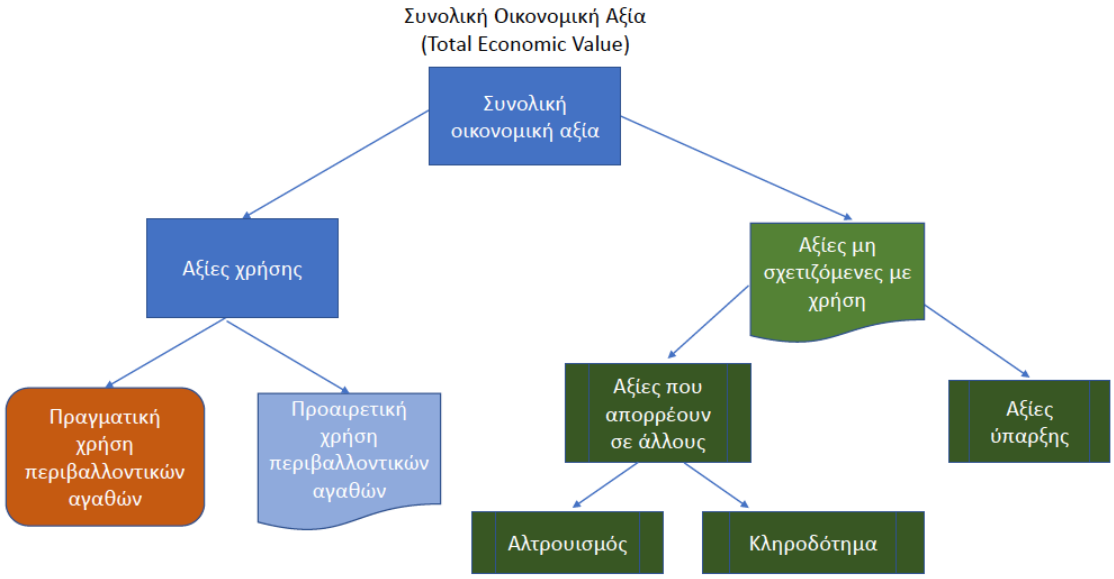
1. Αγαθά (π.χ. προϊόντα που προέρχονται από τα οικοσυστήματα, όπως η συγκομιδή πόρων, το νερό και το γενετικό υλικό).

2. Υπηρεσίες (π.χ. οφέλη για την αναψυχή και τον τουρισμό ή ορισμένες οικολογικές ρυθμιστικές λειτουργίες, όπως ο καθαρισμός του νερού, η ρύθμιση του κλίματος, ο έλεγχος της διάβρωσης).

3. Πολιτιστικά οφέλη (π.χ. πνευματικά και θρησκευτικά, κληρονομιά στις επόμενες γενιές).

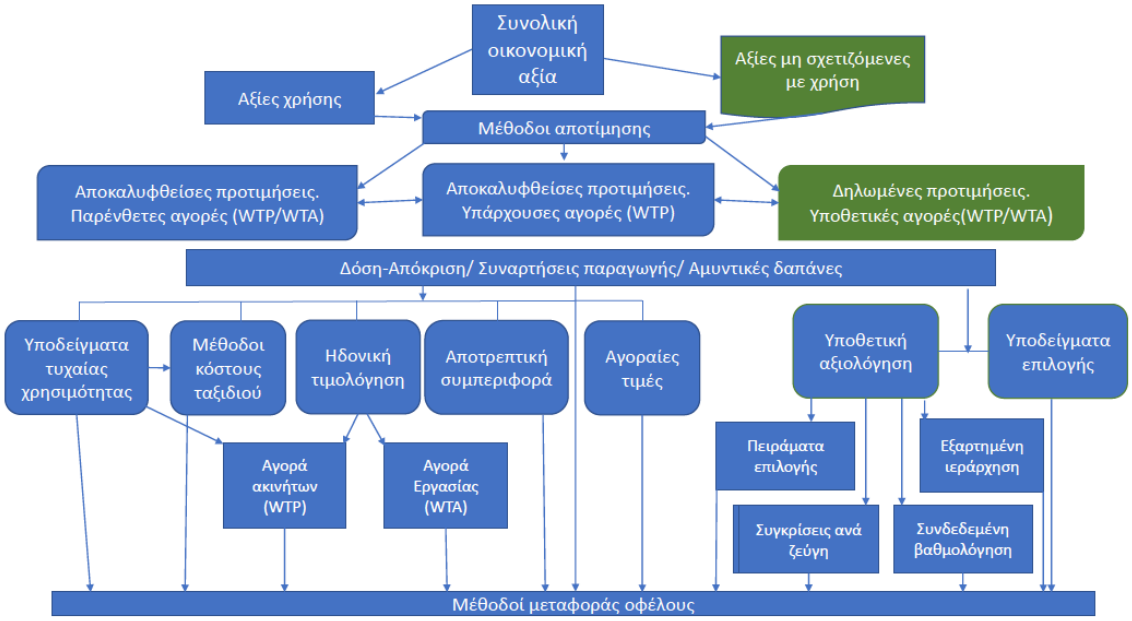
Για την αποτίμηση των περιβαλλοντικών ωφελειών που συνδέονται με τις υπηρεσίες των οικοσυστημάτων έχει εισαχθεί η έννοια της συνολικής οικονομικής αξίας (total economic value ή TEV). Η TEV είναι μια έννοια που επιδιώκει να αποτυπώσει την αξία των οικοσυστημάτων από την άποψη της συνολικής κοινωνικής ευημερίας που αποδίδεται στη διατήρηση αυτών των υπηρεσιών, όπως για παράδειγμα στη βελτίωση της ποιότητας του περιβάλλοντος ή σε άλλους παράγοντες που συμβάλλουν στην ανθρώπινη ευημερία. Η TEV, η οποία παρέχει ένα ολοκληρωμένο μέτρο της οικονομικής αξίας ενός περιβαλλοντικού περιουσιακού στοιχείου, αποτελείται τόσο από τις αξίες

χρήσης (use values) όσο και από τις αξίες μη-χρήσης (non-use values). Η αξία χρήσης αναφέρεται σε πραγματικές, πιθανές ή προγραμματισμένες χρήσεις του εν λόγω αγαθού, ενώ η αξία μη-χρήσης αναφέρεται σε μια αποτίμηση που δεν βασίζεται σε πραγματική, προγραμματισμένη ή πιθανή χρήση από συγκεκριμένο άτομο (αν και ενδεχομένως από άλλους). Οι αξίες μη-χρήσης κατηγοριοποιούνται ως εξής: (i) αξίες ύπαρξης, (ii) αλτρουιστικές αξίες, και (iii) αξίες κληρονομιάς. Η διάσπαση της TEV στις επιμέρους συνιστώσες της παρουσιάζεται στο Σχήμα 4.1.2 (βλέπετε και Brander et *al*., 2018).



Σχήμα 4.1.2. Συνολική οικονομική αξία. (Πηγή: Προσαρμογή από Pearce et al. 2006).

Οι μέθοδοι αποτίμησης (valuation methods) των οικοσυστημικών υπηρεσιών και μια σύντομη περιγραφή τους παρουσιάζεται στο Σχήμα 4.1.3 και στον Πίνακα 4.1.1.



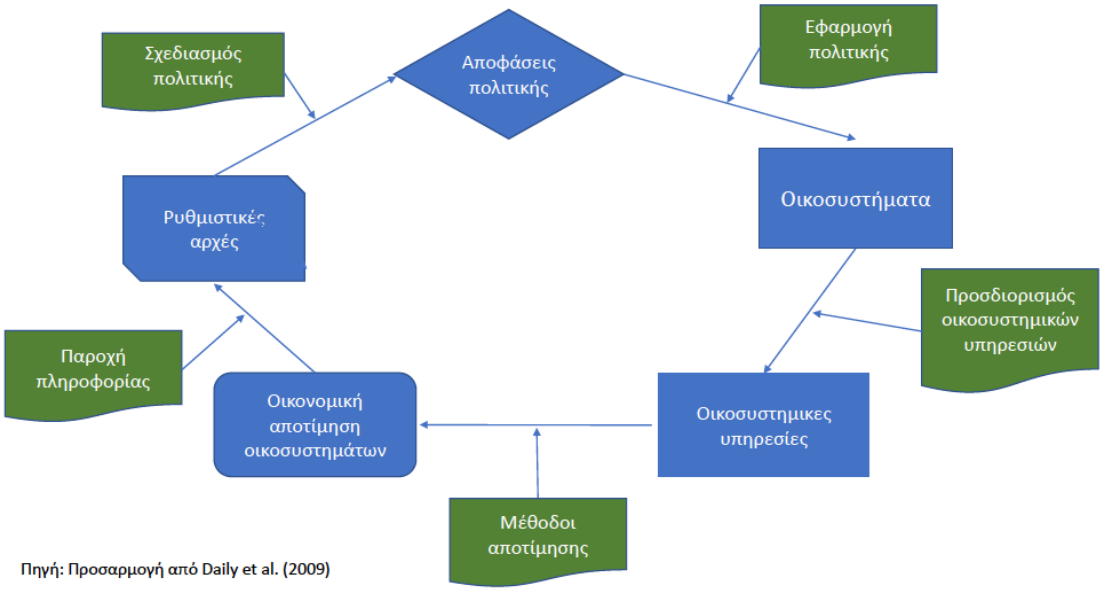
Σχήμα 4.1.3. Μέθοδοι αποτίμησης οικοσυστημικών υπηρεσιών. (Πηγή: Προσαρμογή από Pearce et al. 2006).

Πίνακας 4.1.1. Περιγραφή μεθόδων οικονομικής αποτίμησης των οικοσυστημικών υπηρεσιών. (Πηγή: de Groot et al. 2020).

Μέθοδοι αποτίμησης	Ακρωνύμιο	Περιγραφή μεθόδου
Υποδείγματα επιλογής [Πείραμα επιλογής)	CE	Ζητήστε από τους ερωτηθέντες της έρευνας να προβούν σε επιλογές μεταξύ οικοσυστημικών υπηρεσιών και άλλων αγαθών ή εισοδήματος για να εκμαιεύσετε την επιθυμία πληρωμής
Υποθετική αποτίμηση	CV	Ζητήστε από τους ερωτηθέντες να δηλώσουν την προθυμία τους να πληρώσουν για μια οικοσυστημική υπηρεσία μέσω έρευνας προτιμήσεων
Κόστος ζημίας	DC	Εκτιμώμενη ζημία που αποφεύγεται λόγω της οικοσυστημικής υπηρεσίας
Αμυντική δαπάνη	DE	Δαπάνες για την προστασία των οικοσυστημικών υπηρεσιών
Συμμετοχική αποτίμηση	GV	Ζητήστε από ομάδες ενδιαφερομένων να δηλώσουν την προθυμία τους να πληρώσουν για μια οικοσυστημική υπηρεσία μέσω της διαδικασίας της ομαδικής συζήτησης
Ηδονική Τιμολόγηση	HP	Εκτίμηση της επίδρασης περιβαλλοντικών χαρακτηριστικών στην τιμή εμπορεύσιμων προϊόντων
Υποδείγματα εισροών-εκροών	IO	Ποσοτικές αλληλεξαρτήσεις μεταξύ οικονομικών τομέων για τη μέτρηση των επιπτώσεων των

Μέθοδοι αποτίμησης	Ακρωνύμιο	Περιγραφή μεθόδου
		αλλαγών σε έναν τομέα σε άλλους τομείς . Τα οικοσυστήματα μπορούν να θεωρηθούν ως διακριτοί τομείς.
Αγοραίες τιμές (Ακαθάριστα έσοδα)	MP	Τιμές για τις υπηρεσίες οικοσυστημάτων που παρατηρούνται άμεσα σε αγορές
Καθαρό εισόδημα συντελεστή (Υπολειμματική αξία)	FI	Έσοδα από πωλήσεις αγαθών που σχετίζονται με το οικοσύστημα μείον το κόστος άλλων εισροών
Κόστος ευκαιρίας	OC	Η αμέσως υψηλότερη αποτιμώμενη χρήση των πόρων που χρησιμοποιούνται για την παραγωγή μιας υπηρεσίας οικοσυστήματος
Συνάρτηση παραγωγής	PF	Στατιστική εκτίμηση μιας συνάρτηση παραγωγής για ένα εμπορεύσιμο αγαθό που περιλαμβάνει μια οικοσυστημική υπηρεσία ως εισροή
Δημόσια τιμολόγηση	PP	Δημόσιες δαπάνες ή φόροι /επιδοτήσεις ως δείκτης αξίας μιας οικοσυστημικής υπηρεσίας
Κόστος αντικατάστασης	RC	Εκτιμώμενο κόστος αντικατάστασης μιας οικοσυστημικής υπηρεσίας με μια ανθρωπογενή υπηρεσία
Κόστος αποκατάστασης	RT	Εκτιμώμενο κόστος αποκατάστασης υποβαθμισμένων οικοσυστημάτων για την εξασφάλιση της παροχής υπηρεσιών οικοσυστήματος
Κοινωνικό κόστος του άνθρακα	SCC	Χρηματική αξία των ζημιών που προκαλούνται από την εκπομπή ενός τόνου CO_2, σε ένα δεδομένο έτος. Το SCC αντιπροσωπεύει επίσης την αξία των ζημιών που αποφεύγονται από έναν τόνο μείωσης των εκπομπών.
Κόστος ταξιδιού	TC	Εκτίμηση της ζήτησης για περιοχές αναψυχής οικοσυστημάτων με βάση δεδομένα σχετικά με το κόστος μετακίνησης και τα ποσοστά επισκέψεων.
Μεταφορά οφέλους	VT	Εκτίμηση της αξίας των υπηρεσιών οικοσυστήματος σε μια "τοποθεσία πολιτικής" χρησιμοποιώντας υπάρχουσες πληροφορίες από διαφορετικές "τοποθεσίες μελέτης".

Ο προσδιορισμός των υπηρεσιών οι οποίες παρέχονται από συγκεκριμένα οικοσυστήματα, όπως τα δασικά οικοσυστήματα, και ή οικονομική αποτίμηση τους δημιουργούν ένα πλαίσιο πολιτικής για αποτελεσματική διαχείριση των οικοσυστημάτων η οποία εμφανίζεται στο Σχήμα 4.1.4.



Σχήμα 4.1.4. Σχεδιασμός πολιτικής για τη διαχείριση οικοσυστημάτων.

Ένα παράδειγμα πρόσφατων αποτιμήσεων για της δασικές υπηρεσίες που προκύπτουν από την εφαρμογή αυτών των μεθόδων παρουσιάζεται στον Πίνακα 4.1.2. Από τον Πίνακα προκύπτει ότι η αξία των οικοσυστημικών υπηρεσιών των τροπικών δασών είναι πολύ μεγαλύτερη από την αντίστοιχη αξία των εύκρατων δασών 119.076 Int$/εκτάριο/έτος και 5.383 Int$/εκτάριο/έτος αντίστοιχα – με τις αξίες των επί μέρους οικοσυστημικών υπηρεσιών να εμφανίζονται στις αντίστοιχες στήλες του Πίνακα 4.1.2.

Πίνακας 4.1.2. Μέσες τυποποιημένες αξίες ανά οικοσυστημική υπηρεσία για δάση, δασικές εκτάσεις και βοσκοτόπους (Int$/εκτάριο/έτος - επίπεδα τιμών 2020)*. (Πηγή: de Groot et al. 2020, όπου εμφανίζονται αποτιμήσεις υπηρεσιών και άλλων μεγαδιαπλάσεων (biomes) . Βλέπε επίσης de Groot et al. 2012).

Οικοσυστημική Υπηρεσία	Τροπικά Δάση	Εύκρατα Δάση	Δασικές και θαμνώδεις εκτάσεις	Βοσκότοποι
Τροφή	602	4	8	
Νερό	47.869			313
Πρώτες ύλες	11.739	33	1	637
Γενετικοί πόροι	16			
Φαρμακευτικοί πόροι	3		1	
Καλλωπιστικοί πόροι				
Ρύθμιση ποιότητας αέρα	309	1.593	7	8
Ρύθμιση κλίματος	658	481	89	73
Μετριασμός ακραίων φαινομένων	108	6		
Ρύθμιση υδατικών ροών	442	68	71	43
Επεξεργασία αποβλήτων	12			
Πρόληψη διάβρωσης	604	6		
Διατήρηση της γονιμότητας του εδάφους	42	117		
Επικονίαση	877			
Βιολογικός έλεγχος	14			
Διατήρηση του κύκλου ζωής των μεταναστευτικών ειδών	19			
Διατήρηση της γενετικής ποικιλότητας	7			
Αισθητικές πληροφορίες		35	38	
Ευκαιρίες για αναψυχή και τουρισμό	52.789	281	124	92
Έμπνευση για τον πολιτισμό και την τέχνη	5	196	214	284
Πνευματική εμπειρία				
Πληροφορίες για γνωστική		147	214	147
Αξίες ύπαρξης και κληρονομιάς	2.960	2.416	2	
ΣΥΝΟΛΟ	**119.076**	**5.383**	**769**	**1597**

* Το διεθνές δολάριο (Int$), επίσης γνωστό ως δολάριο Geary-Khamis, είναι μια υποθετική νομισματική μονάδα που έχει την ίδια ισοτιμία αγοραστικής δύναμης που είχε το δολάριο ΗΠΑ στις ΗΠΑ σε μια δεδομένη χρονική στιγμή. Χρησιμοποιείται κυρίως στα οικονομικά και στις χρηματοοικονομικές στατιστικές για διάφορους σκοπούς, κυρίως για τον προσδιορισμό και τη σύγκριση της ισοτιμίας αγοραστικής δύναμης και του ακαθάριστου εγχώριου προϊόντος διαφόρων χωρών και αγορών. Αυτές οι συνοπτικές τιμές προορίζονται για επεξήγηση και για τον εντοπισμό κενών δεδομένων. Για τους σκοπούς της μεταφοράς αξίας (οφέλους), συνιστάται στους χρήστες να επιλέγουν εκτιμήσεις αξίας από τη βάση δεδομένων που ανταποκρίνονται στα χαρακτηριστικά του(των) τόπου(ων) πολιτικής τους, δεδομένου ότι οι τιμές εξαρτώνται από το χρόνο και το πλαίσιο.

Κοινωνική ΑΚΟ ενός έργου περιβαλλοντικής προστασίας

Ένα έργο περιβαλλοντικής προστασίας έχει ως στόχο τη διασφάλιση της ροής των ωφέλιμων οικοσυστημικών υπηρεσιών από ένα δεδομένο οικοσύστημα μετά από διαταραχές όπως για παράδειγμα δασικές πυρκαγιές, πλημμύρες, εξαφάνιση ειδών από την επέκταση ανθρωπίνων δραστηριοτήτων (π.χ. γεωργία, επέκταση αστικού ιστού). Η ικανότητα των οικοσυστημάτων να επανέρχονται στην περιοχή της αρχικής τους κατάστασης μετά από μια διαταραχή χαρακτηρίζει την ανθεκτικότητα του οικοσυστήματος και την ικανότητά του να ανακάμψει (ecosystem resilience). Έργα περιβαλλοντικής προστασίας είναι αναγκαία όταν η διαταραχή υπερβαίνει την ανθεκτικότητα του οικοσυστήματος με αποτέλεσμα την απώλεια σημαντικών οικοσυστημικών υπηρεσιών.

Σε συνθήκες περιορισμένων πόρων η ανάγκη κατανομής τους με τον πλέον αποτελεσματικό τρόπο σε έργα περιβαλλοντικής προστασίας οδηγεί στην ανάγκη ιεράρχησής τους με κοινωνική ΑΚΟ. Στην περίπτωση αυτή το κόστος του περιβαλλοντικού έργου θα πρέπει να συγκριθεί με την αξία των οικοσυστημικών υπηρεσιών, οι οποίες θα διασφαλιστούν από το έργο. Η αξία των υπηρεσιών θα προσδιοριστεί με τις μεθόδους αποτίμησης που παρουσιάστηκαν παραπάνω.

Ένα έργο που προστατεύει πλήρως ένα δάσος από καταστροφικά γεγονότα (π.χ. μεγαπυρκαγιές ή συχνές πυρκαγιές), θα πρέπει να εξασφαλίσει ότι η ροή της αξίας των οικοσυστημικών υπηρεσιών του δάσους θα παραμείνει ανέπαφη για τα επόμενα T χρόνια. Έστω ότι το έργο προστασίας θα κοστίσει C_0 και μπορεί να ολοκληρωθεί εντός ενός έτους και ότι θα υπάρξει ροή άλλων δαπανών (π.χ. λειτουργία ή συντήρηση), $C_1, C_2, \dots, C_T$, και ότι η ετήσια αξία των οικοσυστημικών υπηρεσιών έχει υπολογιστεί ως

$TEV_1, TEV_2, \dots, TEV_T, \dots$

Το έργο προστασίας θα πρέπει να αναληφθεί εάν:

- $ΚΠΑ(r) = -C_0 + \frac{TEV_1 - C_1}{(1+r)} + \frac{TEV_2 - c_2}{(1+r)^2} + \cdots + \frac{TEV_T - C_T}{(1+r)^T} > 0.$

όπου r είναι το κατάλληλο επιτόκιο προεξόφλησης.

Αξία μακροχρόνιας προστασίας

Στην επιδίωξη της αειφορίας των υπηρεσιών που παρέχουν τα δασικά οικοσυστήματα, κεντρικός στόχος είναι η διατήρηση της ροής των υπηρεσιών αυτών για πολύ μεγάλο χρονικό διάστημα. Στην περίπτωση αυτή, η αξία μακροχρόνιας προστασίας (preservation in the very long run) ή αειφορικής διατήρησης των δασών μπορεί να οριστεί ως εξής:

$$VF = \sum_{t=0}^{\infty} \frac{TEV_t}{(1+r)^t}.$$

Όταν η αξία της ροή των υπηρεσιών είναι σταθερή στον άπειρο χρονικό ορίζοντα, η TEV είναι σταθερή και επομένως

$VF = \frac{TEV}{r}$. [10]

Η μέθοδος αυτή θα εφαρμοστεί στην κοινωνική ΑΚΟ των ελληνικών δασών.

4.1.2 Αποτίμηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών των δασικών οικοσυστημάτων

Οι συνήθεις μέθοδοι αποτίμησης δασικών υπηρεσιών παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.1.3.

[10] Η προσέγγιση αυτή έχει χρησιμοποιηθεί στο ΦΕΚ 2980/Β, ΥΑ 115963/6070/22-10-2014, για τον προσδιορισμό της αξίας της δασικής γης. Συγκεκριμένα,

$$TEV=[(V_W+V_{nwfp}+V_g+V_h+V_r+V_{ps}+V_{sq}+V_b)-(D_f+D_{ep})]/p$$

όπου: *TEV* = η συνολική οικονομική αξία του δάσους, V_w = η ετήσια αξία του παραγόμενου ξύλου, V_{nwfp} = η ετήσια αξία μη-ξυλωδών δασικών προϊόντων, V_g = η ετήσια αξία βόσκησης, V_h = η ετήσια αξία από κυνήγι, V_r = η ετήσια αξία αναψυχής, V_{ps} = η ετήσια αξία της προστασίας του εδάφους και του νερού, V_{sq} = η ετήσια αξία της δέσμευσης του άνθρακα, V_b = η ετήσια αξία της βιοποικιλότητας του δάσους, D_f = η ετήσια ζημία λόγω ενδεχομένου πυρκαγιάς, D_e = η ετήσια ζημία του εδάφους λόγω διάβρωσης, p = το επιτόκιο προεξόφλησης (%). Ένα εννοιολογικό σημείο προς διευκρίνιση είναι ότι στο υπόδειγμα αυτό γίνεται η υπόθεση ότι οι ζημίες από πυρκαγιές και διάβρωση θα είναι σταθερές για άπειρο χρονικό ορίζοντα. Κάτω από συνθήκες κλιματικής αλλαγής, όμως, οι ζημιές αυτές δεν αναμένεται να είναι σταθερές.

Πίνακας 4.1.3. Μέθοδοι αποτίμησης των δασικών υπηρεσιών. (Πηγή: Προσαρμογή από Bishop 1999).

Μέθοδος αποτίμησης	Εφαρμογή σε δασικά οφέλη	Προτερήματα και μειονεκτήματα
Αγοραίες τιμές (Market prices)		
Χρησιμοποιούνται δεδομένα από έρευνες παραγωγών και καταναλωτών, προσαρμοσμένα εάν είναι απαραίτητο για να ληφθούν υπόψη οι εποχιακές διακυμάνσεις, η μεταποίηση με προστιθέμενη αξία ή/και οι στρεβλώσεις της δημόσιας πολιτικής.	Η αποτίμηση με βάση τις τιμές εφαρμόζεται συνήθως σε μη ξυλώδη δασικά προϊόντα που αποτελούν αντικείμενο μερικής ή ανεπίσημης εμπορίας, προκειμένου να εκτιμηθεί η βιοποριστική ή/και μη καταγεγραμμένη κατανάλωση.	Οι τιμές της αγοράς αντικατοπτρίζουν σαφώς τις προτιμήσεις των καταναλωτών, αλλά συχνά χρειάζονται προσαρμογή για να ληφθούν υπόψη στρεβλώσεις της δημόσιας πολιτικής ή αποτυχίες της αγοράς. Άθροιση ή προεκβολή των τιμών με βάση τη δυνητική παραγωγή δεν είναι έγκυρη, εκτός εάν ληφθούν υπόψη οι πιθανές επιπτώσεις των τιμών (ελαστικότητα της ζήτησης).
Παρένθετες αγορές (Surrogate markets)		
Κόστος ταξιδιού: χρησιμοποιεί δεδομένα έρευνας για άμεσα κόστη (π.χ. ναύλοι, διαμονή) και σε ορισμένες περιπτώσεις, το κόστος ευκαιρίας του χρόνου που δαπανάται για τη μετακίνηση από και προς μια τοποθεσία, που αξιολογείται σε κάποιο κλάσμα του μέσου μισθού. **Η ηδονική τιμολόγηση**: συνεπάγεται χρήση στατιστικών μεθόδων για να συσχετιστεί η μεταβολή της τιμής των εμπορεύσιμων αγαθών με τις	Το κόστος ταξιδιού χρησιμοποιείται συχνά για την εκτίμηση της ζήτησης για δασική αναψυχή σε συγκεκριμένες τοποθεσίες. Η ηδονική τιμολόγηση χρησιμοποιείται για την εκτίμηση της επίπτωσης σε ακίνητη περιουσία από το βαθμό γειτνίασής της με δασικές εκτάσεις. Οι προσεγγίσεις των υποκατάστατων αγαθών μπορούν να χρησιμοποιηθούν	Υπό την προϋπόθεση ότι η σχέση μεταξύ του οφέλους που αποτιμάται και της παρένθετης αγοράς προσδιορίζεται σωστά, και οι τιμές στην παρένθετη αγορά δεν χαρακτηρίζονται από μεγάλες στρεβλώσεις (π.χ. με παρέμβαση πολιτικής), τέτοιες μέθοδοι είναι γενικά αξιόπιστες. Οι εκτιμήσεις κόστους ταξιδιού μπορεί να χρειαστεί να λάβουν υπόψη διάφορους στόχους (οφέλη) σε ένα μόνο ταξίδι. Η ηδονική τιμολόγηση απαιτεί μεγάλα σύνολα δεδομένων, προκειμένου να απομονωθεί η

Μέθοδος αποτίμησης	Εφαρμογή σε δασικά οφέλη	Προτερήματα και μειονεκτήματα
μεταβολές στο επίπεδο χρήσης ενός σχετικού, μη εμπορεύσιμου περιβαλλοντικού αγαθού. **Τα υποκατάστατα αγαθά**: χρησιμοποιούν τις αγοραίες τιμές των υποκατάστατων μη εμπορεύσιμων ωφελειών.	όπου υπάρχουν στενά υποκατάστατα στην αγορά για μη ξυλώδη οφέλη.	επίδραση ενός μη εμπορικού οφέλους στην τιμή της αγοράς, σε σχέση με άλλους παράγοντες.
Μεταφορά οφέλους (Benefit transfer)		
Χρησιμοποιείται για την εκτίμηση των οικονομικών αξιών των δασικών οικοσυστημικών υπηρεσιών με τη μεταφορά διαθέσιμων πληροφοριών/εκτιμήσεων από μελέτες που έχουν ήδη ολοκληρωθεί σε άλλη δασική τοποθεσία.	Μπορεί να εκτιμηθούν όλων των ειδών τα οφέλη από δασικά οικοσυστήματα με την προϋπόθεση ότι υπάρχουν εκτιμήσεις σε περιοχές με παρόμοια χαρακτηριστικά. Θα πρέπει να γίνουν οι απαραίτητες προσαρμογές όταν υπάρχουν διαφοροποιήσεις σε κοινωνικοοικονομικά κυρίως χαρακτηριστικά μεταξύ τοποθεσιών.	Η μεταφορά οφέλους είναι συνήθως λιγότερο δαπανηρή από τη διεξαγωγή μιας αρχικής μελέτης αποτίμησης επειδή τα οικονομικά οφέλη μπορούν να εκτιμηθούν ταχύτερα από ό,τι με μια νέα μελέτη αποτίμησης. Η μέθοδος μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως τεχνική διαλογής για να καθοριστεί εάν πρέπει να διεξαχθεί λεπτομερέστερη μελέτη αποτίμησης. Μπορεί εύκολα και γρήγορα να εφαρμοστεί για την πραγματοποίηση ακαθάριστων εκτιμήσεων των αξιών αναψυχής. Η μέθοδος απαιτεί σωστή προσαρμογή μεταξύ τοποθεσιών και αντιμετώπιση προβλημάτων που σχετίζονται με την χωρική κλίμακα και τη χρονική απόσταση μεταξύ εκτιμήσεων.

Μέθοδος αποτίμησης	Εφαρμογή σε δασικά οφέλη	Προτερήματα και μειονεκτήματα
Συνάρτηση παραγωγής (Production function)		
Μέθοδος μεταβολής της παραγωγής: χρησιμοποιεί δεδομένα για την εκτίμηση της φυσικής σχέσης μεταξύ του επιπέδου (ή της ποιότητας) ενός μη-εμπορεύσιμου οφέλους και του επιπέδου (ή της ποιότητας) της παραγωγής ενός εμπορεύσιμου αγαθού/υπηρεσίας.	Μέθοδοι μεταβολής στην παραγωγή (ή «ανάλυση εισροών-εκροών» ή «δόσης-απόκρισης») χρησιμοποιούνται για να την ανάλυση των επιπτώσεων τόσο εντός (on-site) όσο και εκτός του χώρου (off-site) της αλλαγής της χρήσης γης. Π.χ. η επίδραση της υλοτομίας στο κυνήγι, στους κατάντη χρήστες νερού, στην αλιεία, στο κλίμα.	Η χρήση συναρτήσεων παραγωγής απαιτεί καλά δεδομένα για τις βιοφυσικές σχέσεις (απόκριση-δόση).
Δηλωμένες προτιμήσεις (Stated preferences)		
Υποθετική/Ενδεχόμενη αποτίμηση (contingent valuation; CV): χρησιμοποιεί έρευνες καταναλωτών για την ανάδειξη υποθετικής ατομικής προθυμίας πληρωμής (WTP) για ένα όφελος ή προθυμίας αποδοχής (WTA) αποζημίωσης για την απώλεια του εν λόγω οφέλους. **Υποθετική/ενδεχόμενη ιεράρχηση (contingent ranking)**: χρησιμοποιεί τεχνικές στο πλαίσιο ομάδων για να εκμαιευθούν προτιμήσεις για μη αγοραία οφέλη, είτε σε σχετικούς είτε σε χρηματικούς όρους.	Οι αξίες αναψυχής εκτιμώνται συχνά με τη χρήση της ενδεχόμενης αποτίμησης. Οι μέθοδοι δηλωμένης προτίμησης, όπως η CV, είναι ο μόνος γενικά αποδεκτός τρόπος για την εκτίμηση των αξιών που δεν αφορούν τη χρήση, π.χ. αξίες τοπίου ή βιοποικιλότητας, για τις οποίες δεν υπάρχουν δεδομένα τιμών ή/και συνδέσεις με εμπορεύσιμα αγαθά. Η ενδεχόμενη ιεράρχηση μπορεί να χρησιμοποιηθεί όταν οι ομάδες-στόχοι δεν είναι εξοικειωμένες με την αποτίμηση σε χρηματικούς όρους.	Οι εκτιμήσεις ενδεχόμενης αποτίμησης θεωρούνται γενικά αξιόπιστες εάν τηρούνται αυστηροί διαδικαστικοί κανόνες. Οι συμμετοχικές τεχνικές είναι πιο πειραματικές και δεν χρησιμοποιούνται ευρέως για την εκτίμηση των μη αγοραίων δασικών οφελών. Είναι χρήσιμες για την ανάδειξη ποιοτικών πληροφοριών, αλλά υπάρχουν αμφιβολίες για την αξιοπιστία τους όσον αφορά την εκτίμηση της προθυμίας πληρωμής.

Μέθοδος αποτίμησης	Εφαρμογή σε δασικά οφέλη	Προτερήματα και μειονεκτήματα
Προσεγγίσεις με βάση το κόστος (Cost-based approaches)		
Χρησιμοποιούν δεδομένα σχετικά με το κόστος των μέτρων που λαμβάνονται για τη διασφάλιση, τη διατήρηση ή/και την αντικατάσταση των δασικών αγαθών και υπηρεσιών.	Οι προσεγγίσεις με βάση το κόστος περιλαμβάνουν συνήθως το κόστος αντικατάστασης/μετεγκατάστασης, ανάλυση αμυντικών δαπανών και κόστους ευκαιρία.	Η προσέγγιση βάση κόστους θεωρείται λιγότερο αξιόπιστη από άλλες μεθόδους. Ένα τεστ εγκυρότητας είναι σαφείς ενδείξεις ότι οι άνθρωποι είναι διατεθειμένοι να αναλάβουν κόστος για να εξασφαλίσουν τα σχετικά δασικά οφέλη.

4.1.3 Αποτίμηση των οικοσυστημάτων υπηρεσιών από τα Ελληνικά δάση

Μια λεπτομερής αποτίμηση απαιτεί ένα ερευνητικό πρόγραμμα το οποίο θα περιλαμβάνει έρευνα πεδίου και διαδικασίες δήλωσης προτιμήσεων μέσω ερωτηματολογίων, το οποίο υπερβαίνει το χρονικό πλαίσιο και τους πόρους που αφιερώνονται στην παρούσα μελέτη. Σε τέτοιες περιπτώσεις περιορισμένου χρόνου και πόρων, μια γενικά αποδεκτή μέθοδος για την αποτίμηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών είναι η μέθοδος της μεταφοράς αξίας (value transfer) ή της μεταφοράς οφέλους (benefit transfer, BT) (βλέπε Πίνακα 4.1.3).

Μέθοδοι μεταφοράς οφέλους

Η μεταφορά οφέλους (BT) μπορεί να οριστεί ως η μεταφορά των υφιστάμενων εκτιμήσεων των αξιών των οικοσυστημάτων σε μια νέα μελέτη, η οποία είναι διαφορετική από εκείνη για την οποία εκτιμήθηκαν αρχικά οι αξίες (Boyle and Bergstrom 1992, Johnston *et al.* 2015). Η BT, η οποία περιλαμβάνει τη χρήση των αξιών ενός αγαθού ή μιας υπηρεσίας που εκτιμώνται σε μια περιοχή που ονομάζεται "περιοχή μελέτης" (study site) ως υποκατάστατο για τις αξίες του (ίδιου) αγαθού ή της υπηρεσίας σε μια άλλη περιοχή που ονομάζεται "περιοχή πολιτικής" (policy site), χρησιμοποιείται πολύ συχνά στην ΑΚΟ. Οι μέθοδοι BT μπορούν να χωριστούν σε τέσσερις κατηγορίες: (i) μοναδιαία BT, (ii) προσαρμοσμένη μοναδιαία BT, (iii) μεταφορά συναρτήσεων, και (iv) μεταφορά μετα-αναλυτικής συνάρτησης. Οι μέθοδοι αυτές παρουσιάζονται σε συντομία στο Παράρτημα Ι.

Αποτίμηση των ελληνικών δασών

Για την αποτίμηση των ελληνικών δασών χρησιμοποιήθηκαν στην παρούσα μελέτη δύο πρόσφατες προσεγγίσεις της μεθόδου BT και συγκεκριμένα: (i) η προσαρμοσμένη μεταφορά οφέλους (αναφερόμενη στη μελέτη αυτή ως Α1), και (ii) η μεταφορά αξίας μέσω μεταφοράς συνάρτησης (αναφερόμενη στη μελέτη αυτή ως Α2).[11] Στην προσέγγιση Α1 προσαρμόστηκαν κατάλληλα οι εκτιμήσεις του Πίνακα 4.1.2 (de Groot *et*

[11] Προγενέστερες εκτιμήσεις έχουν γίνει από τους Kazana and Kazaklis (2005) στην οποία η συνολική TEV των ελληνικών δασών υπολογίστηκε σε €0,5 δις περίπου. Οι Ξανθόπουλος κ.ά. (2015) εκτιμούν τη μέση (κεφαλαιακή) αξία της δασικής γης σε 704,562 €/στρέμμα. Στην μελέτη αυτή εκτιμώνται αξίες για συγκεκριμένα είδη (π.χ. ελάτη, πεύκη κ.α.) αλλά δεν διευκρινίζονται οι οικοσυστημικές υπηρεσίες που αντιστοιχούν στις αξίες αυτές και η μέθοδος προσδιορισμού τους. Η χρήση προεξοφλητικού επιτοκίου 3,5% για αειφορική προεξόφληση, δηλαδή άπειρο χρονικό ορίζοντα, δημιουργεί εννοιολογικά προβλήματα επειδή για παράδειγμα μόνο το 18% των ωφελειών που αναμένεται να εμφανιστούν μετά από 50 έτη συμμετέχουν στην παρούσα κεφαλαιακή αξία, ενώ ωφέλειες που θα εμφανιστούν μετά από 100 έτη συμμετέχουν κατά 3,2%.

al. 2020), ενώ για την προσέγγιση Α2 έγινε μεταφορά μετα-αναλυτικής συνάρτησης στα ελληνικά δεδομένα (Grammatikopoulou and Vačkářová 2021). Η προσέγγιση Α2 συμπληρώνεται από προσαρμοσμένη μοναδιαία μεταφορά οφέλους με τοποθεσία μελέτης τα Μεσογειακά δάση της Γαλλίας με στόχο να ελεγχθεί η ευστάθεια των εκτιμήσεων μέσω της μεταφοράς μετα-αναλυτικής συνάρτησης.

Όπως θα εξηγηθεί στη συνέχεια οι προσεγγίσεις Α1 και Α2 παρέχουν άνω και κάτω όρια εκτιμήσεων ενώ η ανάλυση κινδύνου που συμπληρώνει αυτές τις εκτιμήσεις και η οποία είναι αναγκαία λόγω της υψηλής αβεβαιότητας των εμπλεκομένων παραμέτρων, επιτρέπει τη διαμόρφωση μια σχετικά καθαρής εικόνας σχετικά με εύρος του διαστήματος στο οποίο αναμένεται να εμπίπτει η TEV των δασικών οικοσυστημάτων στη χώρα μας.

Σημειώνεται εδώ ότι είναι η προσέγγιση είναι συνολική, παρέχονται δηλαδή μέσες προσεγγιστικές αποτιμήσεις για τα δάση της ελληνικής επικράτειας και όχι αποτιμήσεις ανά τοποθεσία. Οι αποτιμήσεις ανά τοποθεσία και ανά οικοσυστημική υπηρεσία θα απαιτήσουν κατάλληλες προσαρμοσμένες μεθόδους σε συγκεκριμένα δασικά οικοσυστήματα, όπως περιγράφεται Πίνακα 4.1.3.[12] Με αφετηρία τις συνολικές εκτιμήσεις της παρούσας μελέτης, η απευθείας αποτίμηση της αξίας γεωγραφικά συγκεκριμένων δασικών θα πρέπει να αποτελέσει αντικείμενο περαιτέρω έρευνας που θα αποτελέσει και τη βάση για το σχεδιασμό αποτελεσματικών πολιτικών προστασίας των δασικών οικοσυστημάτων.

<u>Προσαρμοσμένη μεταφορά μοναδιαίου οφέλους</u>

Δεδομένων των χαρακτηριστικών των ελληνικών δασών, αναζητούμε συγκρίσιμες αξιολογήσεις σε περιοχές μελέτης μεσογειακών δασών. Τα αποτελέσματα από τη βάση δεδομένων The Economics of Ecosystems and Biodiversity (βλέπε επίσης van der Ploeg *et al.* 2010, de Groot *et al.* 2012, Brouwer *et al.* 2013), τη βάση δεδομένων Ecosystem Services Valuation (de Groot *et al.* 2020) και τις βάσεις δεδομένων Environmental

[12] Ένα παράδειγμα μιας τέτοιας προσέγγισης για την Ελλάδα παρέχεται στο άρθρο των Remoundou *et al.* (2012), οι οποίοι εφαρμόζουν ένα πείραμα επιλογής με στόχο να προσδιορίσουν κατά πόσο οι ατομικές προτιμήσεις και η εκτιμώμενη επιθυμία πληρωμής για τη διατήρηση των δασών είναι ευαίσθητες στο θεσμικό πλαίσιο στο οποίο προσφέρονται τα αγαθά και οι υπηρεσίες που σχετίζονται με τα δάση. Οι Χepapadeas *et al.* (2014) παρέχουν εκτιμήσεις για την αξία της διατήρησης φυτικού γενετικού υλικού ex-situ (gene bank). Κατ' αναλογία τα δασικά οικοσυστήματα παρέχουν υπηρεσίες διατήρησης γενετικού υλικού in-situ. Χepapadeas (2013) παρουσιάζει μια προσέγγιση οικονομικής αποτίμησης της βιοποικιλότητας η οποία μπορεί να εφαρμοστεί ανεξάρτητα από πολύπλοκα υποδείγματα συναρτήσεων ποικιλότητας (diversity function) Weitzman (1998) ή συναρτήσεων αξίας δυναμικού προγραμματισμού (value functions) (Brock and Xepapadeas, 2003).

Valuation Reference Inventory (https://www.evri.ca/en/user) παρέχουν έναν μικρό αριθμό μελετών που σχετίζονται με την αποτίμηση των υπηρεσιών των μεσογειακών δασών.

Για τους σκοπούς της παρούσας μελέτης χρησιμοποιούνται οι αξίες που αναφέρονται στα εύκρατα δάση με τρεις προσαρμογές:

i. Οι Ojea *et al.* (2010, 2016) και οι Grammatikopoulou and Vačkářová (2021) σημειώνουν ότι οι αξίες των οικοσυστημικών υπηρεσιών στα πλατύφυλλα και μικτά δάση είναι κατά 42% υψηλότερες των Μεσογειακών δασών.

ii. Οι τιμές σε διεθνή δολάρια (Int$) του Πίνακα 4.1.5 μετατρέπονται σε ευρώ για την Ελλάδα με συντελεστή 0,55 για το 2020.[13]

iii. Εισοδηματική προσαρμογή με συντελεστή 0,6 ο οποίος προκύπτει από την εξίσωση (Ι.1) του Παραρτήματος Ι, με βάση το κατά κεφαλήν Ακαθάριστο Εγχώριο Προϊόν (ΑΕΠ) της Γαλλίας και συντελεστή $\eta = 1$.

Ο γενικός συντελεστής προσαρμογής που τελικά προκύπτει είναι 0,24 και οι εκτιμηθείσες οικοσυστημικές αξίες παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.1.4.

Πίνακας 4.1.4. Εκτίμηση οικοσυστημικών αξιών των ελληνικών δασών (2020 ευρώ ανά εκτάριο και έτος)[*].

Οικοσυστημική Υπηρεσία	**Τιμή**
Παροχής (Provisioning)[α]	9
Ρύθμισης (Regulating)	500
Υποστήριξης (Supporting)	29
Πολιτισμική (Cultural–Aesthetics)	714
Σύνολο	1.252

[*] 1 εκτάριο = 10 στρέμματα, 1 στρέμμα = 0,1 εκτάριο.

[α] Δεν περιλαμβάνονται μη-ξυλώδη προϊόντα.

[13] PPP conversion factor, GDP (LCU per international $) – Greece International Comparison Program, World Bank World Development Indicators database, World Bank Eurostat-OECD PPP Programme.

Μεταφορά μετα-αναλυτικής συνάρτησης

Για τη συνάρτησης μεταφοράς (προσέγγιση A2) χρησιμοποιείται η πιο πρόσφατη διαθέσιμη εκτίμηση που παρέχεται από τη μελέτη των Grammatikopoulou and Vačkářová (2021). Πρόκειται για μια μετα-ανάλυση στην οποία χρησιμοποιήθηκαν 158 πρωτογενείς μελέτες.

Το μοντέλο μετα-παλινδρόμησης που χρησιμοποιήθηκε ήταν της γενικής μορφής:

$$logy_i = a + bX + \varepsilon_i$$

όπου y_i δηλώνει την αξία των οικοσυστημικών υπηρεσιών ανά εκτάριο και έτος, όπου $\mathbf{X}$ είναι ένα διάνυσμα ερμηνευτικών μεταβλητών και ε_i είναι ο όρος σφάλματος.[14] Χρησιμοποιώντας τις αντίστοιχες τιμές των ερμηνευτικών για την Ελλάδα, η εκτιμώμενη αξία του δάσους είναι 298€ (2020 ευρώ ανά εκτάριο και έτος). Η μέση αξία για όλα τα δάση της Μεσογείου από την ίδια μελέτη υπολογίζεται σε 381€ (2020 ευρώ ανά εκτάριο και έτος).

Θα πρέπει να τονιστεί ότι ή αξία που προσδιορίστηκε από την μετα-παλινδρόμηση θα πρέπει να ερμηνευθεί ως συντηρητική προσέγγιση στην περιοχή του κάτω ορίου, διότι οι δυνητικά σημαντικές μη αγοραίες υπηρεσίες που συνδέονται με σημαντικές αξίες – όπως η αξία ύπαρξης, οι αισθητικές, πολιτιστικές και πνευματικές αξίες, καθώς και οι ειδικές για την περιοχή υποστηρικτικές και ρυθμιστικές υπηρεσίες – είναι πολύ πιθανό να μην αντικατοπτρίζονται πλήρως σε αυτή την εκτίμηση.

Η ευστάθεια της περιοχής του κάτω ορίου μπορεί να διερευνηθεί με βάση τη μελέτη των Montagne *et al.* (2005), "*La valeur économique totale de la forêt méditerranéenne française*".[15] Τα αποτελέσματα της μελέτης προσαρμόστηκαν πρώτα στις τιμές του 2020 χρησιμοποιώντας τον Εναρμονισμένο Δείκτη Τιμών Καταναλωτή (ΕνΔΤΚ)[16] για τη ζώνη

[14] Οι ερμηνευτικές μεταβλητές περιλαμβάνουν τους λογάριθμους του κατά κεφαλήν ΑΕΠ, την πυκνότητα του πληθυσμού και τη δασική έκταση, καθώς και μια σειρά ψευδομεταβλητών που παίρνουν τιμές 0 ή 1 και περιγράφουν τα χαρακτηριστικά της μελέτης και τα χαρακτηριστικά των βιοτόπων.

[15] Δείτε τη μελέτη στη διεύθυνση https://www.evri.ca/en/study/la-valeur-economique-totale-de-la-foret-mediterraneenne-francaise. Για περισσότερα αποτελέσματα, βλέπε https://www.evri.ca/en/search/studies/Mediterranean%20Forests.

[16] Ο ΕνΔΤΚ παρέχει συγκρίσιμα μέτρα του πληθωρισμού για τις χώρες και τις ομάδες χωρών για τις οποίες παράγεται. Είναι ένας οικονομικός δείκτης που μετρά τη διαχρονική μεταβολή των τιμών των καταναλωτικών αγαθών και υπηρεσιών που αποκτούν τα νοικοκυριά. Με άλλα λόγια, πρόκειται για ένα σύνολο δεικτών τιμών καταναλωτή που υπολογίζονται σύμφωνα με μια εναρμονισμένη προσέγγιση και ένα σύνολο ορισμών. Επιπλέον, ο ΕνΔΤΚ παρέχει το επίσημο μέτρο του πληθωρισμού των τιμών καταναλωτή στη ζώνη του ευρώ για τους σκοπούς της νομισματικής πολιτικής και της αξιολόγησης της σύγκλισης του πληθωρισμού, όπως απαιτείται βάσει των κριτηρίων του Μάαστριχτ για την προσχώρηση στο ευρώ. Οι εθνικοί ΕνΔΤΚ παράγονται από τις εθνικές στατιστικές υπηρεσίες, ενώ τα συγκεντρωτικά μεγέθη των ομάδων χωρών παράγονται από τη Eurostat.

του ευρώ, και στη συνέχεια θεωρώντας τα γαλλικά μεσογειακά δάση ως περιοχή μελέτης και τα ελληνικά μεσογειακά δάση ως περιοχή πολιτικής, έγινε η προσαρμογή χρησιμοποιώντας τον συντελεστή προσαρμογής από την εξίσωση (Ι.1) του Παραρτήματος Ι Το σχετικό κατά κεφαλήν ΑΕΠ στη Γαλλία και στην Ελλάδα υπολογίστηκε ως ο μέσος όρος δεκαετίας (2011–2020) του δείκτη όγκου του κατά κεφαλήν ΑΕΠ σε πρότυπα αγοραστικής δύναμης (PPS).[17] Τα αποτελέσματα παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.1.5 για τρεις διαφορετικές τιμές της παραμέτρου η.

Πίνακας 4.1.5. Περιοχή κάτω ορίου οικοσυστημικών αξιών των ελληνικών δασών (2020 ευρώ ανά εκτάριο και έτος)[α].

Υπηρεσία	η = 1	η = 1,5	η = 2
Συντελεστής προσαρμογής $\left(\frac{Y_p}{Y_s}\right)^{\eta}$	0,646	0,520	0,418
Ξυλεία	16	13	11
Μη-ξυλώδη προϊόντα	60	60	60
Αναψυχή	120	97	78
Αξίες έμμεσης χρήσης (π.χ. δέσμευση άνθρακα)	48	39	31
Αξία ύπαρξης (Βιοποικιλότητα)	26	21	17
Συνολική αξία	270	230	197

[α] Προσαρμοσμένη ΒΤ σε σχέση με τα μεσογειακά δάση της Γαλλίας. 1 εκτάριο = 10 στρέμματα, 1 στρέμμα = 0,1 εκτάριο.

[β] Για την αξία των μη-ξυλωδών δασικών προϊόντων, τα οποία περιλαμβάνουν καυσόξυλα, φελλό, ζωοτροφές για βοσκή, μέλι και φαρμακευτικά φυτά, χρησιμοποιήθηκε η άμεση εκτίμηση για την Ελλάδα από την Croitoru (2007b), μετά από προσαρμογή στα ευρώ του 2020.

Τα αποτελέσματα από αυτή την προσαρμογή δείχνουν ότι το κατώτερο όριο ανά εκτάριο της μέσης αξίας των ετήσιων υπηρεσιών που παρέχουν τα ελληνικά δάση κυμαίνεται μεταξύ 270 και 197 €/στρέμμα και έτος. Είναι ενδιαφέρον να σημειωθεί ότι το μεγαλύτερο μέρος αυτών των αξιών αντιστοιχεί σε υπηρεσίες αναψυχής, δέσμευσης άνθρακα, υπηρεσίες που σχετίζονται με τη βιοποικιλότητα και μη-ξυλώδη προϊόντα. Τα αποτελέσματα συμφωνούν με παρόμοιες εκτιμήσεις στη βιβλιογραφία. Για παράδειγμα,

[17] Ο δείκτης όγκου του κατά κεφαλήν ΑΕΠ στις PPS εκφράζεται σε σχέση με τον μέσο όρο της ΕΕ που έχει οριστεί ίσος με 100. Εάν ο δείκτης μιας χώρας είναι υψηλότερος από 100, το επίπεδο του κατά κεφαλήν ΑΕΠ της χώρας αυτής είναι υψηλότερο από τον μέσο όρο της ΕΕ και αντίστροφα. Τα βασικά στοιχεία εκφράζονται σε PPS, δηλαδή ένα κοινό νόμισμα που εξαλείφει τις διαφορές στα επίπεδα τιμών μεταξύ των χωρών, επιτρέποντας έτσι ουσιαστικές συγκρίσεις όγκου του ΑΕΠ μεταξύ των χωρών. Σημειώνεται ότι ο δείκτης, που υπολογίζεται από τα στοιχεία σε PPS και εκφράζεται σε σχέση με το EU27_2020 = 100, προορίζεται για συγκρίσεις μεταξύ χωρών και όχι για διαχρονικές συγκρίσεις. (Πηγή: Eurostat).

η Croitoru (2007a) προτείνει μια μέση τιμή 200 €/ha για τις χώρες της βόρειας Μεσογείου (Ελλάδα, Αλβανία, Κροατία, Σλοβενία, Ιταλία, Γαλλία, Ισπανία, Πορτογαλία).

Τα αποτελέσματα για τα ελληνικά δάση συνοψίζονται στον Πίνακα 4.1.6, με την εκτίμηση για το μέσο όρο των μεσογειακών δασών για όλες τις χώρες να παρέχεται για λόγους σύγκρισης.

Πίνακας 4.1.6. Μέσες ετήσιες αξίες στην περιοχή του κάτω ορίου των ελληνικών δασών (2020 € ανά εκτάριο και έτος).

Ελληνικά δάση				**Μέτα-συνάρτηση Μεσογειακά δάση Όλες οι χώρες**
Μεταφορά μοναδιαίας αξίας από τα Γαλλικά Μεσογειακά δάση			**Μεταφορά μοναδιαίας αξίας μέσω μετα-συνάρτησης**	
η=1	η=1.5	η=2		
270	230	197	298	381

Η παραπάνω ανάλυση οδηγεί σε δύο εκτιμήσεις για την αξία των οικοσυστημικών υπηρεσιών των ελληνικών δασών:

- A1: 1252€ (2020) ανά εκτάριο και έτος.
- A2: 298€ (2020) ανά εκτάριο και έτος.

Η εκτίμηση A2 θα πρέπει να θεωρηθεί ως συντηρητική εκτίμηση ή εκτίμηση στην περιοχή του κάτω ορίου της αξίας των οικοσυστημικών υπηρεσιών.

Αποτίμηση της ροής των δασικών υπηρεσιών και της αξίας διατήρησής τους

Οι τιμές που προέκυψαν στην προηγούμενη ενότητα αντιστοιχούν σε ετήσιες τιμές των οικοσυστημικών υπηρεσιών. Οι υπηρεσίες αυτές παρέχονται συνεχώς, αν δεν εμφανιστούν εξωγενείς διαταραχές, κατά τη διάρκεια του χρονικού ορίζοντα, οπότε η ανά εκτάριο αξία του δασικού οικοσυστήματος είναι η παρούσα αξία της ροής των υπηρεσιών. Αυτή η αποτίμηση παρέχει τα κατάλληλα κίνητρα διατήρησης, διότι δείχνει την αξία που διασφαλίζεται εάν ένα εκτάριο δάσους διατηρηθεί για μια συγκεκριμένη περίοδο ή για πάντα.

Επιλογή του κοινωνικού προεξοφλητικού επιτοκίου

Για τον υπολογισμό της παρούσας αξίας, πρέπει να υπολογιστεί το κοινωνικό προεξοφλητικό επιτόκιο (ΚΠΕ). Η εκτίμηση του κατάλληλου προεξοφλητικού επιτοκίου για τους υπολογισμούς της καθαρής παρούσας αξίας (ΚΠΑ) ή για την εφαρμογή των κριτηρίων IRR (εσωτερικός συντελεστής απόδοσης) και B/C (λόγος κόστους οφέλους) στην κοινωνική ΑΚΟ είναι ένα ζήτημα μεγάλης σημασίας. Υπάρχει εκτεταμένη βιβλιογραφία στα οικονομικά για το θέμα αυτό.

Η ευρέως αποδεκτή προσέγγιση για τον υπολογισμό ενός ΚΠΕ αναφοράς υπό συνθήκες βεβαιότητας είναι ο λεγόμενος τύπος Ramsey στον οποίο το ΚΠΕ, που συμβολίζεται με *r*, ορίζεται ως εξής:[18]

$$r = \rho + \eta g \tag{1}$$

όπου *r* συμβολίζει το ετήσιο ΚΠΕ, ρ είναι το προεξοφλητικό επιτόκιο χρησιμότητας, η είναι η ελαστικότητα της οριακής χρησιμότητας που ορίζεται στην υποσημείωση 18 (Παράρτημα Ι), και η g μπορεί να προσεγγιστεί από τον μακροχρόνιο ρυθμό αύξησης του κατά κεφαλήν ΑΕΠ. Το ΚΠΕ μειώνεται κάτω από συνθήκες αβεβαιότητας.[19]

Το ΚΠΕ που υπολογίζεται χρησιμοποιώντας την εξίσωση (1) ως σημείο αναφοράς συνεπάγεται σταθερό προεξοφλητικό επιτόκιο που χρησιμοποιείται στους υπολογισμούς της ΚΠΑ. Έτσι, η παρούσα αξία των δασικών οφελών (*VF*) που προκύπτουν από μια σταθερή ροή δασικών υπηρεσιών (*V*) μπορεί να υπολογιστεί ως εξής:

$$VF = \sum_{t=0}^{T} \frac{V}{(1+r)^t} \; για\ δεδομένο\ χρονικό\ ορίζοντα. \tag{2.1}$$

$$VF = \frac{V}{r} \; για\ άπειρο\ χρονικό\ ορίζοντα. \tag{2.2}$$

Η αξία διατήρησης των υπηρεσιών που παράγονται από το δασικό οικοσύστημα σε πολύ μακροπρόθεσμη βάση δίνεται από την (2.2).

Ο Weitzman (2001) πρότεινε ότι εάν υπάρχουν ευρέως διαφοροποιημένες απόψεις σχετικά με το τι πρέπει να είναι το ΚΠΕ, τότε αυτή η διαφοροποίηση οδηγεί σε μείωση του πραγματικού ΚΠΕ με την πάροδο του χρόνου. Ο Weitzman απέδειξε ότι ο υπολογισμός της αναμενόμενης ΚΠΑ ενός έργου με αβέβαιο αλλά σταθερό

[18] Για περισσότερες λεπτομέρειες, βλέπε Cline (1992), Nordhaus (1994), Stern (2006), Gollier (2007, 2013) και Arrow *et al.* (2012, 2014).

[19] Υπό συνθήκες αβεβαιότητας, το ΚΠΕ ορίζεται ως εξής: $r=\rho+\eta g-0{,}522\eta^2\sigma^2$ όπου σ αντικατοπτρίζει τη μεταβλητότητα της κατανάλωσης και $0{,}522$ είναι το προληπτικό αποτέλεσμα.

προεξοφλητικό επιτόκιο είναι ισοδύναμος με τον υπολογισμό της ΚΠΑ με ντετερμινιστικό αλλά μειούμενο "ισοδύναμο με βεβαιότητα" προεξοφλητικό επιτόκιο.

Ένα χαμηλό ή φθίνον προεξοφλητικό επιτόκιο είναι σημαντικό στο πλαίσιο ενός περιβαλλοντικού έργου στο οποίο τα οφέλη θα μπορούσαν να προκύψουν στο απώτερο μέλλον. Εάν το ΚΠΕ είναι σχετικά υψηλό, τα οφέλη που θα προκύψουν στο απώτερο μέλλον – για παράδειγμα, τα οφέλη από την πρόληψη σοβαρών επιπτώσεων από την κλιματική αλλαγή – θα έχουν πολύ μικρή παρούσα αξία τώρα. Αυτό θα καταστήσει δύσκολη την αποδοχή έργων που θα αποτρέψουν τις επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στο απώτερο μέλλον με βάση τους κανόνες Π-ΑΚΟ.[20]

Η αξία διατήρησης των ελληνικών δασών

Για να υπολογίσουμε την αξία διατήρησης των ελληνικών δασών, χρησιμοποιούμε τόσο τον τύπο Ramsey για σταθερό ΚΠΕ όσο και την προσέγγιση της συνάρτησης Γάμμα (Gamma function) του Weitzman για φθίνουσα ΚΠΕ. Ο τύπος Ramsey με προεξοφλητικό επιτόκιο χρησιμότητας $\rho = 0{,}001$ σύμφωνα με τον Stern (2006), η = 1 και $g = 0{,}0868\%$ – που είναι ο μέσος ετήσιος ρυθμός αύξησης του κατά κεφαλήν ΑΕΠ στην ευρωζώνη μεταξύ 2000 και 2019 – προκύπτει $r = 0{,}968\%$.

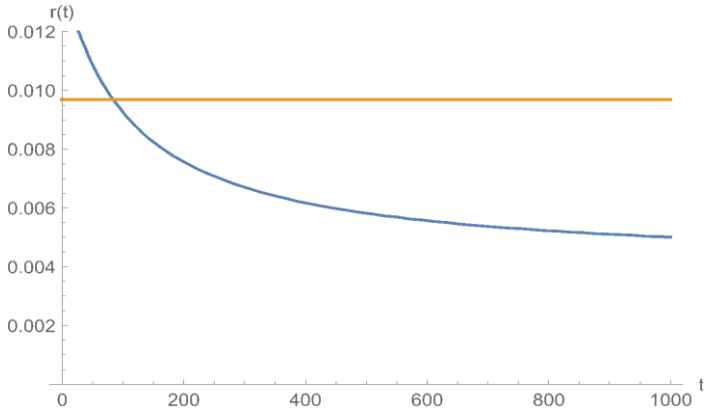
Οι μέσες αξίες αειφορικής διατήρησης των ελληνικών δασών με σταθερό προεξοφλητικό επιτόκιο *r* = 0,986%, ανέχονται σε 128.958 (2020 €/εκτάριο) και σε 30.758 (2020 €/εκτάριο) για τις εκτιμήσεις Α1 και Α2 αντίστοιχα.

Για την εξαγωγή του κατάλληλου φθίνοντος προεξοφλητικού επιτοκίου, χρησιμοποιείται η προσέγγιση της κατανομής Γάμμα (Gamma density) του Weitzman με μέση τιμή $\mu = 1\%$ (που είναι πολύ κοντά στο σταθερό επιτόκιο Ramsey), τυπική απόκλιση σ = 0,95% για την κατανομή Γάμμα των προεξοφλητικών επιτοκίων, και ένα κατώτερο όριο για το προεξοφλητικό επιτόκιο ίσο με $lb = 0{,}5\%$. Το χρονικά φθίνον προεξοφλητικό επιτόκιο ορίζεται τότε ως εξής:

$$r(t) = \frac{\mu}{1+\frac{t\sigma^2}{\mu}} + lb. \qquad (3)$$

Οι χρονικές διαδρομές για το φθίνον προεξοφλητικό επιτόκιο, μαζί με το σταθερό προεξοφλητικό επιτόκιο που προκύπτει για τον κανόνα Ramsey, παρουσιάζονται στο Σχήμα 4.1.5.

[20] Η χρήση μειούμενων προεξοφλητικών επιτοκίων έχει υιοθετηθεί από πολλές ευρωπαϊκές χώρες, όπως η Γαλλία, η Νορβηγία και το Ηνωμένο Βασίλειο (Johansson and Kriström 2015). Για μια εφαρμογή των φθινόντων προεξοφλητικών επιτοκίων στη διαχείριση των δασών, βλέπε Hepburn and Koundouri (2007).



Σχήμα 4.1.5. Σταθερό (κίτρινη γραμμή) έναντι φθίνοντος (μπλε γραμμή) προεξοφλητικού επιτοκίου για τα ελληνικά δάση.

Οι μέσες αξίες αειφορικής διατήρησης των ελληνικών δασών με φθίνον προεξοφλητικό επιτόκιο ανέρχονται σε 174.220 (2020 €/εκτάριο) και σε 41.468 (2020 €/εκτάριο) για τις εκτιμήσεις Α1 και Α2 αντίστοιχα.

Δεδομένων των ισχυρών θεωρητικών επιχειρημάτων σχετικά με τη χρήση φθίνοντος προεξοφλητικού επιτοκίου σε περιβαλλοντικές ΑΚΟ με ισχυρά χαρακτηριστικά αειφορίας, που είναι η περίπτωση της διατήρησης των υπηρεσιών που παράγονται από τα δασικά οικοσυστήματα σε πολύ μακροπρόθεσμο ορίζοντα, τα αποτελέσματα που αντιστοιχούν στο φθίνον επιτόκιο φαίνεται να παρέχουν μια καλύτερη προσέγγιση της αξίας διατήρησης των ελληνικών δασών.

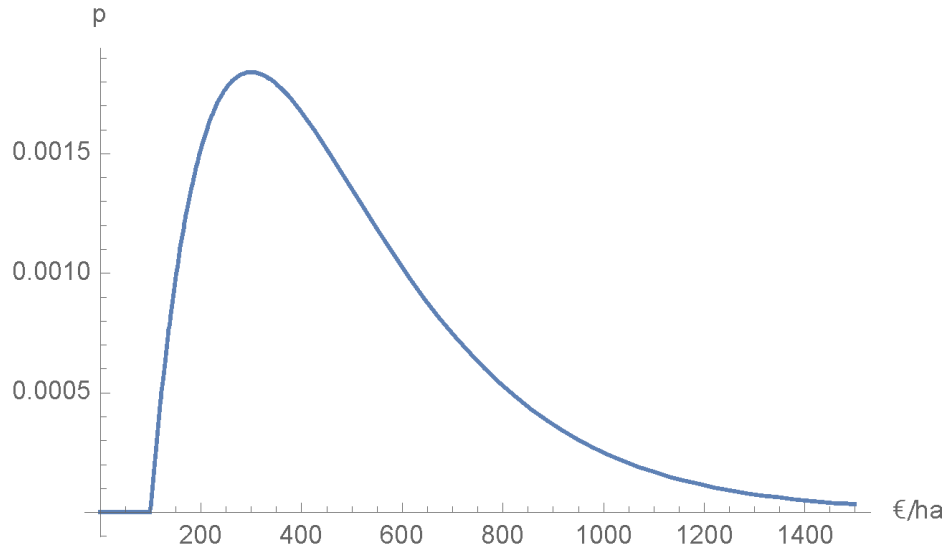
4.1.4 Αποτίμηση των Ελληνικών δασών: Ανάλυση κινδύνου

Η αξία ανά εκτάριο και έτος, καθώς και οι αξίες αειφορικής διατήρησης των ελληνικών δασών μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την αξιολόγηση των έργων πρόληψης και προσαρμογής. Εάν υιοθετηθεί ως σημείο αναφοράς η συντηρητική αποτίμηση Α2 των 298 €/εκτάριο-έτος που προκύπτει από τη μετα-αναλυτική συνάρτηση αξίας, τότε ένα έργο διατήρησης θα γίνει αποδεκτό με το κριτήριο της ΚΠΑ, εάν η παρούσα αξία της ροής του κόστους του έργου αυτού προεξοφλημένη με το φθίνον ΚΠΕ είναι μικρότερη από 41.468 €/εκτάριο. Εάν ακολουθήσουμε την προσέγγιση του σταθερού ΚΠΕ, η ΚΠΑ του κόστους θα πρέπει να είναι μικρότερη από 30.785 €/εκτάριο και ο IRR του έργου μεγαλύτερος από 1%.

Η ετήσια αξία και οι αξίες διατήρησης βασίζονται στις τιμές των συστατικών στοιχείων του Πίνακα 4.1.4, οι οποίες χαρακτηρίζονται από αβεβαιότητα. Στην παρούσα ενότητα θα εφαρμοστεί η μεθοδολογία ανάλυσης κινδύνου με τη διενέργεια ανάλυσης ευαισθησίας (sensitivity analysis) και προσομοιώσεων Monte Carlo (Monte Carlo simulations).[21]

Οι προσομοιώσεις Monte Carlo πραγματοποιούνται με την υπόθεση ότι οι αξίες του Πίνακα 4.1.4 κατανέμονται ως γενικευμένες κατανομές Γάμμα (generalized Gamma distribution). Η ανάλυση ευαισθησίας πραγματοποιείται με την παραδοχή ότι η μέγιστη απόκλιση μιας μεταβλητής από την κεντρική της τιμή είναι συμβατή με την αντίστοιχη κατανομή Γάμμα.[22] Είναι προφανές ότι οι προσεγγίσεις των κατανομών πιθανότητας που χρησιμοποιούνται για τις αβέβαιες μεταβλητές θα μπορούσαν να βελτιωθούν με ειδικές επιτόπιες μελέτες των ελληνικών δασών.

Στο Σχήμα 4.1.6 παρουσιάζεται ενδεικτικά η πυκνότητα Γάμμα που χρησιμοποιήθηκε για τις ρυθμιστικές υπηρεσίες.



Σχήμα 4.1.6. Κατανομή Γάμμα (Gamma density) αξίας ρυθμιστικών υπηρεσιών.

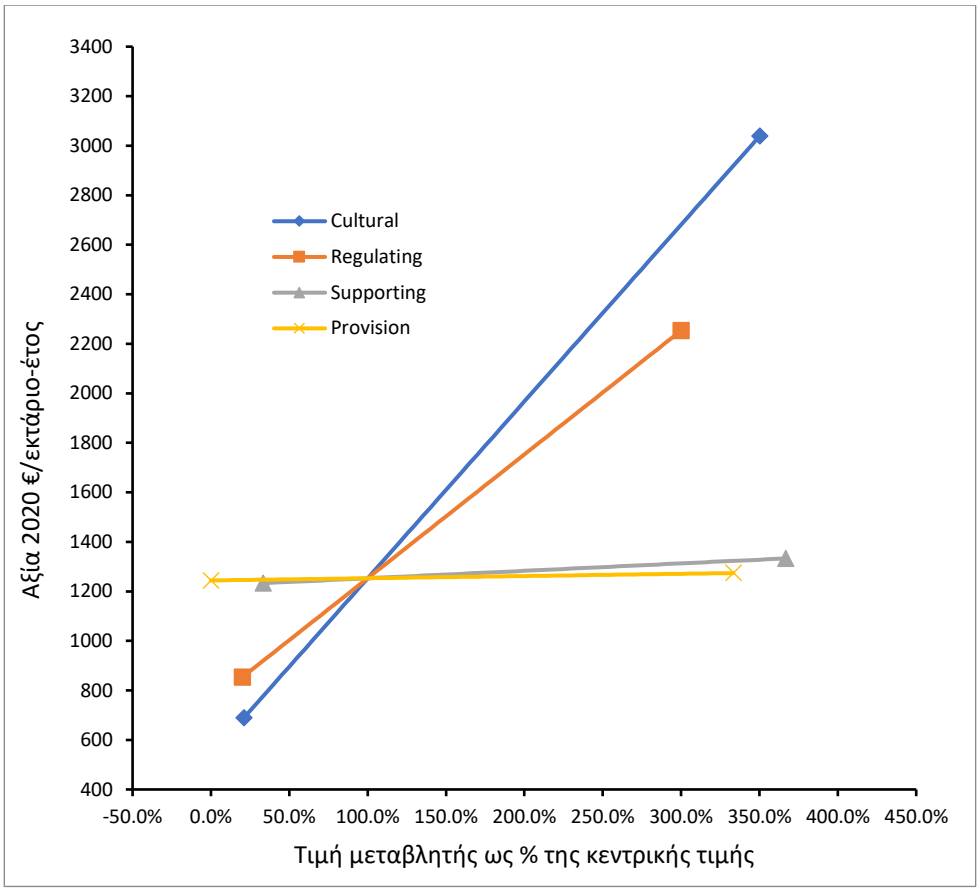
Ανάλυση ευαισθησίας

Στα Σχήματα 4.1.7 και 4.1.8 παρουσιάζονται τα αποτελέσματα από την ανάλυση ευαισθησίας των τιμών των ελληνικών δασών για την εκτίμηση Α1, σε €/εκτάριο-έτος με

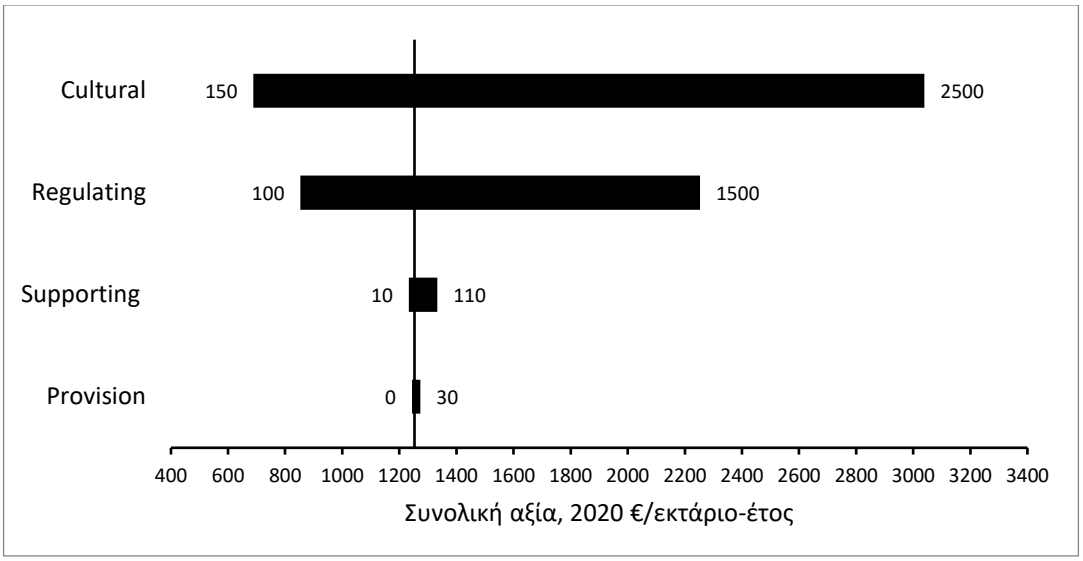
[21] Η μεθοδολογία αυτή ακολουθείται από την European Commission (2015).

[22] Στην αριθμητική εφαρμογή Monte Carlo γίνεται διακριτοποίηση της συνεχούς κατανομής Γάμμα.

τη μορφή διαγραμμάτων αράχνης (spider graph) στο Σχήμα 4.1.7 και ανεμοστρόβιλου (tornado graph) στο Σχήμα 4.1.8.



Σχήμα 4.1.7. Ανάλυση ευαισθησίας: γράφημα αράχνης.

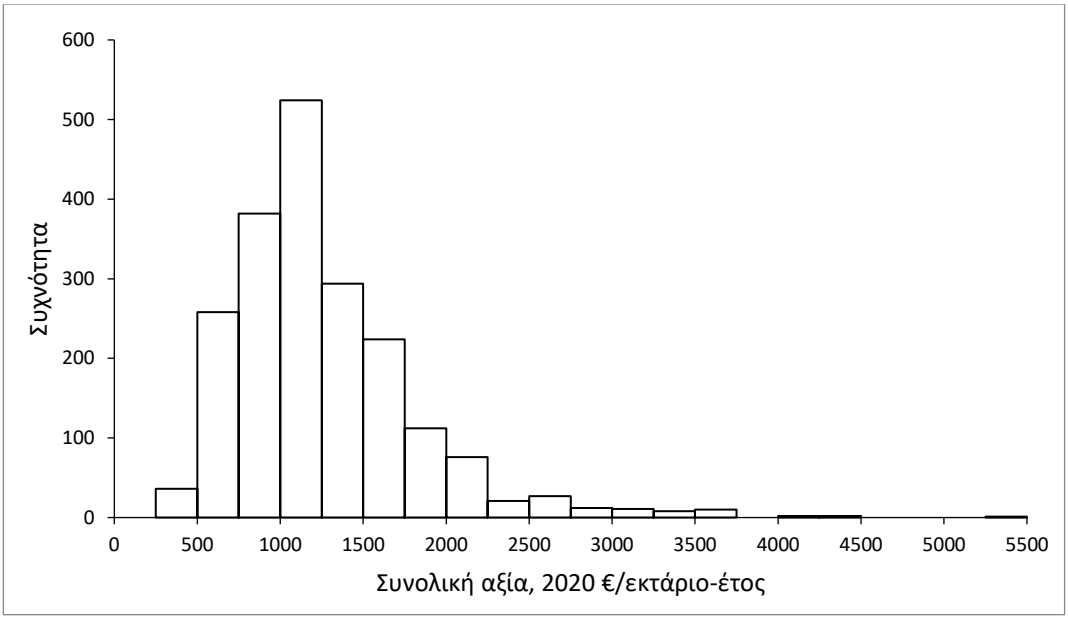


Σχήμα 4.1.8. Ανάλυση ευαισθησίας: γράφημα ανεμοστρόβιλου.

Τα αποτελέσματα δείχνουν ότι οι κρίσιμες μεταβλητές είναι οι πολιτιστικές και οι ρυθμιστικές αξίες. Οι μεταβολές τους έχουν τη μεγαλύτερη επίδραση στην τελική αξία των οικοσυστημικών υπηρεσιών. Τα αποτελέσματα της ανάλυσης ευαισθησίας δείχνουν ότι έρευνα θα πρέπει να κατευθυνθεί προς την καλύτερη κατανόηση των πολιτιστικών και ρυθμιστικών αξιών που σχετίζονται με τα ελληνικά δάση.

Προσομοιώσεις Monte Carlo

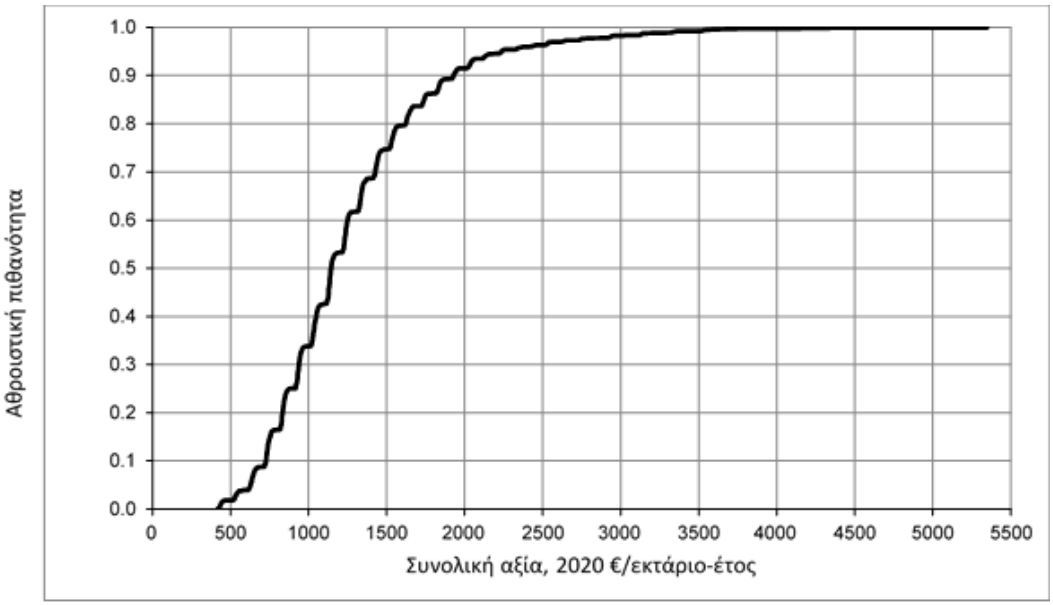
Πραγματοποιήθηκαν προσομοιώσεις Monte Carlo για τις ετήσιες οικοσυστημικές αξίας της εκτίμησης Α1 με την υπόθεση των κατανομών Γάμμα για τις επιμέρους αξίες. Η κατανομή συχνοτήτων που προέκυψε μετά από 2.000 επαναλήψεις φαίνεται στο Σχήμα 4.1.9.



Σχήμα 4.1.9. Κατανομή συχνοτήτων συνολική ετήσιας αξίας δασικών οικοσυστημικών υπηρεσιών €/εκτάριο-έτος.

Ο μέσος και η διάμεσος της κατανομής είναι 1.262 και 1.145 €/εκτάριο-έτος αντίστοιχα. Αυτό σημαίνει ότι κατά μέσο όρο οι οικοσυστημικές υπηρεσίες που παρέχει ένα εκτάριο ελληνικού δάσους σε ένα έτος ανέρχονται σε 1.262 €

Η αντίστοιχη αθροιστική κατανομή για τη συνολική αξία των οικοσυστημικών υπηρεσιών που προέκυψε μετά από 2.000 επαναλήψεις εμφανίζεται στο Σχήμα 4.1.10. Από την αθροιστική κατανομή προκύπτει ότι η πιθανότητα η συνολική ετήσια αξία δασικών οικοσυστημικών υπηρεσιών να είναι μεταξύ 628,5 και 2.236,5 €/εκτάριο-έτος είναι 90%. Από την ίδια κατανομή προκύπτει ότι με πιθανότητα 90% ή συνολική ετήσια αξία δασικών οικοσυστημικών υπηρεσιών-είναι μεγαλύτερη από 726 €/εκτάριο-έτος ή 72,6 €/στρέμμα-έτος.



Σχήμα 4.1.10. Αθροιστική κατανομή πιθανότητας συνολικής ετήσιας αξία δασικών οικοσυστημικών υπηρεσιών €/εκτάριο-έτος.

Για τον προσδιορισμό της αξίας αειφορικής διατήρησης σε άπειρο χρονικό ορίζοντα οι τιμές που προκύπτουν από την αθροιστική κατανομή θα πρέπει να πολλαπλασιαστούν με συντελεστή (1/0,00968) = 103,306 για σταθερό ΚΕΠ και 139,154 για φθίνον ΚΕΠ.

Τα αποτελέσματα αυτά δηλώνουν μια έντονα θετική αξία για τις υπηρεσίες που παρέχουν τα ελληνικά δασικά οικοσυστήματα. Τα αποτελέσματα αυτά, σε συνδυασμό με τις μέσες τιμές και το 90% διάστημα εμπιστοσύνης, μπορούν να χρησιμοποιηθούν για τη χρήση της ΑΚΟ με στόχο την αποτελεσματική επιλογή έργων για τη δασοπροστασία.

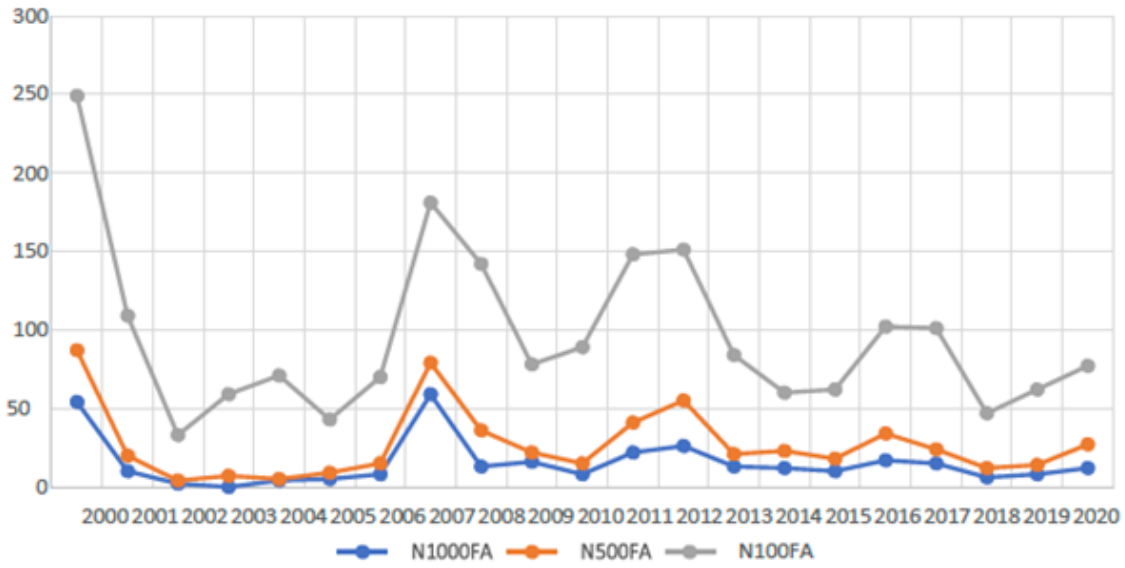
4.1.5 Δασικές πυρκαγιές στην Ελλάδα και κλιματική αλλαγή

Το κοινωνικό κόστος που σχετίζεται με τα δάση περιλαμβάνει:

- Ζημιές από δασικές πυρκαγιές από απώλεια οικοσυστημικών υπηρεσιών ,
- Διάβρωση, πλημμύρες και χιονοστιβάδες λόγω κακής ή μηδενικής διαχείρισης των δασών,
- Επιπτώσεις από γύρη και αλλεργικούς παράγοντες,
- Απώλεια ευκαιριών αναψυχής και οικοσυστημικών αξιών τοπίου και βιοποικιλότητας λόγω αλλαγών στη χρήση γης.

Δεδομένου ότι η κλιματική αλλαγή έχει θεωρηθεί ως παράγοντας που συμβάλλει στις δασικές πυρκαγιές, η παρούσα ενότητα διερευνά τη σχέση μεταξύ της ετήσιας συχνότητας των δασικών πυρκαγιών στην Ελλάδα και του κλίματος, με το κλίμα να αντικατοπτρίζεται από τη μέση θερινή θερμοκρασία και τη μέση θερινή βροχόπτωση. Τα δεδομένα δασικών πυρκαγιών ελήφθησαν από την Ελληνική Πυροσβεστική Υπηρεσία, η οποία διαθέτει λεπτομερή στοιχεία για τις δασικές πυρκαγιές στην Ελλάδα μεταξύ 2000–2020 (βλέπε https://www.fireservice.gr/el_GR/synola-dedomenon).

Στο Σχήμα 4.1.11 παρουσιάζεται ο αριθμός των πυρκαγιών που έκαψαν περισσότερα από 1.000 στρέμματα δασικής έκτασης ο οποίος συμβολίζεται ως N1000FA, ο αριθμός των πυρκαγιών που έκαψαν περισσότερα από 500 στρέμματα δασικής έκτασης ο οποίος συμβολίζεται ως N500FA, και ο αριθμός των πυρκαγιών που έκαψαν περισσότερα από 100 στρέμματα δασικής έκτασης ο οποίος συμβολίζεται ως N100FA. [23]

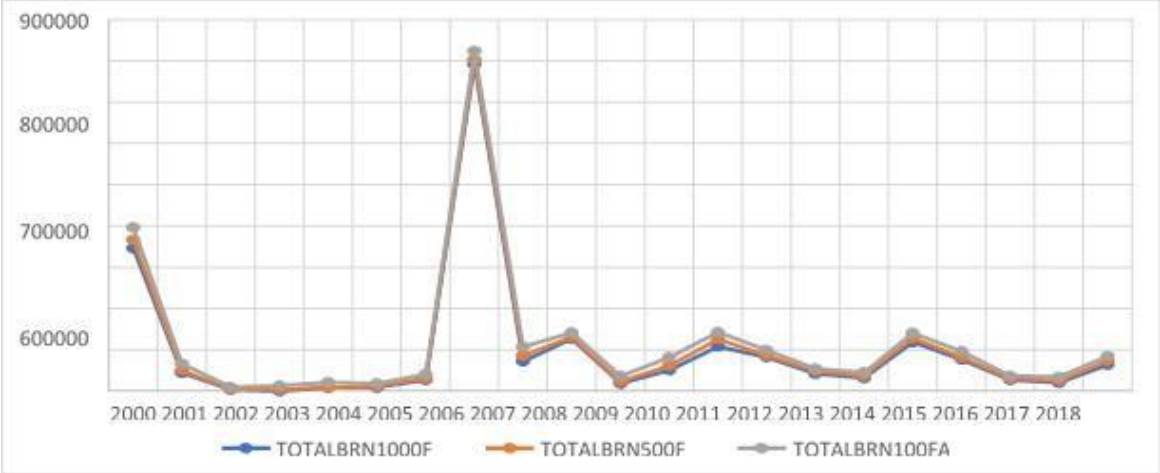


Σχήμα 4.1.11. Αριθμός πυρκαγιών στην Ελλάδα, 2000–2020.

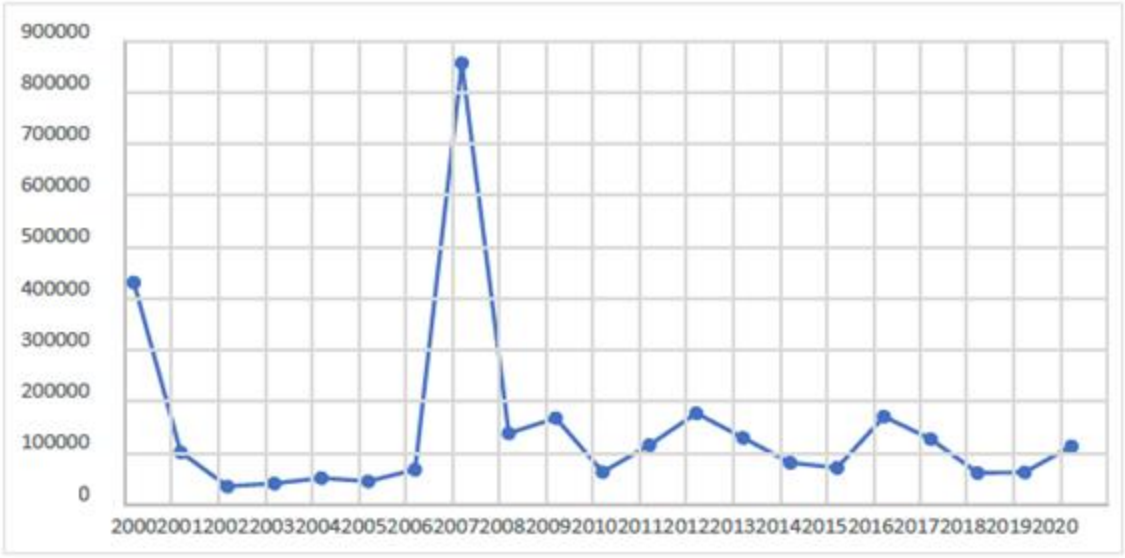
Ο αριθμός των πυρκαγιών που έκαψαν περισσότερα από 100, 500 ή 1.000 στρέμματα δασικής έκτασης παρουσιάζει παρόμοια διαχρονική συμπεριφορά με τις υψηλότερες τιμές να εμφανίζονται το 2000 και το 2007.

[23] Τα αριθμητικά δεδομένα παρουσιάζονται στον Πίνακα II.1 του Παραρτήματος II. Για μια λεπτομερή παρουσίαση των δασικών πυρκαγιών στην Ελλάδα βλέπετε Κεφάλαιο 2.4. Τα στοιχεία δασικών πυρκαγιών τα οποία παρουσιάζονται στο μέρος αυτό χρησιμοποιούνται στην εκτίμηση των παλινδρομήσεων Poisson.

Στο Σχήμα 4.1.12 παρουσιάζεται η συνολική έκταση που κάηκε από κάθε τύπο πυρκαγιάς (N1000FA, N500FA και N100FA) από το 2000–2020, ενώ στο Σχήμα 4.1.13 παρουσιάζεται η συνολική δασική έκταση που κάηκε ανά έτος για την ίδια περίοδο.



Σχήμα 4.1.12. Συνολική δασική έκταση που κάηκε στην Ελλάδα από κάθε τύπο πυρκαγιάς, 2000–2020.



Σχήμα 4.1.13. Συνολική καμένη έκταση (σε στρέμματα) στην Ελλάδα, 2000–2020.

Από τα Σχήματα 4.1.12 και 4.1.13 προκύπτει ότι το 2007 ήταν το έτος που σημειώθηκε η μεγίστη τιμή της δασικής έκτασης που κάηκε στην Ελλάδα.[24]

Ανάλυση παλινδρόμησης Poisson

Για να συνδεθεί ο αριθμός των δασικών πυρκαγιών με το κλίμα, χρησιμοποιείται ανάλυση παλινδρόμησης Poisson. Σε αυτή την ανάλυση η εξαρτημένη μεταβλητή ή μεταβλητή αποτελέσματος Y είναι ο αριθμός των ετήσιων πυρκαγιών ορισμένου μεγέθους, ο οποίος είναι ένας μη αρνητικός ακέραιος αριθμός. Στην παλινδρόμηση Poisson, η υποκείμενη κατανομή πιθανότητας της εξαρτημένης μεταβλητής Y θεωρείται ότι είναι Poisson, η οποία είναι μια διακριτή κατανομή που χρησιμοποιείται συνήθως για τη μοντελοποίηση των μετρήσεων των γεγονότων που συμβαίνουν κατά τη διάρκεια ενός χρονικού διαστήματος. Μια τυχαία μεταβλητή Poisson μπορεί να λάβει οποιαδήποτε μη αρνητική, ακέραια τιμή. Η κατανομή Poisson έχει μόνο μία παράμετρο μ ίση με τη μέση τιμή και τη διακύμανση. Η κατανομή δίνεται από τη σχέση:

$$Pr\ Pr\ (Y = y; \mu)\ = \frac{\mu^y e^{-\mu}}{y!}\ , y = 0,1,2, \dots .$$

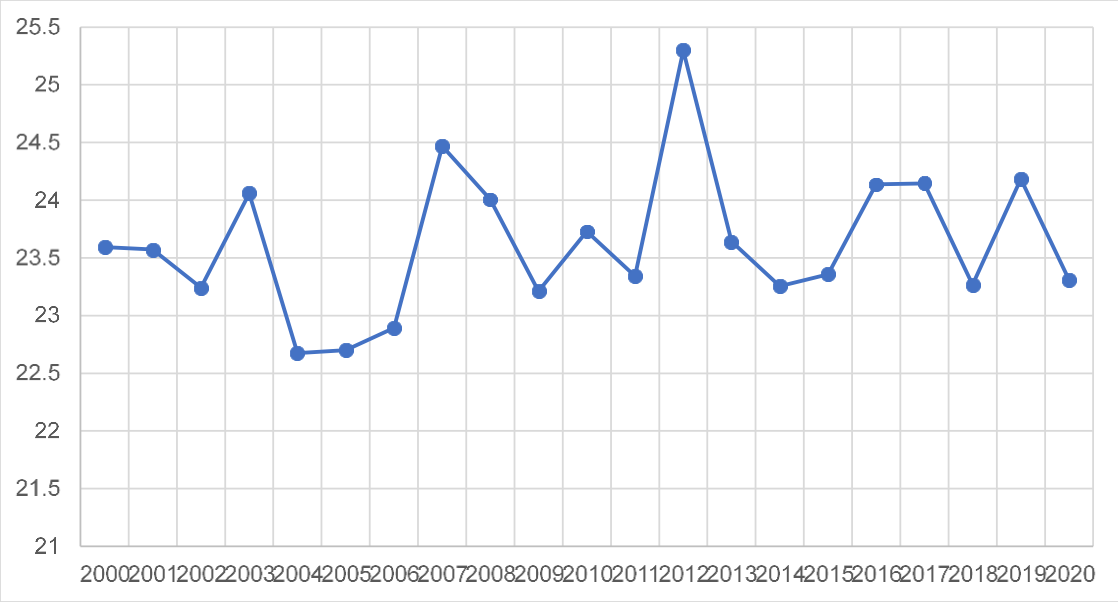
Ο στόχος της παλινδρόμησης Poisson στην περίπτωσή μας είναι η προσαρμογή των παρατηρούμενων δεδομένων για την ετήσια εκδήλωση δασικών πυρκαγιών σε μια εξίσωση παλινδρόμησης που μοντελοποιεί την αναμενόμενη τιμή της εξαρτημένης μεταβλητής Y. Αυτή η αναμενόμενη τιμή $E(Y)$ είναι συνάρτηση ενός διανύσματος X ανεξάρτητων μεταβλητών $X_1\ , X_2, \dots X_k$ και παραμέτρων παλινδρόμησης β. Σε αυτή την περίπτωση,

$$E(Y) = exp(\beta_1 X_1 + \cdots + \beta_k X_k), \tag{4}$$

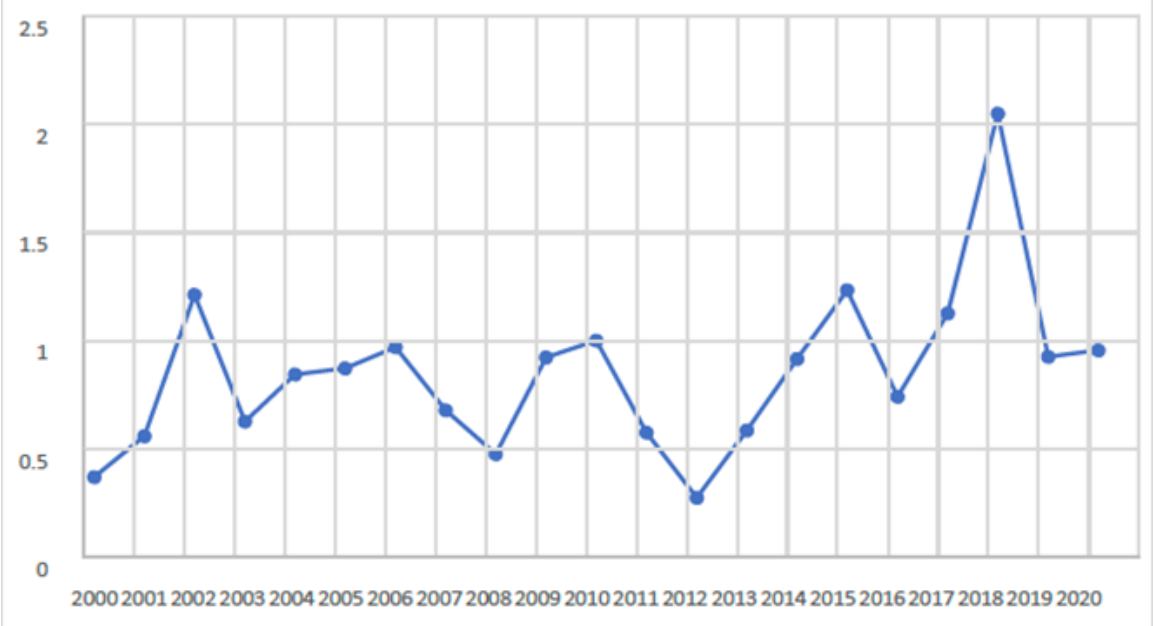
όπου $E(Y)$ είναι ο αριθμός των αναμενόμενων πυρκαγιών σε ένα έτος για συγκεκριμένες τιμές των ερμηνευτικών μεταβλητών $X_1, X_2, \dots X_k$.

Για την παλινδρόμηση Poisson των δασικών πυρκαγιών, Y είναι ο ετήσιος αριθμός των δασικών πυρκαγιών που έκαψαν περισσότερα από 1.000 στρέμματα δασικής έκτασης (N1000FA) και οι ερμηνευτικές μεταβλητές είναι η μέση καλοκαιρινή θερμοκρασία (TEMPSUMMER) σε βαθμούς Κελσίου και η μέση καλοκαιρινή βροχόπτωση (PRECIPSUMMER) σε mm/ημέρα. Τα δεδομένα θερμοκρασίας και βροχόπτωσης ελήφθησαν από τα ERA5 reanalysis δεδομένα και παρουσιάζονται στα Σχήματα 4.1.14 και 4.1.15 αντίστοιχα.

[24] Κατά την συγγραφή της παρούσας μελέτης δεν ήταν διαθέσιμα τα στοιχεία για τις πυρκαγιές του 2021.



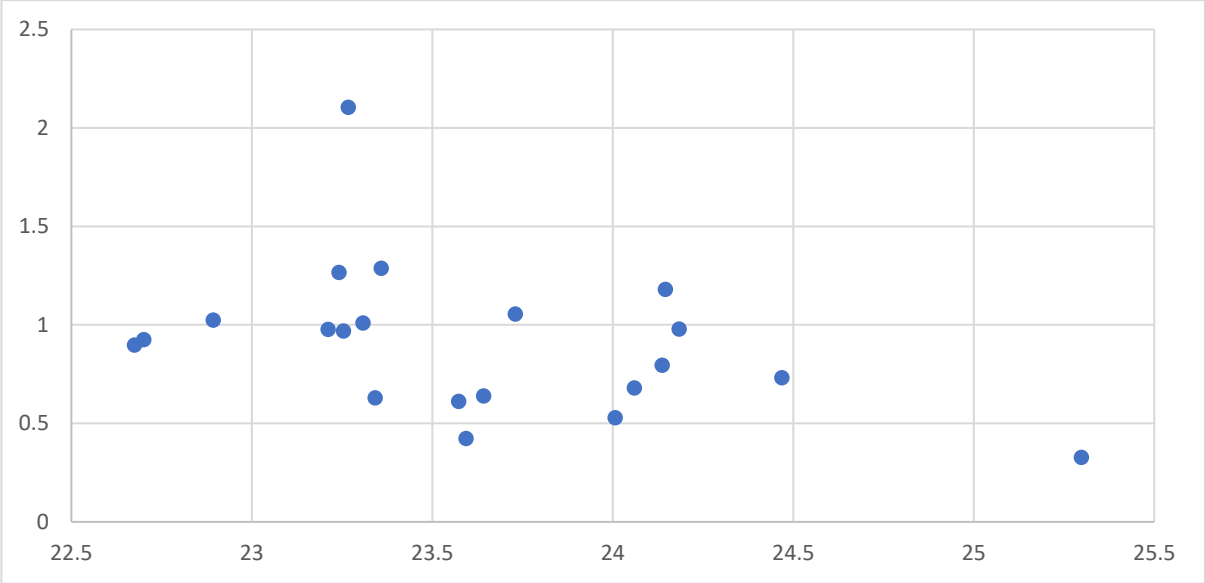
Σχήμα 4.1.14. Μέση καλοκαιρινή θερμοκρασία (σε °C) στην Ελλάδα, 2000–2020.



Σχήμα 4.1.15. Μέση καλοκαιρινή βροχόπτωση (σε mm/ημέρα) στην Ελλάδα, 2000–2020.

Ο απλός συντελεστής συσχέτισης μεταξύ θερμοκρασίας και βροχόπτωσης είναι –0,412, επιβεβαιώνοντας την αρνητική τους συσχέτιση (βλέπε Σχήμα 4.1.16). Αυτό σημαίνει ότι

σχετικά υψηλές καλοκαιρινές θερμοκρασίες σχετίζονται με σχετικά χαμηλές καλοκαιρινές βροχοπτώσεις.



Σχήμα 4.1.16. Διάγραμμα διασποράς βροχόπτωσης–θερμοκρασίας (καλοκαίρι) στην Ελλάδα, 2000–2020.

Τα αποτελέσματα της παλινδρόμησης Poisson για τις ελληνικές δασικές πυρκαγιές που έκαψαν περισσότερα από 1.000 στρέμματα δασικής έκτασης σε κάθε έτος κατά την περίοδο 2000–2020 παρουσιάζονται στον Πίνακα ΙΙ.2 του Παραρτήματος ΙΙ. Λεπτομερέστερη ανάλυση θα μπορούσε να εισαγάγει πρόσθετους επεξηγηματικούς παράγοντες, όπως ρυθμιστικά γεγονότα ή ακραίες τιμές για μέγιστες θερμοκρασίες, ελάχιστες βροχοπτώσεις ή ταχύτητα ανέμου.

Από τα αποτελέσματα της παλινδρόμησης Poisson[25] προκύπτει ότι οι συντελεστές για τη θερμοκρασία και τη βροχόπτωση είναι στατιστικά σημαντικοί (Βλέπε Πίνακα ΙΙ.2 στο Παράρτημα ΙΙ). Το θετικό πρόσημο της επεξηγηματικής μεταβλητής της θερμοκρασίας υποδηλώνει ότι η αύξηση της θερινής θερμοκρασίας αναμένεται να αυξήσει τον αναμενόμενο αριθμό των ετήσιων δασικών πυρκαγιών που θα κάψουν περισσότερα από 1.000 στρέμματα. Το αρνητικό πρόσημο της επεξηγηματικής μεταβλητής βροχόπτωσης υποδηλώνει ότι η μείωση της θερινής βροχόπτωσης αναμένεται να αυξήσει τον αναμενόμενο ετήσιο αριθμό δασικών πυρκαγιών που θα κάψουν πάνω από 1.000 στρέμματα.

[25] Για τις εκτιμήσεις χρησιμοποιήθηκε το λογισμικό STATA/SE 17.0.

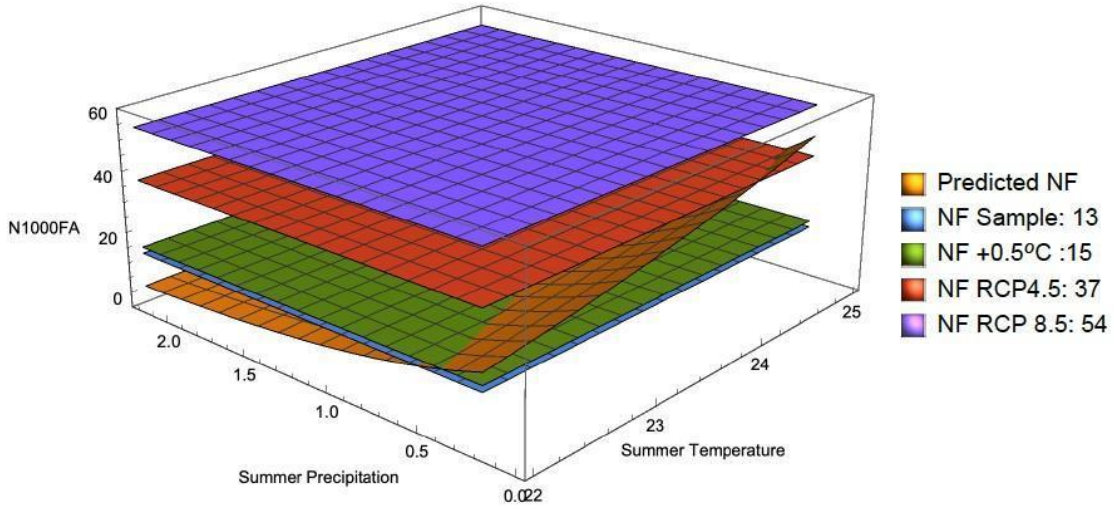
Στον Πίνακα 4.1.7 παρουσιάζεται ο αριθμός των δασικών πυρκαγιών που προβλέπει το μοντέλο χρησιμοποιώντας την εξίσωση (4) για την περίοδο του δείγματος και για τις περιπτώσεις στις οποίες η μέση θερμοκρασία του καλοκαιριού αυξάνεται κατά 0,5 °C, ενώ η μέση βροχόπτωση παραμένει ίδια με την περίοδο του δείγματος. Ο Πίνακας παρουσιάζει επίσης τον προβλεπόμενο αριθμό δασικών πυρκαγιών για τις περιπτώσεις στις οποίες η μέση θερινή θερμοκρασία και η μέση βροχόπτωση μεταξύ 2022 και 2100 είναι αυτές που προβλέπονται με βάση τα σενάρια RCP 4.5 και RCP 8.5 της Διακυβερνητικής Επιτροπής για την Κλιματική Αλλαγή (IPCC).[26]

Πίνακας 4.1.7. Προβλεπόμενος ετήσιος αριθμός πυρκαγιών που θα κάψουν περισσότερα από 1.000 στρέμματα δασικής έκτασης.

	Θερμοκρασία (°C)	**Βροχόπτωση (mm/ημέρα)**	**Αριθμός πυρκαγιών**
Δείγμα	23,62	0,91	15
+0,5 °C	24,12	0,91	16
RCP 4.5	25,74	0,53	37
RCP 8.5	27,00	0,51	54

Τα αποτελέσματα αυτά παρουσιάζονται επίσης γραφικά στο Σχήμα 4.1.17, στο οποίο ο προβλεπόμενος αριθμός πυρκαγιών (NF) αντιστοιχεί στην επιφάνεια της συνάρτησης που ορίζεται από την εξίσωση (4) για μέσα καλοκαιρινά διαστήματα βροχόπτωσης μεταξύ 0 και 2,5 mm ανά ημέρα και μέση καλοκαιρινή θερμοκρασία μεταξύ 22–25 °C.

[26] Μια περισσότερο λεπτομερής εκτίμηση για τον προβλεπόμενο αριθμό πυρκαγιών μπορεί να γίνει χρησιμοποιώντας την ανά δεκαετία εξέλιξη της θερμοκρασίας και βροχόπτωσης μέχρι το 2100 με βάση τις προβλέψεις της IPCC.



Σχήμα 4.1.17. Προβλεπόμενος ετήσιος αριθμός δασικών πυρκαγιών που θα κάψουν περισσότερα από 1.000 στρέμματα δασικών εκτάσεων.

Κατά την περίοδο του δείγματος (2000–2020) η μέση καμένη έκταση ανά πυρκαγιά, για τις πυρκαγιές που έκαψαν πάνω από 1.000 στρέμματα δασικής έκτασης, ήταν 6.470 στρέμματα. Η συνολική ετήσια καμένη δασική έκταση από τις πυρκαγιές αυτές ήταν, κατά μέσο όρο, 98.600 στρέμματα ανά έτος. Οι προβλέψεις της παλινδρόμησης Poisson δείχνουν ότι αν η μέση καμένη έκταση ανά πυρκαγιά παραμείνει περίπου σταθερή, το σενάριο RCP4.5 της IPCC (2013) συνεπάγεται 240.000 καμένα στρέμματα ανά έτος κατά μέσο όρο για την περίοδο 2022–2100, ενώ το σενάριο IPCC RCP8.5 συνεπάγεται 350.000 καμένα στρέμματα ανά έτος κατά μέσο όρο για την ίδια περίοδο.

Τα αποτελέσματα είναι ποιοτικά παρόμοια για την εμφάνιση δασικών πυρκαγιών που έκαψαν περισσότερα από 500 στρέμματα ή περισσότερα από 100 στρέμματα δασικής έκτασης, όπως φαίνεται στον Πίνακα ΙΙ.3 του Παραρτήματος ΙΙ.

Στον Πίνακα 4.1.8 παρουσιάζεται ο προβλεπόμενος ετήσιος αριθμός πυρκαγιών που θα κάψουν περισσότερα από 1.000 στρέμματα δάσους με βάση τις αντίστοιχες εκτιμήσεις της παλινδρόμησης Poisson.

Πίνακας 4.1.8. Προβλεπόμενος ετήσιος αριθμός πυρκαγιών που θα κάψουν περισσότερα από 1.000 στρέμματα δάσους.

	Θερμοκρασία (°C)	**Βροχόπτωση (mm/ημέρα)**	**Αριθμός πυρκαγιών**
Δείγμα	23,62	0,91	6
+0,5 (°C)	24,12	0,91	6
RCP 4.5	25,74	0,53	11
RCP 8.5	27,00	0,51	13

Τα αποτελέσματα για τα δάση είναι ποιοτικά παρόμοια με αυτά τα οποία αναφέρονται σε δασικές εκτάσεις[27] και οι συντελεστές για τη θερμοκρασία και τη βροχόπτωση έχουν το αναμενόμενο θετικό και αρνητικό πρόσημο αντίστοιχα. Τα αποτελέσματα των παλινδρομήσεων παρουσιάζονται στον Πίνακα ΙΙ.4 του Παραρτήματος ΙΙ.

4.1.6 Συμπεράσματα και θέματα οικονομικής πολιτικής

Οι εκτιμήσεις της αξίας των ελληνικών δασών προέκυψαν από την κατάλληλη προσαρμογή στην ελληνική οικονομία προσφάτων εκτιμήσεων των οικοσυστημικών υπηρεσιών Μεσογειακών δασικών οικοσυστημάτων από τη διεθνή βιβλιογραφία. ΟΙ εκτιμήσεις αυτές, μετά από συστηματική ανάλυση κινδύνου σχετικά με την ακρίβεια των κεντρικών τιμών τους, παρουσιάζουν μια εικόνα της μέσης αξίας, χωρίς περιφερειακές διαφοροποιήσεις, των οικοσυστημικών υπηρεσιών των ελληνικών δασών καθώς και της κεφαλαιοποιημένης αξίας τους για μια σειρά ετών ή για αειφορικό χρονικό ορίζοντα.

Οι εκτιμήσεις της ετήσιας αξίας των οικοσυστημικών υπηρεσιών ανέρχονται σε 298€ ανά εκτάριο για την συντηρητική εκτίμηση στην περιοχή του κάτω ορίου της αναμενόμενης αξίας και σε 1.262€ ανά εκτάριο με βάση το μέσο της κατανομής που προέκυψε από τις προσομοιώσεις Monte Carlo (Σχήμα 4.1.9). Η αξία αειφορικής διατήρησης για την συντηρητική εκτίμηση (Α2) κυμαίνεται μεταξύ 30.992€ και 41.746€ ανά εκτάριο ενώ για τη μέση εκτίμηση (Α1) μεταξύ 1.301.198€ και 1.756.1.23€ ανά εκτάριο για σταθερό και φθίνον ΚΕΠ αντίστοιχα.

Σε συνδυασμό με τα στοιχεία των δασικών πυρκαγιών οι εκτιμήσεις της αξίας παρέχουν

[27] Με βάση το υπάρχον νομοθετικό πλαίσιο ως δάσος ή δασικό οικοσύστημα νοείται το οργανικό σύνολο άγριων φυτών με ξυλώδη κορμό πάνω στην αναγκαία επιφάνεια του εδάφους, τα οποία – μαζί με την εκεί συνυπάρχουσα χλωρίδα και πανίδα – αποτελούν μέσω της αμοιβαίας αλληλεξάρτησης και αλληλεπίδρασης τους, ιδιαίτερη βιοκοινότητα (δασοβιοκοινότητα) και ιδιαίτερο φυσικό περιβάλλον (δασογενές). Ορίζεται ότι υπάρχει δασική έκταση όταν στο παραπάνω σύνολο η άγρια ξυλώδης βλάστηση, υψηλή ή θαμνώδης, είναι αραιά.

μια εικόνα των ζημιών σε όρους απώλειας οικοσυστημικών υπηρεσιών από πυρκαγιές. Την περίοδο 2000–2020 η μέση ετήσια απώλεια δασικών εκτάσεων από πυρκαγιές ήταν 130.000 στρέμματα (μέγιστη απώλεια 836.888 στρέμματα το 2007). Επομένως, μια πυρκαγιά η οποία θα κάψει 1.000 στρέμματα (ή 100 εκτάρια) δασικής έκτασης θα δημιουργήσει ετήσιες ζημιές στην περιοχή του κάτω ορίου των εκτιμήσεων της τάξης των 30.000€ με βάση την εκτίμηση Α2, ενώ μια λιγότερο συντηρητική εκτίμηση ανεβάζει τις ετήσιες ζημιές στην περιοχή των 126.200€ με βάση το μέσο της κατανομής που προέκυψε από τις προσομοιώσεις Monte Carlo (Σχήμα 4.1.9).

Οι παραπάνω ζημιές σε όρους αειφορικής διατήρησης για την συντηρητική εκτίμηση (Α2) κυμαίνεται μεταξύ 3.099.180€ και 4.174.620€ και για τη μέση εκτίμηση (Α1) μεταξύ 13.011.977€ και 17.561.235€ για σταθερό και φθίνον ΚΕΠ αντίστοιχα. Θα πρέπει να σημειωθεί ότι οι ζημίες αυτές αναφέρονται μόνο σε απώλειες οικοσυστημικών υπηρεσιών και δεν περιλαμβάνουν κόστη τα οποία σχετίζονται με καταστροφές σε υποδομές ή ακίνητη περιουσία, καθώς και σε τραυματισμούς ή απώλειες σε ανθρώπινες ζωές.

Συνοπτικά από την ανάλυση κινδύνου προκύπτει ότι με πιθανότητα 90% ή συνολική ετήσια αξία δασικών οικοσυστημικών υπηρεσιών-είναι μεγαλύτερη από 726 €/εκτάριο-έτος-ή 72,6 €/στρέμμα-έτος.

Για μία εικόνα της συνολικής αξίας των Ελληνικών παραγωγικών δασών, τα οποία καλύπτουν έκταση 39 εκατομμυρίων στρεμμάτων αξίζει να σημειωθεί ότι: Από τις προσομοιώσεις Monte Carlo προκύπτει ότι η ετήσια αξία των οικοσυστημικών υπηρεσιών των δασών είναι πάνω από 2,83 δις. € με βαθμό βεβαιότητας 90%. Η συνολική κεφαλαιοποιημένη αξία διατήρησης για τα επόμενα εκατό χρόνια με τον ίδιο βαθμό βεβαιότητας και με κοινωνικό επιτόκιο προεξόφλησης 1%, είναι πάνω από 176 δις. €, ενώ αειφορική αξία διατήρησης των παραγωγικών δασών, με τον ίδιο βαθμό βεβαιότητας για ένα πολύ μεγάλο χρονικό ορίζοντα είναι πάνω από 283 δις. €.

Η αειφορική αξία αντιπροσωπεύει μέρος της συνιστώσας του φυσικού κεφαλαίου στον εθνικό πλούτο της χώρας και η διατήρηση και μεγέθυνσή της αποτελεί μια από τις αναγκαίες συνθήκες αειφορικής ανάπτυξης της χώρας μας.

Θα πρέπει εδώ να τονιστεί ότι οι υπηρεσίες των δασικών οικοσυστημάτων, με εξαίρεση τις υπηρεσίες παροχής (π.χ. ξυλεία, μη ξυλωδη προϊόντα) οι οποίες αντιπροσωπεύουν κυρίως ιδιωτικά αγαθά, αποτελούν δημόσια αγαθά τα οποία διαχέονται στο κοινωνικό σύνολο. Για της υπηρεσίες όμως αυτές που αντιπροσωπεύουν δημόσια αγαθά δεν υπάρχουν αγορές στις οποίες να προσδιορίζονται τιμές οι οποίες θα αντανακλούν σε κάποιο βαθμό την κοινωνική την αξία των υπηρεσιών αυτών. Έτσι, μεγάλο μέρος αξιών που δημιουργούν τα δασικά οικοσυστήματα και που προσδιορίστηκαν παραπάνω δεν λαμβάνονται υπόψη στις σύγχρονες οικονομίες αγοράς με αποτέλεσμα οι υπηρεσίες

αυτές να μη προστατεύονται με τον κοινωνικά βέλτιστο τρόπο. Αυτό δημιουργεί την ανάγκη σχεδιασμού οικονομικής πολιτικής.[28]

Τις τελευταίες δεκαετίας αναπτύχθηκαν και εφαρμόζονται πολιτικές διαχείρισης οι οποίες στηρίζονται σε οικονομικά κίνητρα και διαμορφώνουν οικονομικά μέτρα πολιτικής που βασίζονται στην αγορά (market based instruments). Στην περίπτωση των δασών η αρχή «ο ρυπαίνων πληρώνει (polluter pays principle)»[29] στην οποία στηρίζεται η περιβαλλοντική πολιτική έχει αντικατασταθεί από την αρχή «ο χρησιμοποιών πληρώνει (user pays principle)». Σύμφωνα με αυτή τη αρχή, ο χρήστης μιας περιβαλλοντικής υπηρεσίας, που μπορεί να είναι το κοινωνικό σύνολο, παρέχει πληρωμή, για τη διασφάλιση μιας δασικής περιβαλλοντικής υπηρεσίας όπως ο καθαρισμός του νερού, η διατήρηση της βιοποικιλότητας ή η αποθήκευση άνθρακα.

Η αρχή «ο χρησιμοποιών πληρώνει» έχει οδηγήσει στην διαμόρφωση πολιτικής «πληρωμών για (δασικές) οικοσυστημικές υπηρεσίες (payments for (forest) ecosystems services PES)».

Η πολιτική PES μπορεί να ορισθεί ως μια μεταφορά πόρων μεταξύ κοινωνικών φορέων και αποσκοπεί στη δημιουργία κινήτρων για την ευθυγράμμιση των ατομικών ή/και συλλογικών αποφάσεων χρήσης της γης με το κοινωνικό συμφέρον στη διαχείριση των φυσικών πόρων".

Σε γενικές γραμμές, υπάρχουν δύο βασικές προσεγγίσεις για τις PES (European Commission 2016). Η πρώτη προσέγγιση είναι η πληρωμή για τη διατήρηση ή την ενίσχυση των υπηρεσιών που παρέχει ένα οικοσύστημα. Η δεύτερη είναι η πληρωμή για τη διάσωση αυτών των υπηρεσιών που κινδυνεύουν ή για την αποτροπή μιας αλλαγής χρήσης γης με πιθανές αρνητικές επιπτώσεις. Ανάλογα με αυτό και τις οικονομικές ρυθμίσεις, οι PES μπορούν να χωριστούν σε τρία βασικά συστήματα (United Nations 2014, European Commission 2016):

- Δημόσια σχήματα ή κρατικά χρηματοδοτούμενες PES: αγοραστές μπορεί να είναι η κυβέρνηση, ΜΚΟ ή διεθνής οργανισμός που ενεργούν για λογαριασμό των χρηστών των οικοσυστημικών υπηρεσιών (κοινωνικές ομάδες).
- Ιδιωτικά σχήματα ή χρηματοδοτούμενες από τους χρήστες PES: οι αγοραστές είναι οι πραγματικοί χρήστες των οικοσυστημικών υπηρεσιών.
- Συστήματα δημόσιου και ιδιωτικού τομέα: συνδυασμός δημόσιων και ιδιωτικών συστημάτων.

[28] Βλέπε Κεφάλαιο 4.4 για μια αναλυτική παρουσίαση πολιτικής διαχείρισης δασών.

[29] Σε αυτή την περίπτωση, τα μέρη που ευθύνονται για τη βλάβη του περιβάλλοντος (π.χ. ρύπανση) φορολογούνται ή τους επιβάλλεται πρόστιμο για το γεγονός αυτό.

Η μεγάλη αξία των δασικών οικοσυστημικών υπηρεσιών όπως εκτιμήθηκε στην παρούσα έκθεση και η ανάγκη διατήρησης τους ιδιαίτερα κάτω από συνθήκες κλιματικής αλλαγής οδηγεί στην ανάγκη έρευνας και διερεύνησης συστημάτων PES σε τοπικό ή περιφερειακό επίπεδο. Η αποτίμηση δασικών οικοσυστημάτων με τις μεθόδους που αναπτύχθηκαν στο Κεφάλαιο αυτό θα προσδιορίσει το πλαίσιο και άνω όρια των πληρωμών μου μπορούν να γίνουν μέσω PES.

Στο τελευταίο μέρος του Κεφαλαίου διερευνήθηκε η σχέση μεταξύ αριθμού ετησίων πυρκαγιών οι οποίες έκαψαν περισσότερα από 1.000, 500 ή 100 στρέμματα **δασικής έκτασης** με τη μέση καλοκαιρινή θερμοκρασία και βροχόπτωση χρησιμοποιώντας μεθόδους ποσοτικής ανάλυσης (Poisson regression) και στοιχεία από την περίοδο 2000–2020. Από τα αποτελέσματα προκύπτει ότι με βάση την αναμενόμενη μέση θερμοκρασία την περίοδο 2022–2100, σύμφωνα με το σενάριο 4.5 της IPCC, ο ετήσιος αριθμός των πυρκαγιών που θα κάψουν πάνω από 1.000 στρέμματα δασικής έκτασης αναμένεται να αυξηθεί από 15 κατ' έτος κατά την περίοδο του δείγματος (2000–2020) σε 34 την περίοδο 2022–2100. Επιπλέον σύμφωνα με το σενάριο 8.5 της IPCC ο ετήσιος αριθμός αναμένεται να ανέλθει σε 54 την περίοδο 2022–2100. Τα ποιοτικά χαρακτηριστικά των εκτιμήσεων είναι παρόμοια και για τις περιπτώσεις πυρκαγιών που έκαψαν πάνω από 500 ή πάνω από 100 στρέμματα δασικής έκτασης.

Διερευνήθηκε επίσης η σχέση μεταξύ αριθμού ετησίων πυρκαγιών οι οποίες έκαψαν περισσότερα από 1.000, 500 ή 100 **στρέμματα δάσους** με τη μέση καλοκαιρινή θερμοκρασία και βροχόπτωση. Από τα αποτελέσματα προκύπτει ότι με βάση την αναμενόμενη μέση θερμοκρασία την περίοδο 2022–2100, σύμφωνα με το σενάριο 4.5 της IPCC, ο ετήσιος αριθμός των πυρκαγιών που θα κάψουν πάνω από 1.000 στρέμματα δάσους αναμένεται να αυξηθεί από 5 κατ' έτος κατά την περίοδο του δείγματος (2000–2020) σε 11 την περίοδο 2022–2100. Επιπλέον σύμφωνα με το σενάριο 8.5 της IPCC ο ετήσιος αριθμός αναμένεται να ανέλθει σε 13 την περίοδο 2022–2100. Τα ποιοτικά χαρακτηριστικά των εκτιμήσεων είναι παρόμοια και για τις περιπτώσεις πυρκαγιών που έκαψαν πάνω από 500 ή πάνω από 100 στρέμματα δάσους.

Οι παραπάνω εκτιμήσεις μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την προσέγγιση των ωφελειών σε οικοσυστημικές υπηρεσίες που θα προκύψουν από έργα προσαρμογής στην κλιματική αλλαγή τα οποία θα μειώσουν των αριθμό των αναμενόμενων πυρκαγιών.

Θα πρέπει να σημειωθεί ότι οι προβλέψεις για τον αριθμό των δασικών πυρκαγιών σε συνδυασμό με την εξέλιξη της κλιματικής αλλαγή, βασίζονται στην υπόθεση ότι το γενικότερο υφιστάμενο θεσμικό πλαίσιο δασικής πολιτικής κατά την περίοδο 2000-2020 δεν πρόκειται να υποστεί σημαντικές διαρθρωτικές αλλαγές κατά την περίοδο που αντιστοιχεί στις προβλέψεις. Η εμφάνιση σημαντικών διαρθρωτικών μεταβολών (structural breaks) θα απαιτήσει επαναπροσδιορισμό του υποδείγματος και νέες εκτιμήσεις.

Οι παρούσα μεθοδολογία μπορεί να έχει σημαντική συνεισφορά στην αποτίμηση της αξίας των ελληνικών δασών και στο σχεδιασμό αποτελεσματικής πολιτικής προσαρμογής σε συνθήκες κλιματικής αλλαγής με επέκτασή της προς:

1. Απευθείας αποτίμηση της αξίας οικοσυστημικών υπηρεσιών σε συγκεκριμένα ελληνικά δάση με κατάλληλη γεωγραφική διαφοροποίηση (π.χ. ανά περιφέρεια). Στην αποτίμηση θα πρέπει να χρησιμοποιηθούν, ανάλογα με τα συγκεκριμένα δασικά χαρακτηριστικά, μέθοδοι που περιγράφονται στον Πίνακα 4.1.6. Ειδικότερα αυτές είναι:

i. Αγοραίες τιμές για ξυλεία και μη-ξυλώδη προϊόντα.

ii. Μέθοδοι κόστους ταξιδιού (travel cost) για την εκτίμηση δασικών υπηρεσιών αναψυχής και μέθοδοι ηδονικής τιμολόγησης (hedonic pricing) για των προσδιορισμό τις επιπτώσεις σε οικιστική ή εμπορική ακίνητη περιουσία από γειτνίαση με το δάσος.

iii. Συναρτήσεις παραγωγής για την εκτίμηση των επιπτώσεων από αλλαγή χρήσεων γης σε υπηρεσίες παροχής (provisioning services), π.χ. ξυλεία.

iv. Κόστος αμυντικών δαπανών (defensive expenditures) για πρόληψη καταστροφών από απώλεια υπηρεσιών ρύθμισης και υποστήριξης.

v. Δήλωση προτιμήσεων (stated preferences) για την εκτίμηση υπηρεσιών μη-χρήσης (non-use values).

Οι μέθοδοι (i)–(iv) απαιτούν έρευνα για το συγκεκριμένο δάσος υπό ανάλυση, ενώ ή μέθοδος (v) θα είναι χρήσιμο να γίνει σε επίπεδο χώρας ώστε να αποτυπωθούν οι προτιμήσεις για δασικές υπηρεσίες μη-χρήσης σε πανελλαδικό επίπεδο.

2. Κατανομή των πυρκαγιών ανά γεωγραφική περιοχή σύμφωνα με την γεωγραφική κατανομή των δασών του σταδίου 1 παραπάνω (π.χ. ανά περιφέρεια) και σε συνδυασμό με αντίστοιχη γεωγραφική κατανομή στοιχείων θερμοκρασίας, βροχόπτωσης και ανέμου, δημιουργία πάνελ (panel) στοιχείων για την καλύτερη πρόβλεψη του αναμενόμενου αριθμού πυρκαγιών πάνω από ένα συγκεκριμένο μέγεθος σε περιφερειακό επίπεδο, σύμφωνα με την αναμενόμενη εξέλιξη της κλιματικής αλλαγής.

3. Εξέταση της δυνατότητας εφαρμογής πολιτικών τύπου «πληρωμές για οικοσυστημικές δασικές υπηρεσίες (payments for forest ecosystem services)» ή «δασικών offsets (forest offsets)» οι οποίες μπορούν να υποστηρίξουν την προστασία των δασικών οικοσυστημάτων σε τοπικό επίπεδο.

Ο συνδυασμός των 1, 2 και 3 μπορεί να βοηθήσει σε αποτελεσματικότερο σχεδιασμό πολιτικών προσαρμογής και διατήρησης ή και αύξησης των οικοσυστημικών υπηρεσιών από τα ελληνικά δάση διαχρονικά.

Ξενόγλωσση

Arrow KJ, Cropper ML, Gollier C, Groom B, Heal GM, Newell RG, Nordhaus WD, Pindyck RS, Pizer WA, Portney PR, Sterner T, Tol RSJ and Weitzman ML, 2012. How should benefits and costs be discounted in an intergenerational context? The views of an expert panel, Resources for the Future, RFF, DP-l2-53.

Arrow KJ, Cropper ML, Gollier C, Groom B, Heal GM, Newell RG, Nordhaus WD, Pindyck RS, Pizer WA, Portney PR, Sterner T, Tol RSJ and Weitzman ML, 2014. Should governments use a declining discount rate in project analysis?, *Review of Environmental Economics and Policy*, 8:145–163.

Atkinson G, Braathen NA, Mourato S and Groom B, 2018. *Cost Benefits Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use*. Organisation for Economic Co-operation and Development.

Bishop JT, 1999. Valuing forests: A review of methods and applications in developing countries. International Institute for Environment and Development, London, pp. 23–34.

Boyle KJ and Bergstrom JC, 1992. Benefit transfer studies: Myths, pragmatism, and idealism, *Water Resour. Res.* 28:657–663.

Brander LM, van Beukering P, Balzan M, Broekx S, Liekens I, Marta-Pedroso C, Szkop Z, Vause J, Maes J, Santos-Martin F and Potschin-Young M, 2018. Report on economic mapping and assessment methods for ecosystem services. Deliverable D3.2 EU Horizon 2020 ESMERALDA Project, Grant agreement No. 642007.

Brock WA and Xepapadeas A, 2003. Valuing biodiversity from an economic perspective: A unified economic, ecological, and genetic approach. *Am. Econ. Rev.* 93:1597–1614.

Brouwer R, Brander L, Kuik O, Papyrakis E and Bateman I, 2013. A synthesis of approaches to assess and value ecosystem services in the EU in the context of TEEB. VU University Amsterdam.

Cline WR, 1992. *The Economics of Global Warming.* Institute for International Economics, Washington, DC.

Croitoru L, 2007a. How much are Mediterranean forests worth? *For. Policy Econ.* 9:536–545.

Croitoru L, 2007b. Valuing the non-timber forest products in the Mediterranean region. *Ecol. Econ.* 63, 768–775.

Daily G et al., 2009. Ecosystem services in decision making: Time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 21-28. Reprinted in TEEB, 2010.

Dasgupta P, 2021. The *Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review*. London, HM Treasury.

De Groot R, Brander L and Solomonides S, 2020. Ecosystem Services Valuation Database (ESVD) Version June 2020. www.es-partnership.org/esvd.

De Groot R, Brander L, van Der Ploeg S, Costanza R, Bernard F, Braat L, Christie M, Crossman N, Ghermandi A, Hein L and Hussain S, 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosyst. Serv.* 1:50–61.

De Groot RS, Fisher B, Christie M, Aronson J, Braat L, Haines-Young R, Gowdy J, Maltby E, Neuville A, Polasky S and Portela R, 2010. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Ecological and Economic Foundations.* Earthscan, Routledge, pp. 9–40.

European Commission, 2015. *Guide to Cost Benefit Analysis*.

European Commission, 2016. Joint Research Centre, San-Miguel-Ayanz, J., Barredo, J., Viszlai, I. *Payments for forest ecosystem services : SWOT analysis and possibilities for implementation*. Publications Office. https://data.europa.eu/doi/10.2788/957929.

FOREST EUROPE, 2020. State of Europe's Forests 2020.

Gollier C, 2007. The consumption-based determinants of the term structure of discount rates. *Mathematical Financial Economics*, 1, 81–101.

Gollier C, 2013. *Pricing the Planet's Future: The Economics of Discounting in an Uncertain World*. Princeton University Press.

Grammatikopoulou I and Vačkářová D, 2021. The value of forest ecosystem services: A meta-analysis at the European scale and application to national ecosystem accounting. *Ecosyst. Serv*. 48:101262.

Hepburn CJ and Koundouri P, 2007. Recent advances in discounting: implications for forest economics. *J. For. Econ.* 13:169–189.

IPCC, 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Working Group I contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.

Johansson PO and Kriström B, 2015. *Cost-Benefit Analysis for Project Appraisal*. Cambridge University Press.

Johnston RJ, Rolfe J, Rosenberger RS and Brouwer R, 2015. *Benefit Transfer of Environmental and Resource Values. A Guide for Researchers and Practitioners.* Springer, Dordrecht.

Kazana V and Kazaklis A, 2005, Greece, Chapter 15 in Merlo, M. and Croitoru, L., *Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value*. Cabi Publishing.

Levin S and Xepapadeas A, 2021. On the Coevolution of Economic and Ecological Systems. *Annu. Rev. Resour. Economics*, *13*, pp.355-377.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Synthesis report. Island Press, Washington, DC.

Montagne C, Peyron JL, Colnard O and Niedzwiedz A, 2005. Valuing Mediterranean forests: toward total economic value: "France". CABI Publishing. URL https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01190993.

Nordhaus WD, 1994. *Managing the Global Commons:* The Economics of Climate Change, MIT Press, Cambridge, MA.

Ojea E, Loureiro ML, Alló M and Barrio M, 2016. Ecosystem services and REDD: Estimating the benefits of non-carbon services in worldwide forests. *World Dev.* 78:246–261.

Ojea E, Nunes PA and Loureiro ML, 2010. Mapping biodiversity indicators and assessing biodiversity values in global forests. *Environ. Resour. Econ.* 47:329–347.

Remoundou K, Kountouris Y and Koundouri P, 2012. Is the value of an environmental public good sensitive to the providing institution?, *Resour. Energy Econ.* 34:381–395.

Solomou AD, Karetsos G, Skoufogianni E, Martinos K, Sfougaris A and Tsagari K, 2016. Assessment of Greek forests protection and management. In *Sustainable Development in Mountain Regions*. Springer, Cham, pp. 141–166.

Stern N, 2006. *The Economics of Climate Change: The Stern Review*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

van der Ploeg S, de Groot D and Wang Y, 2010. The TEEB Valuation Database: Overview of structure, data and results. Final Report. Available at https://www.es-partnership.org/wp-content/uploads/2016/06/ESVD.-TEEB_Database_Report.pdf.

United Nations, 2014. The value of Forests: Payments for Ecosystem Services in a Green Economy. Geneva timber and forest study paper 34, United Nations, Geneva, ISBN 978-92-1-117071-9

Weitzman ML, 1998. The Noah's ark problem. *Econometrica*, 66, 1279–1298.

Weitzman ML, 2001. Gamma discounting. *American Economic Review*, 91, 260–271.

Xepapadeas A, 2013. Valuing biodiversity from an economic perspective. In *Tracking Key*

Trends in Biodiversity Science and Policy, UNESCO.

Xepapadeas A, Ralli P, Kougea E, Spyrou S, Stavropoulos N, Tsiaousi V and Tsivelikas A, 2014. Valuing insurance services emerging from a gene bank: The case of the Greek Gene Bank. *Ecol. Econ.* 97:140–149.

Ελληνόγλωσση

Ξανθόπουλος Γ, Παλάσκας Π, Σκουτέρη Α, Θεοδωρίδης Ν, Αλμπάνης Κ, 2015. Μεθοδολογία εκτίμησης της αξίας δασικής γης στην Ελλάδα. Ινστιτούτο Μεσογειακών Δασικών Οικοσυστημάτων και Αποκεντρωμένη Διοίκηση Αιγαίου, Γενική Διεύθυνση Δασών και Αγροτικών Υποθέσεων.

1. Η μοναδιαία (αφελής-naive) ΒΤ περιλαμβάνει την εκτίμηση της αξίας της οικοσυστημικής υπηρεσίας σε μια τοποθεσία πολιτικής με τον πολλαπλασιασμό μιας μέσης μοναδιαίας αξίας που εκτιμάται σε μια τοποθεσία μελέτης επί την ποσότητα της εν λόγω υπηρεσίας του οικοσυστήματος στην τοποθεσία πολιτικής. Οι μοναδιαίες τιμές εκφράζονται γενικά ως τιμές ανά μονάδα έκτασης. Η συνολική αξία προσδιορίζεται με άθροιση των αξιών σε όλη την έκταση του οικοσυστήματος.

2. Η προσαρμοσμένη μοναδιαία ΒΤ περιλαμβάνει προσαρμογές στις μεταφερόμενες μοναδιαίες τιμές έτσι ώστε να αντικατοπτρίζονται οι διαφορές στα χαρακτηριστικά των περιοχών. Οι πιο συνηθισμένες προσαρμογές αφορούν διαφορές στο εισόδημα μεταξύ των περιοχών μελέτης και πολιτικής. Ένας ευρέως χρησιμοποιούμενος τύπος για την προσαρμοσμένη μεταφορά μονάδων είναι:

$$V_p = V_s \left(\frac{Y_p}{Y_s}\right)^{\eta}, \qquad \text{(I.1)}$$

όπου V_p, V_s, Y_p, Y_s είναι η αξία και το κατά κεφαλήν ΑΕΠ στην τοποθεσία πολιτική (p) και στην τοποθεσία μελέτης (s) αντίστοιχα, και η είναι μια παράμετρος που στις περισσότερες εφαρμογές παίρνει τιμές μεταξύ 1 και 3.[30]

3. Οι μέθοδοι μεταφοράς συναρτήσεων χρησιμοποιούν συναρτήσεις που έχουν εκτιμηθεί μέσω μεθόδων αποτίμησης (κόστος ταξιδιού (travel cost), ηδονική τιμολόγηση (hedonic pricing), εξαρτημένη αποτίμηση (contingent valuation) ή μοντελοποίηση επιλογών (choice modeling)) για μια τοποθεσία μελέτης, μαζί με πληροφορίες σχετικά με τις τιμές των αντιστοίχων παραμέτρων για την περιοχή πολιτικής. Οι τιμές των παραμέτρων της περιοχής πολιτικής εισάγονται στη συνάρτηση αποτίμησης που έχει εκτιμηθεί στην περιοχή μελέτης για τον υπολογισμό μιας αξίας που αντικατοπτρίζει καλύτερα τα χαρακτηριστικά της περιοχής πολιτικής. Έστω $V_s = f(A, B, C, Y)$ όπου A, B, C είναι οι κοινωνικοοικονομικοί παράγοντες που επηρεάζουν την αξία V (εκτός από το εισόδημα Y) στον τόπο s. Τότε η Vp μπορεί να εκτιμηθεί χρησιμοποιώντας τους συντελεστές από την εξίσωση που έχει ήδη εκτιμηθεί στην περιοχή μελέτης σε συνδυασμό με τις τιμές των A, B, C, Y στην τοποθεσία p, δηλαδή, $V_p = f(A_p, B_p, C_p, Y_p)$. Για γραμμικές συναρτήσεις αποτίμησης έχουμε:

$$V_S = a_0 + a_1 A_s + a_2 B_s + a_3 C_s + a_4 Y_s,$$

για την εκτιμηθείσα εξίσωση στην περιοχή μελέτης, και

[30] η είναι η εισοδηματική ελαστικότητα της επιθυμίας πληρωμής ή η ελαστικότητα της οριακής χρησιμότητας για μια ισοελαστική συνάρτηση χρησιμότητας uc=c1-η/(1-η), η≥1.

$$V_p = a_0 + a_1 A_p + a_2 B_p + a_3 C_p + a_4 Y_p,$$

για τη μεταφερόμενη συνάρτηση στην περιοχή άσκησης πολιτικής.

4. Η μεταφορά μετα-αναλυτικής συνάρτησης χρησιμοποιεί μια συνάρτηση αξίας που εκτιμάται από τα αποτελέσματα πολλαπλών μελετών σε συνδυασμό με πληροφορίες σχετικά με τις τιμές των παραμέτρων στη τοποθεσία πολιτικής για την εκτίμηση των αξιών**.** Συνεπώς, η συνάρτηση αξίας δεν προέρχεται από μία μόνο μελέτη αλλά από μια συλλογή μελετών. Αυτό επιτρέπει στη συνάρτηση αξίας να περιλαμβάνει μεγαλύτερη διακύμανση τόσο στα χαρακτηριστικά της περιοχής (π.χ. κοινωνικοοικονομικά και φυσικά χαρακτηριστικά) όσο και στα χαρακτηριστικά της μελέτης (π.χ. μέθοδος αποτίμησης), που δεν μπορούν να προκύψουν από μία και μόνη πρωτογενή μελέτη αποτίμησης.

Πίνακας ΙΙ.1. Αριθμός πυρκαγιών που έκαψαν περισσότερο από 1.000, 500 ή 100 στρέμματα δάσους (F) ή δασικής έκτασης (FA).

YEAR	N1000 F	N1000 FA	N500 F	N500 FA	N100 F	N100 FA	T. SUMMER	P. SUMMER
2000	32	54	42	87	99	249	23,59	0,42
2001	4	10	13	20	47	109	23,57	0,61
2002	0	2	2	4	3	33	23,24	1,27
2003	1	0	2	7	10	59	24,06	0,68
2004	4	4	4	5	14	71	22,67	0,90
2005	4	5	4	9	13	43	22,70	0,92
2006	2	8	4	15	9	70	22,89	1,02
2007	24	59	31	79	55	181	24,47	0,73
2008	6	13	14	36	38	142	24,01	0,53
2009	8	16	12	22	26	78	23,21	0,98
2010	3	8	5	15	18	89	23,73	1,05
2011	6	22	8	41	21	148	23,34	0,63
2012	7	26	10	55	34	151	25,30	0,33
2013	2	13	4	21	14	84	23,64	0,64
2014	1	12	3	23	13	60	23,25	0,97
2015	4	10	4	18	15	62	23,36	1,29
2016	9	17	11	34	30	102	24,14	0,79
2017	5	15	9	24	14	101	24,15	1,18
2018	3	6	5	12	10	47	23,27	2,10
2019	2	8	4	14	16	62	24,18	0,98
2020	3	12	6	27	13	77	23,31	1,01
Average	6	15	9	27	24	96	23,62	0,91
Sum	130	320	197	568	512	2.018		

T. SUMMER: Temperature Summer.

P. SUMMER: Precipitation Summer.

Πίνακας ΙΙ.2. Αποτελέσματα παλινδρόμησης Poisson για δασικές πυρκαγιές που έκαψαν περισσότερα από 1.000 στρέμματα δασικής έκτασης.

```
2 . poisson N1000FA TEMPSUMMER PRECIPSUMMER

Iteration 0:   log likelihood = -123.73066
Iteration 1:   log likelihood = -123.72591
Iteration 2:   log likelihood = -123.72591

Poisson regression                                      Number of obs =     21
                                                        LR chi2(2)    =  75.32
                                                        Prob > chi2   = 0.0000
Log likelihood = -123.72591                             Pseudo R2     = 0.2334
```

N1000FA	Coefficient	Std. err.	z	P>|z|	[95% conf.	interval]
TEMPSUMMER	.2818656	.0942328	2.99	0.003	.0971728	.4665585
PRECIPSUMMER	-1.117714	.2217807	-5.04	0.000	-1.552397	-.6830322
_cons	-3.044269	2.346368	-1.30	0.194	-7.643066	1.554527

Πίνακας ΙΙ.3. Αποτελέσματα παλινδρόμησης Poisson για τις δασικές πυρκαγιές που έκαψαν περισσότερα από 500 στρέμματα ή περισσότερα από 100 στρέμματα δασικής έκτασης.

```
3 . poisson N500FA TEMPSUMMER PRECIPSUMMER

Iteration 0:   log likelihood = -139.40417
Iteration 1:   log likelihood = -139.39372
Iteration 2:   log likelihood = -139.39372

Poisson regression                                      Number of obs =     21
                                                        LR chi2(2)    =  140.02
                                                        Prob > chi2   =  0.0000
Log likelihood = -139.39372                             Pseudo R2     =  0.3343
```

N500FA	Coefficient	Std. err.	z	P>|z|	[95% conf.	interval]
TEMPSUMMER	.2767743	.0706963	3.91	0.000	.1382121	.4153364
PRECIPSUMMER	-1.168463	.1679592	-6.96	0.000	-1.497657	-.8392687
_cons	-2.310864	1.761167	-1.31	0.189	-5.762688	1.140961

```
4 . poisson N100FA TEMPSUMMER PRECIPSUMMER

Iteration 0:   log likelihood = -183.11282
Iteration 1:   log likelihood = -183.10147
Iteration 2:   log likelihood = -183.10147

Poisson regression                                      Number of obs =     21
                                                        LR chi2(2)    =  274.05
                                                        Prob > chi2   =  0.0000
Log likelihood = -183.10147                             Pseudo R2     =  0.4280
```

N100FA	Coefficient	Std. err.	z	P>|z|	[95% conf.	interval]
TEMPSUMMER	.114308	.0381198	3.00	0.003	.0395946	.1890215
PRECIPSUMMER	-1.008227	.0850028	-11.86	0.000	-1.17483	-.8416251
_cons	2.704126	.9424219	2.87	0.004	.8570133	4.551239

Πίνακας ΙΙ.4. Αποτελέσματα παλινδρόμησης Poisson για τις δασικές πυρκαγιές που έκαψαν περισσότερα από 1.000, 500 ή 100 στρέμματα δάσους.

```
2 . poisson N1000F TEMPSUMMER PRECIPSUMMER

Iteration 0:   log likelihood = -82.057362
Iteration 1:   log likelihood = -82.047629
Iteration 2:   log likelihood = -82.047627

Poisson regression                                Number of obs =     21
                                                  LR chi2(2)    =  34.70
                                                  Prob > chi2   = 0.0000
Log likelihood = -82.047627                       Pseudo R2     = 0.1745

------------------------------------------------------------------------------
      N1000F | Coefficient  Std. err.      z    P>|z|     [95% conf. interval]
-------------+----------------------------------------------------------------
  TEMPSUMMER |   .0668461   .1493415     0.45   0.654    -.225858    .3595501
PRECIPSUMMER |  -1.616592   .3712919    -4.35   0.000    -2.344311   -.8888731
       _cons |   1.551852   3.714424     0.42   0.676    -5.728286    8.83199
------------------------------------------------------------------------------

3 . poisson N500F TEMPSUMMER PRECIPSUMMER

Iteration 0:   log likelihood =  -91.03888
Iteration 1:   log likelihood =  -91.03016
Iteration 2:   log likelihood = -91.030159

Poisson regression                                Number of obs =     21
                                                  LR chi2(2)    =  45.92
                                                  Prob > chi2   = 0.0000
Log likelihood = -91.030159                       Pseudo R2     = 0.2014

------------------------------------------------------------------------------
       N500F | Coefficient  Std. err.      z    P>|z|     [95% conf. interval]
-------------+----------------------------------------------------------------
  TEMPSUMMER |   .0860775    .121371     0.71   0.478    -.1518052    .3239603
PRECIPSUMMER |  -1.460375    .294609    -4.96   0.000    -2.037798   -.8829519
       _cons |   1.394044   3.015115     0.46   0.644    -4.515473    7.30356
------------------------------------------------------------------------------

4 . poisson N100F TEMPSUMMER PRECIPSUMMER

Iteration 0:   log likelihood = -127.10147
Iteration 1:   log likelihood = -127.04397
Iteration 2:   log likelihood = -127.04396

Poisson regression                                Number of obs =     21
                                                  LR chi2(2)    = 139.68
                                                  Prob > chi2   = 0.0000
Log likelihood = -127.04396                       Pseudo R2     = 0.3547

------------------------------------------------------------------------------
       N100F | Coefficient  Std. err.      z    P>|z|     [95% conf. interval]
-------------+----------------------------------------------------------------
  TEMPSUMMER |  -.0177418   .0758135    -0.23   0.815    -.1663335    .1308498
PRECIPSUMMER |  -1.759367   .1899737    -9.26   0.000    -2.131709   -1.387025
       _cons |   5.040685   1.883439     2.68   0.007     1.349213    8.732157
------------------------------------------------------------------------------
```

Κεφάλαιο 4.2: Βέλτιστη Διαχείριση της Καύσιμης Ύλης στα Δάση της Ελλάδας εν Μέσω της Κλιματικής Αλλαγής: Μέθοδοι, Πρακτικές και Προτάσεις

Κωνσταντίνος Καλαμποκίδης[1] και Παλαιολόγος Παλαιολόγου[2]

[1]Τμήμα Γεωγραφίας, Σχολή Κοινωνικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Αιγαίου

[2]Τμήμα Δασολογίας και Διαχείρισης Φυσικού Περιβάλλοντος, Γεωπονικό Πανεπιστήμιο Αθηνών

4.2.1 Εισαγωγή

Το πρόβλημα των δασικών πυρκαγιών είναι σύνθετο και απαιτεί τη συνέργεια πολλών φορέων, μεθοδολογιών και πρακτικών για τη μείωση των επιπτώσεων της φωτιάς. Θεωρείται ως *a priori* γνώση ότι δεν υπάρχει περίπτωση να εξαλειφθεί πλήρως η φωτιά από τα εύφλεκτα και πυριγενή οικοσυστήματα της Μεσογείου και του Πλανήτη, ενώ είναι αδύνατον να αντιμετωπιστούν όλες οι νέες εστίες πυρκαγιών κατά τη διάρκεια της αντιπυρικής περιόδου, κυρίως όταν εκδηλώνονται ταυτόχρονα σε μεγάλη κλίμακα. Η διαχείριση του κινδύνου που προκύπτει από τα μεγάλα συμβάντα δασικών πυρκαγιών απαιτεί την υιοθέτηση ολιστικών προσεγγίσεων διαχείρισης που στοχεύουν τόσο στην πρόληψη όσο και στη βελτίωση της ικανότητας και αποτελεσματικότητας καταστολής των πυρκαγιών.

Η ανάπτυξη ολοκληρωμένων και στρατηγικών προγραμμάτων δασικής διαχείρισης επιτρέπει την υιοθέτηση μίας συμπληρωματικής προσέγγισης μεταξύ της καταστολής των πυρκαγιών και της διαχείρισης της βιομάζας (ή αλλιώς, καύσιμης ύλης), λαμβάνοντας υπόψη το γεγονός ότι πλήρης καταστολή όλων των πυρκαγιών δεν είναι μία εφικτή και λογική μακροπρόθεσμη στρατηγική (Keane *et al.* 2008, Moritz *et al.* 2014). Πάρα πολλές έρευνες πλέον από τη Βόρεια Αμερική (Lyons-Tinsley and Peterson 2012, Ager *et al.* 2014b, Loudermilk *et al.* 2014, Prichard and Kennedy 2014, USDA Forest Service 2018, Tubbesing *et al.* 2019) και τη Νότια Ευρώπη (Xanthopoulos *et al.* 2006, Fernandes *et al.* 2013, Salis *et al.* 2016) έχουν δείξει ότι είναι ιδιαίτερα κρίσιμο το να επενδυθούν περισσότερα χρήματα στην πρόληψη και στον προ-κατασταλτικό σχεδιασμό αν θέλουμε να πετύχουμε τον μετριασμό των επερχόμενων προκλήσεων που προκύπτουν από τις επιπτώσεις της κλιματικής κρίσης και της εγκατάλειψης της υπαίθρου στη διάταξη, ποσότητα και συνέχεια της δασικής καύσιμης ύλης.

Οι πρόσφατες ακραίες πυρκαγιές έχουν παρακινήσει, τόσο τις αρχές διαχείρισης των δασών στην Ελλάδα, όσο και τους υπεύθυνους χάραξης της εθνικής πολιτικής για την

αντιμετώπιση των δασικών πυρκαγιών, να επανεξετάσουν περαιτέρω τις υφιστάμενες πολιτικές. Πλέον όλο και συχνότερα επισημαίνεται η σημασία που έχει η διαχείριση των δασών για τον μετριασμό του κινδύνου των μεγάλων δασικών πυρκαγιών για την προστασία της ζωής και των οικισμών. Αυτό έρχεται σε έντονη αντίθεση με τις δεκαετίες 1950-1970, όταν η παραγωγή και η διαχείριση ξυλείας με τις παραδοσιακές μεθόδους αγροδασοπονίας ήταν οι υψηλότερες προτεραιότητες διαχείρισης (Papageorgiou *et al.* 2004, Papanastasis *et al.* 2009, Spanos *et al.* 2018).

Είναι γεγονός ότι στις περιοχές με κλίμα Μεσογειακού τύπου παρατηρείται μία διαρκώς αυξανόμενη τάση για δημιουργία νέων ή/και επέκταση υφιστάμενων ανθρώπινων οικισμών που με τη σειρά τους προκαλούν πιέσεις στο φυσικό περιβάλλον με την εισαγωγή ξενικών προς τη γηγενή βλάστηση ειδών, την αποψίλωση των δασών και τις ανθρώπινες δραστηριότητες σε περιοχές άγριας βλάστησης που αυξάνουν τον κίνδυνο πυρκαγιάς (Moreira *et al.* 2011). Ως αποτέλεσμα, η ανάμειξη φυσικών και ανθρώπινων συστημάτων (Scarascia-Mugnozza *et al.* 2000, Liu *et al.* 2007) έχει δημιουργήσει τοπία με μεγάλες ποσότητες καύσιμης ύλης και παράλληλα, υψηλή πληθυσμιακή πυκνότητα που με βεβαιότητα θα επηρεάζεται από περιστατικά δασικών πυρκαγιών των οποίων η καταστολή είναι από δύσκολη έως αδύνατη. Ο συνδυασμός της αύξησης της δασικής κάλυψης, της μείωσης της ετήσιας απολήψιμης ξυλείας και της επακόλουθης συσσώρευσης νεκρής και ζωντανής βιομάζας (Εικόνα 4.2.1) υποδηλώνει την ανάγκη για αύξηση της έκτασης που υφίσταται διαχείριση ετησίως, με στόχο τη μείωση του ρυθμού εξάπλωσης και της έντασης των πυρκαγιών που μπορεί να βλάψουν κατοικημένες περιοχές, πολιτιστικά μνημεία, οικολογικές περιοχές και αξίες, και οικοσυστημικές υπηρεσίες.

Πλέον, η έρευνα των δασικών πυρκαγιών κατέληξε σε προτάσεις υιοθέτησης σύγχρονων συστημάτων και πολιτικών διακυβέρνησης του κινδύνου για χώρες ή περιοχές που είναι επιρρεπείς στην επίδραση των δασικών πυρκαγιών εν μέσω της κλιματικής αλλαγής (Morehouse *et al.* 2011, Mateus and Fernandes 2014, Tedim *et al.* 2016, Curt and Frejaville 2017, Otero and Nielsen 2017, Theodorou and Alexandris 2019, Moreira *et al.* 2020). Αυτά τα συστήματα τονίζουν την ανάγκη καλύτερης διαχείρισης του τοπίου για την επίτευξη αλλαγών στη διάταξη και στη σύνθεση της δασικής καύσιμης ύλης της Μεσογείου για την πρόληψη μελλοντικών καταστροφών από δασικές πυρκαγιές και στη διεπαφή της πόλης με την περιαστική φύση (Wildland-Urban Interface, WUI).

Εικόνα 4.2.1. Τυπική κατάσταση αδιαχείριστων θερμόβιων δασών κωνοφόρων στην Ελλάδα με εμφανώς αυξημένη ποσότητα και συνέχεια της δασικής καύσιμης ύλης.

4.2.2 Εμπόδια στη διαχείριση της δασικής βιομάζας για τη μείωση του κινδύνου πυρκαγιών

Στην Ελλάδα, 65 εκατομμύρια στρέμματα χαρακτηρίζονται είτε ως δάση (30% της συνολικής Ελληνικής επικράτειας) είτε ως δασικές εκτάσεις (20%). Κατά την περίοδο 1990–2020, τα δάση αυξήθηκαν κατά 18,3%, αλλά η απόληψη ξυλείας μειώθηκε από περίπου 2,5 εκατομμύρια m^3 τη δεκαετία του 1990, σε περίπου 1,4 εκατομμύρια m^3 το 2016, και η οποία αφορά κυρίως την παραγωγή καυσόξυλων. Συνολικά, το απόθεμα ξυλείας αυξήθηκε από 156 εκατομμύρια m^3 το 1990 σε 185 εκατομμύρια m^3 το 2013, με ένα σταθερό (47 m^3) μέσο όγκο αύξησης του ξυλαποθέματος ανά εκτάριο (FOREST EUROPE 2020).

Το θέμα της αναδάσωσης και της αύξησης της δασικής βιομάζας (Εικόνα 4.2.2) εντείνεται από τη μείωση της απασχόλησης στον τομέα της δασικής διαχείρισης, η οποία μειώθηκε κατά το ήμισυ μεταξύ 2009 και 2015 (δηλαδή απομένουν περίπου 23 χιλιάδες άτομα στον κλάδο) (Papageorgiou *et al.* 2004, FOREST EUROPE 2020). Ωστόσο, η απαιτούμενη

αύξηση της δασικής διαχείρισης είναι απίθανο να προέλθει από τις λίγες εκατοντάδες ιδιωτών ιδιοκτητών δασών που διαχειρίζονται μόνο το 8% όλων των δασών της Ελλάδας, καθώς πρόκειται για επιχειρήσεις που παράγουν κυρίως καυσόξυλα με πολύ χαμηλή κερδοφορία και περιορισμένη μερική απασχόληση, ενώ δραστηριοποιούνται κυρίως σε αγροτικές περιοχές (Papageorgiou *et al.* 2004). Από τα παραπάνω, είναι σαφές ότι το Ελληνικό Κράτος θα πρέπει να ασχοληθεί πιο ενεργά με τη διαχείριση των δασών και να προωθήσει πολιτικές που μπορούν τελικά να αυξήσουν την ετήσια διαχειριζόμενη έκταση που είτε δέχεται διαχείριση για τη μείωση του κινδύνου πυρκαγιάς, είτε διαχειρίζεται για την επίτευξη οικολογικών στόχων ή την αποκατάσταση των εκτάσεων (π.χ. ανόρθωση πρεμνοφυών δασών), ενισχύοντας παράλληλα τη συνεργασία μεταξύ των κύριων ιδιοκτητών γης (δημόσιες, δημοτικές, εκκλησιαστικές και ιδιωτικές δασικές εκτάσεις).

Το πρόβλημα της διαχείρισης της καύσιμης ύλης επιδεινώνει την πρακτική παράνομων πυρκαγιών για τη μετατροπή των Μεσογειακών θαμνωδών εκτάσεων σε γεωργικές εκτάσεις και βοσκοτόπια (Papanastasis 2004). Μέχρι τις αρχές της πρώτης δεκαετίας του 2000, διάφορες ενέργειες επέτρεπαν στους ιδιοκτήτες γης να επαναταξινομήσουν τα καμένα δάση ως «μη δασικές» εκτάσεις, καταργώντας έτσι πολλούς διοικητικούς περιορισμούς στη χρήση γης (Ν. 1734/1987 και 3208/2003). Η έλλειψη εθνικού κτηματολογίου παρακίνησε τους ιδιοκτήτες γης να χρησιμοποιήσουν τη φωτιά με αυτό τον τρόπο για να καταπατήσουν δημόσιες ή αμφισβητούμενες δασικές εκτάσεις και κατά συνέπεια να αυξήσουν τον κατακερματισμό του τοπίου (landscape fragmentation).

Εικόνα 4.2.2. Φυσική αναδάσωση και αύξηση της δασικής βιομάζας σε αδιαχείριστο δάσος κωνοφόρων.

Ο κατακερματισμός του τοπίου οδηγεί σε αναποτελεσματικότητα της διαχείρισης κινδύνου πυρκαγιάς (Busby *et al.* 2012, Salis *et al.* 2018), καθώς η συνεργασία μεταξύ διαφορετικών ιδιοκτητών γης επηρεάζεται από την έλλειψη χρηματοδότησης, τα αντίθετα συμφέροντα, την κακή κουλτούρα διαχείρισης, την επιθυμητή μέθοδο διαχείρισης του κάθε ιδιοκτήτη και τα κίνητρα τους. Αρνητικές εξωτερικές επιδράσεις δημιουργούνται επίσης αφού οι ιδιώτες ιδιοκτήτες γης δεν επιβαρύνονται με το άμεσο κόστος της πυρόσβεσης όταν η πυρκαγιά φτάσει στην περιουσία τους, περίπτωση που ισχύει στην Ελλάδα, μειώνοντας την πιθανότητα να εμπλακούν σε συνεργατικές μεθόδους μείωσης της καύσιμης ύλης (Crowley *et al.* 2009).

Η αύξηση της διαχείρισης της καύσιμης ύλης για τη διευκόλυνση των υφιστάμενων προσπαθειών καταστολής περιορίζεται από μία σειρά κοινωνικοοικονομικών ρυθμιστικών παραγόντων. Πρώτον, η μείωση της καύσιμης ύλης με εφαρμογή μεθόδων δασικής διαχείρισης ρυθμίζεται από τη Δασική Υπηρεσία τόσο σε κρατικές (65% όλων των δασών) όσο και σε μεγάλες ιδιωτικές δασικές εκτάσεις. Οι ιδιώτες ιδιοκτήτες δασικών εκτάσεων υποχρεούνται να εκπονούν λεπτομερή σχέδια διαχείρισης τους για την εφαρμογή μηχανικών μεθόδων διευθέτησης καύσιμης ύλης και απαγορεύεται η χρήση προδιαγεγραμμένης καύσης (Ν. 998/1979, 16-4). Αυτοί οι περιορισμοί, σε

συνδυασμό και με την έλλειψη χρηματοδότησης, έχουν περιορίσει τις δραστηριότητες διαχείρισης της καύσιμης ύλης στην πλειονότητα των δασικών εκτάσεων.

Σε κρατικές εκτάσεις, η διαχείριση των δασών επικεντρώνεται στη συγκομιδή για εμπορική παραγωγή ξυλείας, κυρίως σε οικοσυστήματα μεγαλύτερων υψομέτρων, αφήνοντας τα πιο επιρρεπή σε πυρκαγιά θερμόβια δάση κωνοφόρων και τις αειθαλείς θαμνώδεις εκτάσεις σε μεγάλο βαθμό αδιαχείριστα και, ως αποτέλεσμα, επιρρεπή στη συσσώρευση καύσιμης ύλης (Xanthopoulos 2004). Ο συντονισμός για τη διαχείριση της καύσιμης ύλης μεταξύ κρατικών και ιδιωτικών δασικών εκτάσεων είναι περιορισμένος. Γενικά, το τρέχον σχήμα ιεράρχησης της κρισιμότητας των έργων διαχείρισης (δηλαδή αυτά που θα λάβουν εν τέλει τη χρηματοδότηση) εστιάζει σε μικρής κλίμακας, διάσπαρτα έργα διαχείρισης της καύσιμης ύλης γύρω από τη διεπιφάνεια πόλης-περιαστικής φύσης, τις υποδομές και άλλους πολύτιμους υλικούς και άυλους πόρους (Henderson *et al.* 2005, Xanthopoulos *et al.* 2006, Kalabokidis *et al.* 2008) (N. 998/1979, 25-1).

4.2.3 Υφιστάμενος σχεδιασμός προληπτικής πυροπροστασίας

Η προσαρμογή στην κλιμάκωση των προβλημάτων που προκαλούν οι καταστροφικές δασικές πυρκαγιές στην Ελλάδα είναι ένα σύνθετο πρόβλημα σχετιζόμενο με τον τρόπο διακυβέρνησης του κινδύνου στη χώρα. Οι υπάρχουσες πολιτικές που διέπουν τη διαχείριση της καύσιμης ύλης και τη χρήση της προδιαγεγραμμένης καύσης έχουν δει μόνο μικρές προσαρμογές τα τελευταία 50 χρόνια. Ενώ η εθνική ευθύνη για τη διαχείριση του κινδύνου πυρκαγιάς συντονίζεται σήμερα στο πλαίσιο της αναβαθμισμένης πλέον Γενικής Γραμματείας Πολιτικής Προστασίας (ΓΓΠΠ), ένα συνονθύλευμα υπηρεσιών και πολιτικών διαμορφώνουν τη βραχυπρόθεσμη και μεσο-μακροπρόθεσμη απόκριση στο φαινόμενο των δασικών πυρκαγιών (Morehouse *et al.* 2011, Sapountzaki *et al.* 2011).

Για παράδειγμα, η διαχείριση των προσπαθειών μείωσης της βιομάζας σε φυσικές περιοχές γίνεται από τη Δασική Υπηρεσία, ενώ η μείωση της εντός και γύρω από τους οικισμούς είναι ευθύνη της Τοπικής Αυτοδιοίκησης. Η κατάσβεση των πυρκαγιών πραγματοποιείται από διάφορους φορείς, συμπεριλαμβανομένου του Πυροσβεστικού Σώματος (ως κύριου φορέα), της Πολεμικής Αεροπορίας, του Ελληνικού Στρατού και των Εθελοντικών Πυροσβεστικών Δυνάμεων, όλοι υπό τον συντονισμό της ΓΓΠΠ (Xanthopoulos 2004). Το μεγαλύτερο μέρος των κρατικών δαπανών δαπανάται για την καταστολή των πυρκαγιών (περίπου 500 εκατομμύρια ευρώ ετησίως για το Πυροσβεστικό Σώμα), με μικρή μόνο χρηματοδότηση για προγράμματα διαχείρισης της καύσιμης ύλης και πρόληψης νέων εστιών πυρκαγιάς στη Δασική Υπηρεσία και στην Τοπική Αυτοδιοίκηση (25 εκατομμύρια ευρώ ετησίως). Παρά την ασύμμετρη

χρηματοδότηση της καταστολής σε σύγκριση με την πρόληψη, όταν πολλαπλές πυρκαγιές συμβαίνουν ταυτόχρονα υπό ακραίες μετεωρολογικές συνθήκες, οι πόροι καταστολής καθίστανται ανεπαρκείς, ειδικά σε θέσεις με έντονο μορφολογικό ανάγλυφο ή απομονωμένες τοποθεσίες ή περιαστικά περιβάλλοντα, με αποτέλεσμα να προκύπτουν πυρκαγιές μεγάλης κλίμακας που διασχίζουν μεγάλο αριθμό διαφορετικών ιδιοκτησιών και χρήσεων γης, συνθηκών καύσιμης ύλης και βλάστησης, και διοικητικές διαιρέσεις.

Χώρες όπως η Ελλάδα εφαρμόζουν μία μινιμαλιστική προσέγγιση στη διαχείριση της καύσιμης ύλης όσον αφορά την έκταση της περιοχής, το μέγεθος των διαχειριστικών μονάδων και την ένταση στην εφαρμογή των διαφορετικών μεθόδων διαχείρισης. Σπάνια οι φορείς διαχείρισης των δασών σχεδιάζουν να εφαρμόσουν αντιπυρική διαχείριση σε εκτάσεις συγκρίσιμου μεγέθους με τις προβλεπόμενες καμένες εκτάσεις από πιθανά μελλοντικά περιστατικά πυρκαγιών. Απλούστερα, αν προβλέπεται ότι σε μία περιοχή που περικλείει έναν οικισμό ο οποίος διατρέχει αυξημένο κίνδυνο για να εισέλθουν οι φλόγες εντός των ορίων του η εκτιμώμενη έκταση των μελλοντικών πυρκαγιών θα είναι 1.000 στρέμματα, τότε θα πρέπει να εφαρμοστεί διαχείριση πριν την εκδήλωση τους σε αυτά τα 1.000 στρέμματα. Επιπλέον, ο τρέχων σχεδιασμός πυροπροστασίας είτε είναι ανύπαρκτος για πολλές περιοχές και τύπους βλάστησης της χώρας, είτε επικεντρώνεται στενά στη διαχείριση μικρών εκτάσεων κοντά σε δρόμους και κοινότητες που ελάχιστη επίδραση μπορούν να έχουν στην αναχαίτιση μίας μεγάλης πυρκαγιάς. Η πολιτική αυτή αποτυγχάνει στον προσδιορισμό συγκεκριμένων στρατηγικών σε επίπεδο τοπίου και έχει διαθέσιμο περιορισμένο αριθμό ενεργειών και δράσεων διαχείρισης της βιομάζας (Scarascia-Mugnozza *et al.* 2000). Μία πιο αποτελεσματική στρατηγική θα επέκτεινε τις θετικές επιπτώσεις της διαχείρισης της βιομάζας σε κλίμακες τοπίου, σε αντίθεση με την περιορισμένης χωρικής κλίμακας διαχείριση που εφαρμόζεται τώρα, για να επιβραδύνει την εξάπλωση των μεγάλων πυρκαγιών και να μειώσει την ένταση τους, διευκολύνοντας έτσι τις προσπάθειες καταστολής τους.

Στην Ελλάδα, οι περιοχές που εφαρμόζεται διαχείριση της καύσιμης ύλης επαναδασώνονται με ταχεία αναβλάστηση των φρυγάνων και θαμνώνων, μερικές φορές με πιο εύφλεκτη βλάστηση από αυτή που αφαιρέθηκε, ενώ συνήθως και λόγω έλλειψης κονδυλίων δεν γίνονται επακόλουθες δράσεις συντήρησης τους ώστε να παραμείνουν ως ζώνες μειωμένης καύσιμης ύλης για μεγαλύτερο χρονικό διάστημα. Τα περισσότερα έργα διαχείρισης της καύσιμης ύλης αφορούν την κατασκευή αντιπυρικών ζωνών σε δασικές εκτάσεις κοντά σε οικισμούς (Εικόνα 4.2.3), ενώ η χωροθέτηση σε πυκνές δασικές περιοχές εφαρμόζεται δίχως στρατηγική αξιολόγηση των πιθανών ροών της πυρκαγιάς στο τοπίο, ώστε αυτές οι ζώνες να μπορούν να διακόψουν τη συνέχεια της πυκνής βλάστησης τέμνοντας κάθετα αυτές τις ροές, που εν πολλοίς καθορίζονται από την τοπογραφία της περιοχής και άρα μπορεί να είναι προβλέψιμες (Rachmawati *et al.* 2016, Aparício *et al.* 2022). Οι άκρες και τα όρια αυτών των αντιπυρικών ζωνών συχνά

είναι καλυμμένες από βλάστηση με δυνατότητα παραγωγής πυρκαγιών υψηλής έντασης που με τη σειρά τους προκαλούν νέες πυρκαγιές μέσω της δράσης του πετάγματος και μεταφοράς των καυτρών (κηλίδωση / spotting) που μπορούν υπό προϋποθέσεις να ταξιδέψουν χιλιόμετρα μακριά από το φλεγόμενο μέτωπο (Finney and Cohen 2003).

Εικόνα 4.2.3. Κατασκευή αντιπυρικής ζώνης με χρήση χωματουργικών μηχανημάτων κοντά σε οικισμό.

Ως αποτέλεσμα όλων των παραπάνω, έως σήμερα η μόνη αποτελεσματική διαχείριση του κινδύνου από τις δασικές πυρκαγιές συμβαίνει εξ ολοκλήρου από τις κατασταλτικές δυνάμεις, κατά κύριο λόγο με τη χρήση εναέριων μέσων πυρόσβεσης, ώστε να προστατευτούν οι ανθρώπινες ζωές, η ιδιωτική περιουσία και άλλες αξίες σε κίνδυνο. Οι περιοχές εφαρμοσμένης προ-κατασταλτικής διαχείρισης (αντιπυρικές ζώνες πλήρως καθαρισμένες ή στεγασμένες, οδικοί άξονες, καθαρισμοί πέριξ των δρόμων και των δικτύων μεταφοράς ενέργειας) σχεδόν πάντα έχουν αποτύχει στην αναχαίτιση της πυρκαγιάς από μόνες τους, ενώ συχνά ακόμα και η συμβολή επίγειων κατασταλτικών πυροσβεστικών δυνάμεων δεν επαρκεί.

4.2.4 Πλαίσιο για τη βελτίωση του προληπτικού αντιπυρικού σχεδιασμού στην Ελλάδα

Ο μετριασμός των αυξανόμενων προβλημάτων που προκαλούν οι όλο και συχνότερες μεγάλες πυρκαγιές στην Ελλάδα, και λόγω των κλιματικών ανωμαλιών, προϋποθέτει ότι θα υιοθετηθούν και θα εφαρμοστούν νέες πολιτικές πρόληψης (και καταστολής). Η διαχείριση της δομής, της διάταξης και των φορτίων της καύσιμης ύλης σε επίπεδο τοπίου αποτελεί βασικό συστατικό των στρατηγικών διαχείρισης των πυρκαγιών, καθώς οι άλλοι δύο παράγοντες που επιδρούν στη συμπεριφορά των πυρκαγιών (καιρός και τοπογραφία) δεν μπορούν να μεταβληθούν (Tubbesing *et al.* 2019). Η μόνη δυνατότητα παρέμβασης και ελέγχου παραμένει η διαχείριση της φυτικής καύσιμης ύλης πριν την εκδήλωση της φωτιάς. Ως διαχείριση καύσιμης ύλης στο τοπίο ορίζεται η διευθέτηση ή μείωση της φυτικής ύλης (φυσικής προέλευσης ή/και ανθρωπογενών δραστηριοτήτων) με σκοπό να επιτευχθούν προστατευτικοί και διαχειριστικοί στόχοι, ενώ συγχρόνως διαφυλάσσεται και βελτιώνεται η ποιότητα του περιβάλλοντος. Ως εκ τούτου, οι στρατηγικές διαχείρισης της καύσιμης ύλης στο περιβαλλοντικό τοπίο πρέπει να μπορούν να κλιμακωθούν καταλλήλως ώστε να προσαρμόζονται σε συγκεκριμένα προβλήματα και προκλήσεις της διαχείρισης του κινδύνου, δηλαδή οι δράσεις πρόληψης πρέπει να καλύπτουν τόσο την περιοχή όπου πηγάζει ο κίνδυνος, όσο και τις αξίες που αναμένεται ότι θα επηρεαστούν από αυτό τον κίνδυνο, π.χ. εξοχικές ή μόνιμες κατοικίες, περιοχές ύδρευσης, φυσικές περιοχές αυξημένου κάλλους κλπ. Για την περίπτωση σχεδίων και προγραμμάτων προστασίας των οικισμών, αυτό σημαίνει ότι τα τοπία με εύφλεκτη καύσιμη ύλη που περιβάλλουν αυτούς τους οικισμούς (μεγάλη κλίμακα) πρέπει να διαχειρίζονται συνδυαστικά με δράσεις διαχείρισης τόσο εντός της οικιστικής ζώνης (μέτρια κλίμακα), όσο και στη ζώνη ανάφλεξης κατοικιών (Home Ignition Zone), που αντιπροσωπεύει τη μικρότερη κλίμακα διαχείρισης (δηλαδή κήποι και αυλές) (Calkin *et al.* 2014).

Μία από τις πιο σημαντικές προκλήσεις των φορέων διαχείρισης των δασών είναι να εξετάσουν και να αποφασίσουν μεταξύ ανταγωνιστικών προτεραιοτήτων διαχείρισης του τοπίου, και μία τέτοια πρόκληση δημιουργεί ένα σύνθετο χωρικό πρόβλημα αντισταθμισμάτων για τους υπεύθυνους διαχείρισης (Ager *et al.* 2017), που επιδιώκουν να εντοπίσουν τη βέλτιστη επιλογή και χωροθέτηση έργων λαμβάνοντας υπόψη τις οικονομικές δυνατότητες της χώρας και άλλους περιορισμούς της διαχείρισης, π.χ. Νόμος για τα «Απάτητα Βουνά» που εισέρχονται σε καθεστώς απόλυτης προστασίας ή τους περιορισμούς στις επεμβάσεις εντός των προστατευόμενων Εθνικών Δρυμών ή Εθνικών Πάρκων. Η ανάπτυξη ενός ευρύτερου συνδυασμού προτεραιοτήτων δασικής διαχείρισης που είναι προσαρμοσμένες σε συγκεκριμένες περιοχές με βάση τα πυρικά καθεστώτα, τις ανθρώπινες αξίες και τις χρήσεις γης που επικρατούν εκεί, θα μπορούσε ενδεχομένως να τονίσει το πού οι εναλλακτικές και ολοκληρωμένες στρατηγικές διαχείρισης παρέχουν μία μακροπρόθεσμη λύση για την καλύτερη συνύπαρξη του ανθρώπου με τον κίνδυνο της φωτιάς (Moritz *et al.* 2014).

Οι στόχοι διαχείρισης μπορεί να περιλαμβάνουν, μεταξύ άλλων, την ανθεκτικότητα στη φωτιά των δασικών τοπίων, την αποκατάσταση των αγροδασικών πυρκαγιών που μπορεί και να είναι ωφέλιμες υπό προϋποθέσεις για την οικολογία του τοπίου και τις επιπτώσεις στον άνθρωπο, την ασφαλή και αποτελεσματική κατάσβεση των μελλοντικών πυρκαγιών από την Πυροσβεστική Υπηρεσία, και οικιστικές περιοχές οι οποίες θα είναι προσαρμοσμένες στο να βιώνουν με τη φωτιά χωρίς να προκαλούνται καταστροφές ή θύματα. Παράδειγμα αυτής της προσέγγισης είναι η Συνεκτική Στρατηγική (Cohesive Strategy) που έχει θεσμοθετηθεί στις Ηνωμένες Πολιτείες (USDA Forest Service 2015). Όπως δείχνει και η διεθνής εμπειρία, οι εκτάσεις διαχείρισης της καύσιμης ύλης πρέπει να είναι σε θέση να περιορίζουν δραστικά την ταχύτητα εξάπλωσης μίας πυρκαγιάς ακόμα και χωρίς τη συμβολή κατασταλτικών δυνάμεων. Το τρίπτυχο αναχαίτισης των μεγάλων δασικών πυρκαγιών (Εικόνα 4.2.4) είναι: 1) η συνδυασμένη δράση των επίγειων και εναέριων μέσων κατάσβεσης, 2) σε εκτάσεις μειωμένης καύσιμης ύλης έπειτα από εφαρμογή διαχειριστικών έργων, και 3) η εφαρμογή παθητικών μεθόδων αναχαίτισης του πυρικού μετώπου και έμμεσης προσβολής του, όπως για παράδειγμα με την τεχνική του αντίπυρος.

Εικόνα 4.2.4. Συνδυασμένη δράση επίγειων και εναέριων μέσων πλησίον δρόμων και αντιπυρικών ζωνών στην πυρκαγιά του Έβρου το 2012.

Πολλές μελέτες έχουν δείξει ότι τα προγράμματα διαχείρισης σε κλίμακα τοπίου που κατανέμονται στρατηγικά είναι αποτελεσματικά στην αλλαγή της συμπεριφοράς των δασικών πυρκαγιών πριν οι πυρκαγιές φτάσουν στα όρια ενός οικισμού (Ager *et al.* 2007, Finney 2007, Wei 2012, Chung *et al.* 2013, Salis *et al.* 2016, Salis *et al.* 2018, Prichard *et al.* 2020, Παλαιολόγου κ.α. 2021a). Για παράδειγμα, μελέτες έχουν δείξει ότι η μείωση της αύξησης του μεγέθους μίας μεγάλης πυρκαγιάς μπορεί να επιτευχθεί μέσω της συλλογικής επίδρασης πολλών έργων διαχείρισης που εφαρμόζονται στο τοπίο με συγκεκριμένα πρότυπα χωροθέτησης μεταβάλλοντας τη διάταξη και την πυκνότητα αυτών των διαχειριζόμενων μονάδων (Finney 2001, Ager *et al.* 2013, Chung *et al.* 2013). Τα τυχαία και χωρίς σχεδιασμό πρότυπα χωροθέτησης των διαχειριστικών έργων είναι αναποτελεσματικά στην επίτευξη μεταβολών στους ρυθμούς εξάπλωσης των μεγάλων πυρκαγιών σε σύγκριση με τα στρατηγικά σχεδιασμένα πρότυπα, επειδή επιτρέπουν στη φωτιά να κινείται εύκολα πλευρικά γύρω από τις διαχειριστικές μονάδες, εκτός εάν εφαρμοστεί διαχείριση σε πολύ μεγάλα τμήματα του τοπίου – κυρίως με την εφαρμογή της μεθόδου της προδιαγεγραμμένης καύσης (Hayes *et al.* 2004). Υπάρχουν αρκετές εναλλακτικές μέθοδοι διαχείρισης της καύσιμης ύλης που μπορούν να εφαρμοστούν σε προεπιλεγμένες διαχειριστικές μονάδες, συμπεριλαμβανομένης της δασοκομίας με μηχανικά μέσα (π.χ. αραίωση της συστάδας από κάτω, κλάδεμα των δένδρων, ολοκληρωτική αποψίλωση), προδιαγεγραμμένη καύση και ελεγχόμενη βόσκηση για τη μείωση τόσο της επιφανειακής όσο και της κλιμακωτής καύσιμης ύλης (ladder fuels – δηλαδή βλάστηση που επιτρέπει στις φλόγες να μεταφερθούν ευκολότερα στην κόμη των δένδρων).

Η βελτίωση της διακυβέρνησης του κινδύνου πυρκαγιάς στην Ελλάδα θα απαιτήσει μία βαθιά ανάλυση των κοινωνικο-οικολογικών παραμέτρων της πυρκαγιάς όπως η ιδιοκτησία γης, η χρήση γης και η κατανομή της καύσιμης ύλης στο τοπίο, η θεσμική ποικιλομορφία και οι αποκλίνουσες στάσεις απέναντι στον κίνδυνο πυρκαγιάς (Xanthopoulos *et al.* 2006, Moreira *et al.* 2011, Palaiologou *et al.* 2021b, Troumbis *et al.* 2022). Το Ελληνικό Κράτος καλείται να διαχειριστεί το φαινόμενο των δασικών πυρκαγιών σε ένα εξαιρετικά αποκεντρωμένο περιβάλλον/ τοπίο με κατακερματισμένα αγροτεμάχια που διαχειρίζονται άτομα με αποκλίνουσες απόψεις σχετικά με τον κίνδυνο πυρκαγιών και την ανάγκη λήψης μέτρων (Morehouse *et al.* 2011). Οι μεγάλες πυρκαγιές καίνε χιλιάδες διαφορετικά αγροτεμάχια και οι μεμονωμένοι ιδιοκτήτες γης δεν κατανοούν ότι οι δραστηριότητες διαχείρισης ή η έλλειψη τους, επηρεάζουν αυτές τις πυρκαγιές όσον αφορά την εξάπλωση και την πιθανότητα να καεί η ιδιοκτησία τους. Προηγούμενες μελέτες σχετικά με αυτή την αλληλεξάρτηση του κατακερματισμού της γης και του κινδύνου πυρκαγιάς έχουν διερευνήσει το πώς μπορούν να προκύψουν θετικές χωρικές εξωτερικές επιδράσεις από ανάληψη συνεργατικών έργων διαχείρισης της καύσιμης ύλης, δηλαδή όταν ένας ιδιοκτήτης γης αναλαμβάνει τη διαχείριση της καύσιμης ύλης στην ιδιοκτησία του, οι γειτονικοί ιδιοκτήτες γης απολαμβάνουν και αυτοί τα οφέλη που προκύπτουν από τον συνολικά χαμηλότερο κίνδυνο πυρκαγιάς

(Butry and Donovan 2008, Konoshima *et al.* 2008, Crowley *et al.* 2009, Busby *et al.* 2012, Fischer and Charnley 2012, Busby *et al.* 2013).

4.2.5 Προτάσεις για τη διαχείριση της βιομάζας / καύσιμης ύλης στην Ελλάδα εν μέσω της κλιματικής αλλαγής

Βελτιστοποίηση της αποτελεσματικότητας διαχείρισης της βιομάζας: μέθοδοι και πρακτικές

Οι μέθοδοι διευθέτησης της καύσιμης ύλης, η διάνοιξη αντιπυρικών ζωνών και οι πρακτικές διαχείρισης των δασικών οικοσυστημάτων συμβάλλουν σημαντικά στη μείωση της πιθανότητας εμφάνισης μεγάλων και καταστροφικών πυρκαγιών (Omi and Kalabokidis 1998). Συγκεκριμένες μέθοδοι μείωσης της καύσιμης ύλης που περιλαμβάνουν μηχανικό θρυμματισμό, τεμαχισμό και διασκορπισμό, απομάκρυνση υπολειμμάτων, μετατροπή της βλάστησης, χημικά επιβραδυντικά και προδιαγεγραμμένη καύση μειώνουν τους κινδύνους σε περιορισμένη έκταση επιρροής (Εικόνα 4.2.5). Στην προδιαγεγραμμένη καύση έχει δοθεί ιδιαίτερη προσοχή τελευταία, λόγω και προτάσεων που έγιναν για την υλοποίηση της. Το μεγαλύτερο πλεονέκτημα της είναι το μικρό κόστος, αλλά υπάρχουν περιβαλλοντικοί και επιχειρησιακοί ενδοιασμοί – με δεδομένο ότι θα πρέπει πρώτα ο φορέας προστασίας/ εφαρμογής της να ασκεί αποτελεσματικά την πυρόσβεση πριν κάνει ελεγχόμενη χρήση της φωτιάς (Καλαμποκίδης κ.α. 2013). Οι αντιπυρικές ζώνες παρέχουν ουσιαστικά στρατηγικά σημεία αντιμετώπισης των δασικών πυρκαγιών, και μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως μεταβατικοί χώροι μεταξύ περιοχών διευθέτησης της καύσιμης ύλης και των πρακτικών διαχείρισης.

Εικόνα 4.2.5. Περιοχή εφαρμογής δασοκομικών χειρισμών με μηχανικά μέσα, με στόχο τη μείωση της επιφανειακής καύσιμης ύλης σε περιαστικό δάσος-πάρκο. Στο βάθος φαίνονται οι σωροί κλαδιών που προορίζονται για καύση.

Η υψηλή πολυπλοκότητα των προτύπων μετάδοσης των δασικών πυρκαγιών δια μέσου αρκετών διαφορετικών ιδιοκτησιών, καθεστώτων διαχείρισης και τύπων βλάστησης δεν μπορεί να μετριαστεί με τη διαχείριση μόνο εντός των δασών κωνοφόρων αλλά απαιτεί μία συντονισμένη στρατηγική αγρο-δασικής διαχείρισης των ελαιώνων, των δασωμένων αγρών, των δασών δρυός ή κωνοφόρων και των θαμνώνων αείφυλλων-πλατύφυλλων. Η έκταση και η επιλογή τόσο των μεθόδων διαχείρισης όσο και της χωροθέτησης των διαχειριστικών μονάδων πρέπει να λαμβάνει υπόψη μία σειρά συνδυαζόμενων μεταβλητών και παραμέτρων όπως: 1) των χωρικών προτύπων των ανθρώπινων και οικολογικών αξιών, 2) των στόχων διαχείρισης των πυρκαγιών και τη διαθέσιμη χρηματοδότηση, 3) των πυρικών καθεστώτων και 4) της έκθεσης των οικισμών και άλλων αξιών σε κίνδυνο όπως μετριέται με την πιθανότητα καύσης και την ένταση της πυρκαγιάς με την οποία εκτιμάται ότι θα επηρεαστούν (Ager *et al.* 2013). Συλλογικά, αυτοί οι παράγοντες καθορίζουν το ποια είναι η πιο κατάλληλη στρατηγική διαχείρισης της καύσιμης ύλης, καθώς και τον βαθμό στον οποίο η μακροπρόθεσμη διαχείριση του κινδύνου θα πρέπει να δίνει έμφαση είτε στην αποκατάσταση των ιστορικών συνθηκών

του τοπίου, οι οποίες το καθιστούσαν ανθεκτικό στη φωτιά, είτε στην προστασία οικοσυστημάτων και υποδομών υψηλής αξίας μέσω της καταστολής (Ager *et al.* 2013).

Τα αποτελέσματα της διαδικασίας ιεράρχησης των προτεραιοτήτων μας υποδεικνύουν πόση έκταση πρέπει να δεχθεί διαχείριση της καύσιμης ύλης και πού, αλλά για να συμβούν τα εκτιμώμενα επίπεδα επίτευξης της κάθε διαχειριστικής προτεραιότητας, η διαχείριση των δασών θα πρέπει να εφαρμόζεται αποτελεσματικά με μεθόδους διαχείρισης της βλάστησης και της καύσιμης ύλης που ευθυγραμμίζονται με τη διεθνή εμπειρία και πρακτική, λαμβάνοντας υπόψη και τη χρονική αναντιστοιχία τους (Graham *et al.* 2010, Jain *et al.* 2012). Πρόσφατες μελέτες στις Ηνωμένες Πολιτείες έδειξαν ότι η διαχείριση ενός τοπίου ακόμα και σε ποσοστό 30% της συνολικής του έκτασης μπορεί να έχει σημαντικές επιπτώσεις στην εξάπλωση και την ένταση της πυρκαγιάς όχι μόνο εκεί που εφαρμόστηκε, αλλά σε ολόκληρο το τοπίο – με άλλα λόγια, δεν χρειάζεται να εφαρμόζεται διαχείριση σε κάθε συστάδα ενός δάσους (Ager *et al.* 2021). Εν συντομία, οι στρατηγικές διαχείρισης της καύσιμης ύλης θα πρέπει να χρησιμοποιούν έναν συνδυασμό επεξεργασίας των επιφανειακών ποσοτήτων της με παράλληλη μείωση του βάθους και της συνέχειας της (π.χ. θρυμματισμός, προδιαγεγραμμένη καύση), επιπλέον στις δασοκομικές πρακτικές για την αλλαγή της δομής της κόμης των δένδρων (π.χ. αραίωση και χαμηλό κλάδεμα), καθώς και τη δημιουργία υποδομών και χώρων ασφάλειας για τη διευκόλυνση των δραστηριοτήτων καταστολής (π.χ. οδικά δίκτυα επαρκούς πλάτους και βατότητας και σημεία ύδρευσης).

Σε όλο τον κόσμο χρησιμοποιούνται διάφορες αντιπυρικές μέθοδοι διαχείρισης της καύσιμης ύλης (μηχανικές, βιολογικές, χημικές και δασοκομικές), αλλά η αποτελεσματικότητα τους για τον περιορισμό του αριθμού των πυρκαγιών (ανάφλεξη), της ταχύτητας διάδοσης ή εξάπλωσης (έλεγχος), της έντασης (ζημίες) και της αντίστασης ελέγχου (αντιπυρική γραμμή) διαφέρει (Omi 2015). Ένα γενικό πλαίσιο ανάλυσης των μεθόδων τροποποίησης της καύσιμης ύλης θα πρέπει να περιλαμβάνει ποσοτικούς δείκτες συμπεριφοράς της φωτιάς και των αποτελεσμάτων της (π.χ. μεταβολή της επικινδυνότητας, οικονομοτεχνική ανάλυση τύπου κόστους/ οφέλους, επιπτώσεις στο οικοσύστημα), πριν και μετά (και χωρίς) την εκτέλεση της κάθε μεθόδου (Omi and Kalabokidis 1998). Χρήση των συστημάτων γεωπληροφορικής και των μοντέλων προσομοίωσης επιτρέπει τον συνδυασμό πολύπλοκων περιβαλλοντικών πληροφοριών για την εκτίμηση των συνεπειών διαχείρισης της καύσιμης ύλης και τη μείωση του κινδύνου της φωτιάς χωρίς το οικολογικό και οικονομικό κόστος υλοποίησης των μεθόδων αυτών.

Οι περισσότερες πρόσφατες μελέτες συμφωνούν ότι η διαχείριση με συνδυασμό των μεθόδων των αραιώσεων και της προδιαγεγραμμένης καύσης έχει θετικά αποτελέσματα στη μείωση της σφοδρότητας καύσης, της θνησιμότητας των δένδρων και του καψίματος της κόμης σε σύγκριση με περιοχές που δεν δέχτηκαν διαχείριση, ενώ αν εφαρμοστεί μόνο προδιαγεγραμμένη καύση ή αραίωση χωρίς αυτές να συνδυαστούν, τότε η

επίδραση τους είτε είναι μικρή ή μηδενίζεται (Kalies and Yocom Kent 2016). Σε περίπτωση εφαρμογής της μεθόδου της προδιαγεγραμμένης καύσης, απαιτούνται μηχανικές μέθοδοι διαχείρισης όπως αραιώσεις (εμπορικές ή μη εμπορικές, ανάλογα με τη βλάστηση και τις συνθήκες της κάθε δασοσυστάδας), θρυμματισμοί ή υλοτόμηση ολόκληρων δένδρων όταν επικρατούν συνθήκες υψηλών φορτίων καύσιμης ύλης ή σε πυκνά δασικά οικοσυστήματα με κλιμακωτή βλάστηση για να μειωθεί η πυκνότητα της κόμης.

Πρόσφατες μελέτες έδωσαν έμφαση στην ανάγκη ενσωμάτωσης της αβεβαιότητας των δασικών πυρκαγιών σε αποτελεσματικά σχέδια μείωσης της καύσιμης ύλης, προκαλώντας συζητήσεις για το τι θα συμβεί εάν οι μελλοντικές πυρκαγιές κάψουν τις περιοχές που έχουν προτεραιότητα να δεχθούν έργα διαχείρισης της καύσιμης ύλης πριν από την προγραμματισμένη εφαρμογή των μέτρων εκεί, καθώς και εάν θα πρέπει να επιταχυνθεί η εκτέλεση των έργων ώστε να προλάβουν τις μελλοντικές αυτές πυρκαγιές (Ager *et al.* 2021). Για παράδειγμα, παρά την ευρεία εφαρμογή έργων διαχείρισης της καύσιμης ύλης στις Ηνωμένες Πολιτείες, τα οφέλη τους μειώνονται με την πάροδο του χρόνου σε μεγάλες εκτάσεις και τοπία λόγω της χαμηλής πιθανότητας οι περιοχές που έχουν υποστεί διαχείριση να καούν από μία μελλοντική πυρκαγιά εντός της διάρκειας ζωής αυτών των έργων (χρονική αναντιστοιχία), δηλαδή τα έργα επαναδασώνονται πολύ γρήγορα και όταν εν τέλει μία πυρκαγιά κάψει εκεί, αυτά δεν είναι πλέον αποτελεσματικά στη μείωση της ταχύτητας εξάπλωσης και έντασης της (Barnett *et al.* 2016). Η χρονική αναντιστοιχία μεταξύ της περιόδου εφαρμογής των έργων διαχείρισης της καύσιμης ύλης και της πιθανότητας να συναντήσουν κάποια πυρκαγιά εντός του χρόνου ζωής τους (δηλαδή πριν η βλάστηση επανακάμψει στις περιοχές όπου εφαρμόστηκαν αυτά τα έργα), καθώς και το ποιες μέθοδοι διαχείρισης θα εφαρμοστούν και πώς για κάθε περιοχή, θα πρέπει να λαμβάνονται υπόψη όταν οι φορείς διαχείρισης πυρκαγιάς καταρτίζουν τα σχέδια αντιπυρικής προστασίας.

Επιπλέον, ο σημαντικότερος υλικοτεχνικός περιορισμός της διαχείρισης είναι ο τρόπος με τον οποίο οι κορμοί που έχουν κοπεί μετακινούνται στον πλησιέστερο χώρο επεξεργασίας ξυλείας και ποια υποδομή απαιτείται (π.χ. άνοιγμα νέων δρόμων) (Εικόνα 4.2.6). Η ύπαρξη μονάδων επεξεργασίας ξύλου κοντά στις περιοχές διαχείρισης μπορεί να μειώσει το κόστος μεταφοράς της ξυλείας, να μειώσει το κλιματικό της αποτύπωμα (π.χ. μέσω της μείωσης των εκπομπών αέριων ρύπων και κατανάλωσης ορυκτών καυσίμων που χρειάζονται τα βαρέα οχήματα για τη μεταφορά της ξυλείας). Εξαιτίας όμως της ύπαρξης μίας παρακμάζουσας αγοράς ξύλου στη χώρα μας λόγω φθηνότερων εισαγωγών ξυλείας, οι υφιστάμενες βιομηχανίες ξυλείας πάσχουν από την έλλειψη επενδύσεων και δυνατοτήτων επεξεργασίας και τυποποίησης προϊόντων που προέρχονται από χαμηλότερη ποιότητα ξυλείας, δηλαδή της ξυλείας που πρέπει να βγει από τα δάση για τη μείωση του κινδύνου πυρκαγιάς (μικρότερης διαμέτρου κορμοί θερμόβιων κωνοφόρων). Ένα άλλο ζήτημα είναι η διαχείριση των υπολειμμάτων υλοτομίας για την αποφυγή αυξημένου μελλοντικού κινδύνου πυρκαγιάς σε

περιπτώσεις όπου δεν θα ακολουθεί καύση (προδιαγεγραμμένη ή σε σωρούς) ή θρυμματισμός. Η μόνη δυνατή επιλογή είναι η ακόμα συχνότερη καύση σε σωρούς αυτών των υπολειμμάτων, ίσως μέσω θεσμικών παρεμβάσεων ώστε να καταστεί υποχρεωτική για κάθε δραστηριότητα υλοτόμησης ή μείωσης της καύσιμης ύλης. Εν μέσω κλιματικής κρίσης, θεωρείται ότι το κλιματικό αποτύπωμα της μεταφοράς των υπολειμμάτων με φορτηγά όπως γίνεται έως τώρα είναι υψηλό και οικονομικά ασύμφορο, αλλά μπορεί να είναι επιθυμητό όταν η απομάκρυνση από το υλοτόμιο του δάσους και η διάθεση ή καύση τους σε άλλες περιοχές καθίσταται απαραίτητη για λόγους πυρασφάλειας.

Εικόνα 4.2.6. Κομμένοι κορμοί στοιβαγμένοι προς απόληψη σε χωματόδρομο πλησίον της περιοχής διαχείρισης.

Αγροδασοπονία

Γενικότερα στην Ελλάδα ανθεκτικές στη φωτιά συνθήκες ως προς τη συχνότητα, την ένταση, το μέγεθος, την εποχή εκδήλωσης και τη σφοδρότητα της καύσης επικρατούν στις περιοχές με την εντονότερη ανθρωπογενή επίδραση που βασίζεται σε ιστορικές πρακτικές, τοπία δηλαδή όπου, για παράδειγμα, η ανεπίσημη διαχείριση της καύσιμης ύλης γίνεται με τη χρήση της φωτιάς για τον καθαρισμό των αγρών και των χορτολιβαδικών εκτάσεων. Αυτές οι συνθήκες τοπίου επικρατούσαν μέχρι και τις αρχές

της δεκαετίας του 1970, χαρακτηρίζοντας το πυρικό καθεστώς της περιόδου ως αυτό της «προ-αγροτικής εξόδου», και στο οποίο εμφανίζονταν συχνές και χαμηλής εντάσεως ανθρωπογενείς πυρκαγιές. Το πυρικό αυτό καθεστώς θα μπορούσε να είναι ανάλογο με τους αντίστοιχους ορισμούς που χρησιμοποιούνται στη Βόρεια Αμερική για να περιγράψουν το γενικό πρότυπο με το οποίο εκδηλώνονταν πυρκαγιές κατά την εποχή όπου επικρατούσαν οι αυτόχθονες πληθυσμοί και στην οποία χρησιμοποιούσαν τις πυρκαγιές για τη βελτίωση της βόσκησης αλλά και για ευκολότερη θήρευση, σε συνδυασμό με τις συχνές πυρκαγιές λόγω φυσικών αιτίων (κεραυνοί), διαμορφώνοντας το τοπίο μέσω της συχνής καύσης (Kay and Simmons 2002).

Μετά από χιλιάδες χρόνια έντονης ανθρώπινης δραστηριότητας στην Ελλάδα, η φυσική και η ανθρωπογενής επιρροή στα πυρικά καθεστώτα είναι αδιαχώριστες, εκτός από μικρούς θύλακες στη Βόρεια Ελλάδα όπου τα παρθένα δάση δεν επηρεάστηκαν από τον άνθρωπο, με πυρικά καθεστώτα αντικατάστασης των συστάδων υψηλής σφοδρότητας καύσης και περίτροπους χρόνους επαναφοράς της φωτιάς από 200 έως 400 έτη. Τα σημερινά πυρικά καθεστώτα επηρεάστηκαν από την αγροτική έξοδο, την Κοινή Αγροτική Πολιτική της Ευρωπαϊκής Ένωσης και την πολιτική ιστορία της Ελλάδας. Χαρακτηρίζονται σε μεγάλο βαθμό από ανθρωπογενείς πυρκαγιές αντικατάστασης των συστάδων υψηλής σφοδρότητας, με περίτροπους χρόνους καύσης <50 ετών, που συνήθως καίνε εντός εγκαταλελειμμένων πρώην γεωργικών εκτάσεων όπου παρατηρείται συσσώρευση της ζωντανής καύσιμης ύλης και παράλληλη εξάπλωση σε μη διαχειριζόμενες δασικές περιοχές, κυρίως θερμόβιων κωνοφόρων, με συσσώρευση της νεκρής καύσιμης ύλης.

Οι ελαιοκαλλιέργειες στις οποίες οι ιδιοκτήτες εφαρμόζουν υψηλής εντάσεως εργασίες έχουν ως αποτέλεσμα τα φορτία της καύσιμης ύλης εκεί να είναι πολύ μικρά, όπως και στα διαχειριζόμενα δάση κωνοφόρων, λειτουργώντας έτσι κατά την επέλαση μίας πυρκαγιάς ως στεγασμένες αντιπυρικές ζώνες εφόσον φυσικά συνεχίσουν να διατηρούνται με αυτά τα χαμηλά φορτία βιομάζας (Εικόνα 4.2.7). Δεδομένου ότι έρευνες έχουν δείξει ότι οι αδιαχείριστες ελαιοκαλλιέργειες ευθύνονται για το ένα τρίτο όλων των μεταδιδόμενων πυρκαγιών και τα πυκνά θερμόβια κωνοφόρα για το ένα πέμπτο (Palaiologou *et al.* 2020), αναμένουμε ότι είναι εφικτό να δημιουργηθεί ένα πυρανθεκτικό τοπίο εάν οι παραδοσιακές και λελογισμένες πρακτικές διαχείρισης της βλάστησης, και με χρήση της ελεγχόμενης καύσης όπως πρέπει, συνεχιστούν με παράλληλη ενθάρρυνση και επέκταση σε μη διαχειριζόμενες εκτάσεις της χώρας. Η Ελλάδα μπορεί να μετριάσει τις αρνητικές επιπτώσεις της εγκατάλειψης της υπαίθρου και των αγρών της ενισχύοντας την αγροδασοπονία και την αγρο-κτηνοτροφία (Papanastasis *et al.* 2009, Damianidis *et al.* 2020).

Εικόνα 4.2.7. Ελαιώνας σε αναβαθμίδες με ολοκληρωτική απομάκρυνση της επιφανειακής καύσιμης ύλης με εφαρμογή αγροδασοπονικών μεθόδων διαχείρισης.

Η αγροδασοπονία μπορεί να συμβάλλει στη μείωση του κινδύνου πυρκαγιάς αφαιρώντας μέρος της βλάστησης του δασικού υπορόφου, ενώ παρέχει επίσης έσοδα από την πώληση της βιομάζας ως τροφή για τα ζώα ή βιοκαύσιμο (Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2009). Η δασοπονική κτηνοτροφία (silvo-pastoralism) μπορεί να μειώσει την εύφλεκτη βιομάζα στον δασικό υπόροφο, ιδιαίτερα τη χορτολιβαδική και ξυλώδη βλάστηση χαμηλού ύψους, χρησιμοποιώντας άλογα, αγελάδες, χοίρους και κατσίκες – οι τελευταίες προτιμούν να τρέφονται με ξυλώδεις θάμνους και νεαρά δένδρα (Damianidis *et al.* 2020) (Εικόνα 4.2.8). Η Δασική Υπηρεσία έχει την εξουσία να χορηγεί άδειες σε άτομα που διαμένουν σε παραδασόβιους οικισμούς για τη συγκομιδή ξυλείας προς κάλυψη οικιακών αναγκών ή για εμπορικούς λόγους, μία οικονομικά αποδοτική και κοινωνικά αποδεκτή εναλλακτική λύση σε σχέση με τη διαχείριση της καύσιμης ύλης με μηχανικές μεθόδους που εκτελούνται από εργολάβους και μπορεί σε συγκεκριμένες περιοχές να προκαλέσει κοινωνικές αντιδράσεις. Το μέτρο αυτό της αδειοδότησης μπορεί να επεκταθεί σε μη διαχειριζόμενες ή εγκαταλελειμμένες εκτάσεις και ιδιωτικά / μη δημόσια δάση, εντός σαφώς καθορισμένων ζωνών συγκομιδής. Αυτές οι ζώνες θα μπορούσαν να χαρτογραφηθούν εντοπίζοντας περιοχές όπου προβλέπεται να

ξεκινήσουν νέες πυρκαγιές που θα προκαλέσουν μεγάλη έκθεση των οικισμών σε αυτές με υψηλό κίνδυνο για τους πολίτες.

Εικόνα 4.2.8. Δάσος κωνοφόρων που έχει υποστεί έντονη βόσκηση από παρακείμενες κτηνοτροφικές μονάδες (αιγοπρόβατα).

Στα αραιά και νεαρά δάση κωνοφόρων, οι συνεργατικές ενέργειες μεταξύ ιδιωτών εργολάβων και της Δασικής Υπηρεσίας για την εκτέλεση δασοκομικών αραιώσεων θα μπορούσαν να μειώσουν τη δράση των δασικών πυρκαγιών και να βελτιώσουν την οικολογία και την υγεία των μελλοντικών δασών (Neary and Zieroth 2007). Η βόσκηση θα μπορούσε επίσης να ενταθεί και να ενισχυθεί με επιδοτήσεις σε περιαστικές κτηνοτροφικές εκμεταλλεύσεις σε αυτές τις περιοχές. Για την προστασία των ιδιωτικών δασών κωνοφόρων, εκτιμάται ότι θα ήταν σημαντική η συμβολή της υποχρεωτικής απομάκρυνσης της καύσιμης ύλης σε ιδιωτικές γεωργικές εκτάσεις υψηλού κινδύνου για τη μετάδοση πυρκαγιών εντός των ιδιωτικών / μη δημοσίων δασών.

Προδιαγεγραμμένη καύση

Από όλα τα προηγούμενα εγείρεται το ερώτημα πώς η Ελλάδα μπορεί να διαχειριστεί μεγάλες εκτάσεις με υψηλό κίνδυνο πυρκαγιάς για οικισμούς και μνημεία, όπου συνυπάρχουν πολλαπλές ιδιοκτησίες και με περιορισμένη ή καθόλου χρηματοδότηση για την εκτέλεση μηχανικών πρακτικών διαχείρισης της καύσιμης ύλης. Όπως προαναφέρθηκε, πριν από τη μεγάλη εγκατάλειψη της υπαίθρου στη μεταπολεμική εποχή (MacDonald *et al.* 2000, Benayas *et al.* 2007), η φωτιά ήταν μία ευρέως διαδεδομένη πρακτική των τοπικών πληθυσμών που χρησιμοποιούνταν για να καθαρίσουν δασικά και λιβαδικά οικοσυστήματα από την ανεπιθύμητη βλάστηση, η απουσία της οποίας (μέσω της νομικής απαγόρευσης) έχει προκαλέσει επέκταση της άγριας βλάστησης σε πρώην γεωργικές εκτάσεις και φυσική αναδάσωση (Zakkak *et al.* 2014, Tedim *et al.* 2015).

Σε προηγούμενες έρευνες (Palaiologou *et al.* 2018, Palaiologou *et al.* 2021b), τονίστηκε ότι η προδιαγεγραμμένη ή ελεγχόμενη καύση (prescribed or controlled burning) είναι παράνομη στην Ελλάδα και ότι απαιτείται μεταρρύθμιση της νομοθεσίας για να καταστεί δυνατή η λελογισμένη εφαρμογή της. Ως αποτέλεσμα, το κόστος της επένδυσης σε έργα διαχείρισης για την επίτευξη των επιδιωκόμενων αποτελεσμάτων στη μεταβολή της συμπεριφοράς των μελλοντικών πυρκαγιών είναι σημαντικά υψηλότερο σε σύγκριση με παρόμοιες εφαρμογές έργων σε άλλες χώρες με καθιερωμένη κουλτούρα ή πρόσφατη πρακτική χρήσης της προδιαγεγραμμένης καύσης (Εικόνα 4.2.9).

Εικόνα 4.2.9. Προδιαγεγραμμένη ή ελεγχόμενη καύση για την απομάκρυνση νεκρής και ζωντανής καύσιμης ύλης σε δάσος κωνοφόρων στην Πολιτεία Μοντάνα (Δυτικές ΗΠΑ).

Η επανεισαγωγή της φωτιάς ως εργαλείο διαχείρισης μπορεί να είναι μία σημαντική οικονομικά αποδοτική στρατηγική για την επίλυση πολλών οικολογικών και διαχειριστικών προκλήσεων στο Ελληνικό τοπίο, αλλά απαιτείται περαιτέρω διερεύνηση για τον εντοπισμό πιθανών θέσεων εφαρμογής και για την αξιολόγηση της αποτελεσματικότητας της στη μείωση του ρυθμού εξάπλωσης και της έντασης των μελλοντικών πυρκαγιών (Παλαιολόγου κ.α. 2021b). Η προδιαγεγραμμένη καύση εφαρμόζεται ήδη στην Πορτογαλία (Fernandes and Botelho 2004), στην Ισπανία (Vélez 2010), στη Γαλλία (Lambert 2010) και στην Ιταλία (Ascoli and Bovio 2013), ενώ στην Ελλάδα σχεδιάζεται να εφαρμοστεί ή έχει κατά το παρελθόν εφαρμοστεί (Liacos 1974, Xanthopoulos *et al.* 2019) μόνο πειραματικά και σε μία πολύ μικρή δοκιμαστική έκταση. Νομικά πλαίσια και συστήματα επαγγελματικής διαπίστευσης για τη χρήση της φωτιάς με στόχο τη διαχείριση της καύσιμης ύλης υπάρχουν επί του παρόντος στη Γαλλία και στην Πορτογαλία (Montiel and Kraus 2010) και μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως παράδειγμα καλής εφαρμογής και πρακτικών για την Ελλάδα.

Όλα τα σενάρια διαχείρισης της καύσιμης ύλης που προτείνονται στα αντιπυρικά σχέδια περιλαμβάνουν τη χρήση μηχανικών μέσων, χειρωνακτικές εργασίες και καύσεις σε σωρούς, καθώς η μέθοδος της προδιαγεγραμμένης καύσης δεν είναι θεσμικά κατοχυρωμένη. Αν επιτευχθεί μία νομοθετική μεταρρύθμιση που θα επέτρεπε την

εφαρμογή μίας πολιτικής θεσμοθετημένης εφαρμογής της προδιαγεγραμμένης καύσης ως αποδέκτης μεθόδου για τη μείωση της καύσιμης ύλης, η οποία θα συμπεριλαμβάνει και την αντικατάσταση των παράνομων πυρκαγιών που ξεκινούν από τους κτηνοτρόφους για τον καθαρισμό των βοσκήσιμων γαιών (για παράδειγμα, Πυροσβεστική Διάταξη 9/2021 – ΦΕΚ Β 1923/13.05.2021, άρθρα 5-6 για την καύση χορτολιβαδικών εκτάσεων και βοσκοτόπων), η Ελλάδα θα μπορούσε να εφαρμόσει διαχείριση της καύσιμης ύλης με μειωμένο κόστος και παράλληλη αύξηση των διαχειριζομένων εκτάσεων για αποτελεσματική πρόληψη και αποφυγή εκδήλωσης πυρκαγιών σε δασικές και αγροτικές εκτάσεις (Παλαιολόγου κ.α. 2021b).

Τα επιχειρήματα υπέρ της χρήσης της φωτιάς για διαχείριση της καύσιμης ύλης υποστηρίζονται από πρόσφατες μελέτες που διαπίστωσαν ότι η αποτελεσματικότητα των μηχανικών μεθόδων διαχείρισης σε ακραίες συνθήκες παρουσίας φορτίων καύσιμης ύλης αυξάνεται όταν συνδυάζεται με καύση των υπολειμμάτων των υλοτομιών και της χαμηλής βλάστησης και ανεπιθύμητης αναγέννησης (Εικόνα 4.2.10). Ενώ αντιθέτως, αν εφαρμοστεί μόνο αραίωση ή ολοκληρωτική υλοτόμηση δίχως επακόλουθη προδιαγεγραμμένη καύση μπορεί να συμβάλλουν στη συσσώρευση διαθέσιμης βιομάζας προς καύση στην επιφάνεια της διαχειριστικής μονάδας, και σε περίπτωση που μελλοντικά ξεσπάσει εκεί μία πυρκαγιά αυτή να κάψει με μεγάλη σφοδρότητα προκαλώντας πολύ πιο σοβαρές μεταπυρικές επιπτώσεις (Prichard *et al.* 2020). Εξακολουθεί να είναι μία συνήθης πρακτική για τους αγρότες να χρησιμοποιούν τη φωτιά σε ελαιώνες για την καύση των υπολειμμάτων αγροτικών εργασιών σε σωρούς. Η συχνή καύση σε μία περιοχή μειώνει την ένταση και τη σφοδρότητα των μελλοντικών πυρκαγιών, ενώ η έλλειψη της φωτιάς για μεγάλα διαστήματα οδηγεί γενικά σε πυρκαγιές υψηλότερης σφοδρότητας που καταναλώνουν μεγάλο μέρος της υπέργειας ζωντανής και νεκρής βλάστησης (Moreira *et al.* 2011, USDA Forest Service 2014, Steel *et al.* 2015, Prichard *et al.* 2020).

Εικόνα 4.2.10. Δάσος κωνοφόρων στην Πολιτεία Όρεγκον (Δυτικές ΗΠΑ) όπου εφαρμόστηκαν αρχικά μηχανικές μέθοδοι διαχείρισης της καύσιμης ύλης στα δένδρα, και στη συνέχεια τα υπολείμματα υλοτομιών και η παρεδάφια ζωντανή και νεκρή καύσιμη ύλη κάηκαν με τη μέθοδο της προδιαγεγραμμένης καύσης.

Ιδιοκτησίες γης, κατακερματισμός του τοπίου και κουλτούρα κοινής διαχείρισης της καύσιμης ύλης

Διαπιστώθηκε σε πρόσφατες έρευνες (Palaiologou *et al.* 2018) ότι γεωργικές, μη διαχειριζόμενες και προστατευόμενες εκτάσεις οι οποίες στερούνται ενεργής διαχείρισης της καύσιμης ύλης, έχουν τη μεγαλύτερη δυνατότητα να προκαλέσουν πυρκαγιές που μπορούν να φτάσουν τόσο σε κοινότητες όσο και σε πολιτισμικά ή φυσικά μνημεία. Γεωργικές εκτάσεις με εγκαταλελειμμένες ή μερικώς διαχειριζόμενες ελαιοκαλλιέργειες και μη διαχειριζόμενες θαμνώδεις εκτάσεις κοντά σε κατοικημένες περιοχές ήταν οι πηγές της υψηλότερης μετάδοσης πυρκαγιάς και έκθεσης των οικισμών. Αναδασωμένες εκτάσεις στην Ελλάδα έχουν προκαλέσει πυρκαγιές ως σημεία έναρξης ή έχουν συντελέσει ώστε να μεταφερθούν μέσω αυτών πυρκαγιές μεγάλης κλίμακας στο παρελθόν (π.χ. Βαρθολομιό Ηλείας 2007, Έβρος 2011, Άγιο Όρος 2012) (Εικόνα 4.2.11) και αναμένεται να συμβεί ξανά λόγω της έλλειψης των απαιτούμενων αραιώσεων δένδρων και αφαίρεσης βιομάζας (Zagas *et al.* 2013). Σε πολλές περιοχές της

ηπειρωτικής Ελλάδας, οι τουριστικές τοποθεσίες είναι ως επί το πλείστον δασώδεις και σε γειτνίαση με κοινότητες, επιτρέποντας στις πυρκαγιές να διασχίζουν τα σύνορα τους και να απειλούν κτίρια και κατοικίες. Αντιθέτως, λιβάδια, διαχειριζόμενες και ιδιωτικές εκτάσεις που δέχονται διαχείριση της καύσιμης ύλης ή κάποιας μορφής διαταραχή (καύσεις για τον καθαρισμό της βλάστησης από γεωργούς ή κτηνοτρόφους, δασοκομία, πυρκαγιές ή/και βόσκηση) επηρεάζουν σχετικά λίγες κοινότητες.

Εικόνα 4.2.11. Αναδασωτέα έκταση με τραχεία πεύκη σε αναβαθμίδες η οποία κάηκε στην πυρκαγιά του Αγίου Όρους το 2012.

Η διαχείριση των εκκλησιαστικών γαιών, που εκτείνονται σε μεγάλο τμήμα της Ελληνικής υπαίθρου, περιορίζεται από το πολύπλοκο δίκτυο ιδιοκτησίας γης (μητροπόλεις, μοναστήρια, ναοί κ.α.) και το θεσμικό/ κανονιστικό πλαίσιο που στερείται μίας συντονισμένης προσέγγισης διαχείρισης από μία αρχή. Κάθε μοναστήρι ή μητρόπολη είναι μία αυτόνομη κοινότητα, που σημαίνει ότι δημιουργεί μία μοναδική ιδιοκτησία η οποία λαμβάνει τις δικές της διαχειριστικές αποφάσεις (Alexopoulos 2013). Οι αποφάσεις αυτές μπορούν να δημιουργήσουν συγκρούσεις με τα συμφέροντα άλλων μοναστηριών ή μητροπόλεων (Kermeli 2016). Ως αποτέλεσμα, και με βάση μία

θρησκευτική πρακτική για την αποφυγή συγκρούσεων μεταξύ των διαφορετικών αυτόνομων χριστιανικών κοινοτήτων, τα τοπία συνήθως παραμένουν αναλλοίωτα, αδιαχείριστα και με άτυπο καθεστώς οικονομικής εκμετάλλευσης, π.χ. βόσκηση χωρίς απόδοση μισθίου στην αντίστοιχη μητρόπολη ή μοναστήρι.

Η επίλυση των προβλημάτων που προκαλεί ο κατακερματισμός της γης (Εικόνα 4.2.12) στη διαχείριση του φαινομένου των δασικών πυρκαγιών απαιτεί από τους δημόσιους φορείς διαχείρισης γης και τους ιδιώτες ιδιοκτήτες γης να κατανοήσουν πλήρως τον βαθμό στον οποίο η πυρκαγιά αποτελεί κοινό κίνδυνο για όλους (π.χ. μικρούς ή μεγάλους ιδιοκτήτες, δημόσιους ή μη δημόσιους φορείς, επιχειρήσεις – όλοι κατέχοντας γη στην ίδια περιοχή) και απαιτεί συλλογική δράση η οποία θα υποστηρίζεται από ένα σύστημα διακυβέρνησης του κινδύνου που θα αντιλαμβάνεται την κλίμακα των μεγάλων περιστατικών πυρκαγιάς και πώς αυτές επηρεάζουν όλους τους ιδιοκτήτες του κατακερματισμένου Ελληνικού τοπίου. Προτείνουμε να προωθηθούν θεσμικές αλλαγές και παρεμβάσεις ώστε όταν επιλέγονται περιοχές εφαρμογής μέτρων διαχείρισης της καύσιμης ύλης, με τον χαρακτήρα του κατεπείγοντος και της προώθησης του Δημοσίου συμφέροντος και της ασφάλειας της ζωής των πολιτών, να επιτρέπεται στις κρατικές αρχές να εφαρμόζουν το σχέδιο διαχείρισης (με το αντίστοιχο τίμημα και πρόστιμο) ακόμα και χωρίς τη σύμφωνη γνώμη των ιδιοκτητών του κατακερματισμένου τοπίου, εκτός και εάν οι ίδιοι προτείνουν και εφαρμόσουν σε εύλογο χρονικό διάστημα άλλα μέτρα διαχείρισης της καύσιμης ύλης εντός των ιδιοκτησιών τους.

Εικόνα 4.2.12. Κατακερματισμός του τοπίου μεταξύ πολλών ιδιοκτητών και διαφορετικών τύπων βλάστησης (κωνοφόρα, ελαιώνες, θαμνώνες και παραρεμάτια βλάστηση).

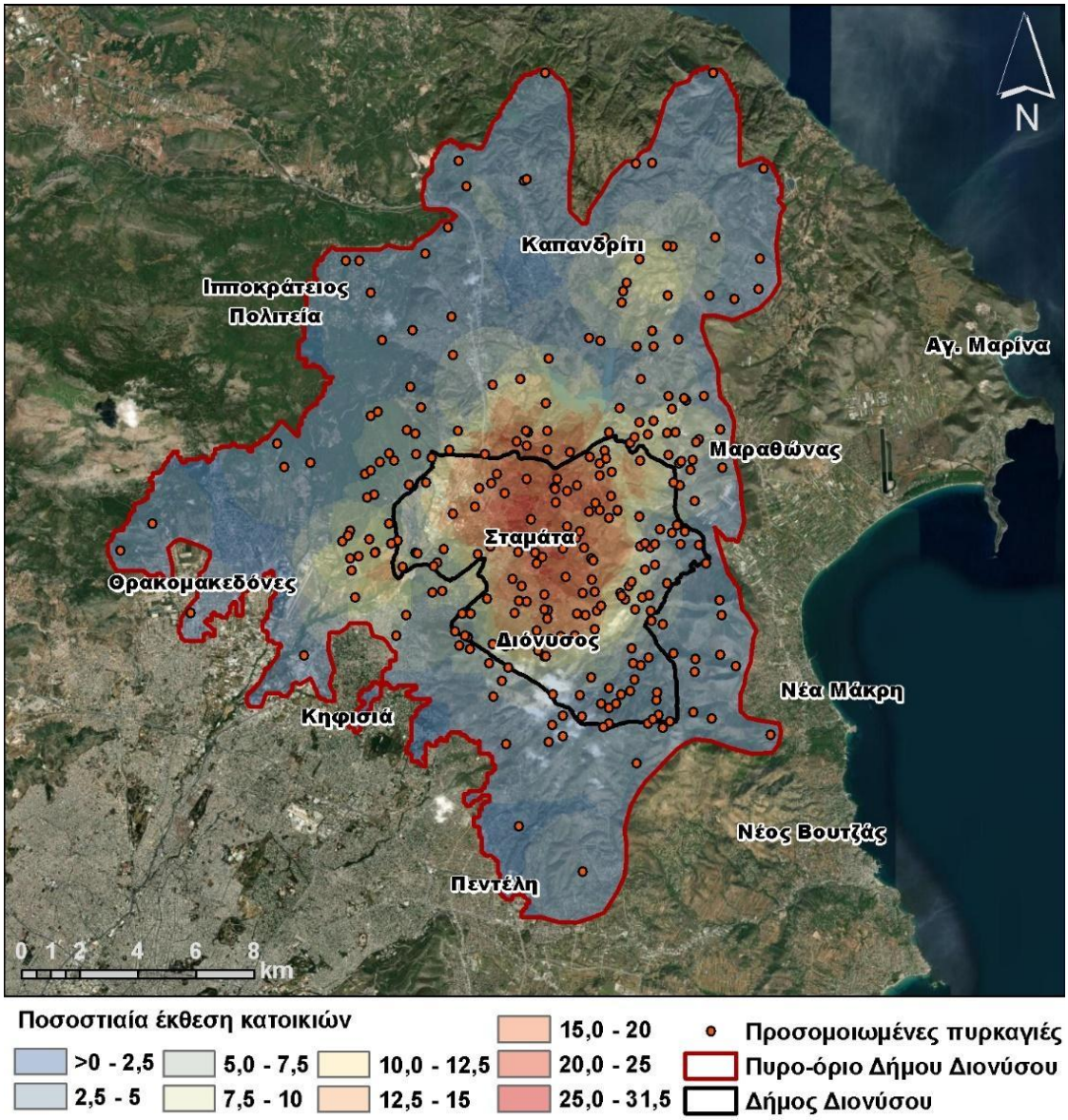
Αξιολόγηση και διαχείριση του κινδύνου πυρκαγιάς

Είναι σημαντικό να επανεξεταστεί ο τρόπος με τον οποίο το υπάρχον Ελληνικό σύστημα αξιολόγησης του κινδύνου καθορίζει τις θέσεις υψηλού κινδύνου και των ζωνών σχεδιασμού και διαχείρισης των πυρκαγιών. Υπάρχουν σημαντικές πιθανές ελλείψεις, καθώς αυτές οι αξιολογήσεις δεν λαμβάνουν υπόψη συστηματικά τον κίνδυνο από μεγάλες πυρκαγιές και τον τρόπο εξάπλωσης τους, την πιθανή έκθεση που δημιουργείται από αυτά τα γεγονότα ή τον αντίκτυπο της έντασης της πυρκαγιάς στα οικοσυστήματα ή τους οικισμούς, σε ένα λεπτομερές χωρικό πλαίσιο (Miller and Ager 2013). Η ενσωμάτωση μίας μεθοδολογίας χαρτογράφησης των πυρο-ορίων των οικισμών με χρήση στοχαστικών προσομοιώσεων χιλιάδων δασικών πυρκαγιών (Evers *et al.* 2022, Παλαιολόγου κ.α. 2021a) (Εικόνα 4.2.13), όπως έχει θεσμοθετηθεί στις ΗΠΑ (House of Representatives 2021), σε περιφερειακό επίπεδο με ένα νέο εθνικό σχέδιο αξιολόγησης του κινδύνου μπορεί να παρέχει ποσοτικές μετρήσεις έκθεσης και ευπάθειας, π.χ. των οικισμών ή προστατευόμενων περιοχών, παρόμοια με άλλες μελέτες σε Ευρωπαϊκές χώρες όπως η Ιταλία (Salis *et al.* 2015, Lozano *et al.* 2017) και η Γαλλία

(Ager *et al.* 2014a). Για να αναπτυχθεί μία νέα εθνική στρατηγική, είναι απαραίτητο να κατανοηθούν οι διαφορές και οι ομοιότητες τόσο της συμπεριφοράς των δασικών πυρκαγιών όσο και του βιοφυσικού πλαισίου για τις διαφορετικές περιφέρειες της χώρας, π.χ. διαφορετικά είναι τα προβλήματα, ο βιοφυσικός κίνδυνος και οι προκλήσεις διαχείρισης που αντιμετωπίζει η Στερεά Ελλάδα και η Ήπειρος από τις πυρκαγιές σε σχέση με τα αντίστοιχα στα Δωδεκάνησα, στην Κρήτη ή στην Αττική.

Τα σχέδια διαχείρισης πυρκαγιών πρέπει να περιλαμβάνουν διασυνοριακές εκτιμήσεις, δηλαδή το πώς οι πυρκαγιές διαδίδονται και εξελίσσονται από τον ένα τύπο βλάστησης ή ιδιοκτησίας ή διοικητικών ορίων στον άλλο, που θα προσδιορίζουν ρητά τις πηγές έκθεσης των οικισμών και άλλων περιοχών υψηλής αξίας στις μεγάλες δασικές πυρκαγιές και θα δίνουν προτεραιότητα στα έργα διαχείρισης σε εκείνες τις περιοχές με την υψηλότερη έκθεση. Ταυτόχρονα, απαιτείται μία πολιτικού επιπέδου συζήτηση για να προσδιοριστεί πού και πώς η φωτιά μπορεί να επιστρέψει στο τοπίο ως εργαλείο διαχείρισης της καύσιμης ύλης και αποκατάστασης της οικολογικής ισορροπίας των φυσικών περιοχών που ήταν προσαρμοσμένες στη φωτιά και, πλέον, δεν δέχονται τόσο συχνά την επίδραση της όσο συνέβαινε πριν, π.χ. κατά τη δεκαετία 1960 (Naveh 1975, Arianoutsou 1998, Arianoutsou *et al.* 2010).

Η μελλοντική έρευνα οφείλει να εκτιμήσει τη χωρική κλίμακα και την αποτελεσματικότητα των διαφορετικών πρακτικών διαχείρισης της καύσιμης ύλης που εφαρμόζονται σήμερα ανά την Ελληνική επικράτεια, καθώς και των σχεδίων ιεράρχησης των έργων διαχείρισης (δηλαδή σε ποιες περιοχές πρέπει πρώτα να εφαρμοστούν), προτείνοντας πιθανές εφαρμογές και μεθόδους διαχείρισης της καύσιμης ύλης που μπορούν να μειώσουν το κόστος υλοποίησης και να αυξήσουν την αποτελεσματικότητα τους στον περιορισμό των μεγάλων δασικών πυρκαγιών. Νέες προκλήσεις και πραγματικότητες που απορρέουν από τα πρόσφατα περιβαλλοντικά και οικονομικά προβλήματα της χώρας με την κλιματική κρίση προτρέπουν τη δημιουργία ενός συστήματος διακυβέρνησης του κινδύνου που θα εμπλέκει όλους τους πιθανούς φορείς, όχι μόνο τους κρατικούς, σε ένα συλλογικό και ολιστικό σχέδιο διαχείρισης των πυρκαγιών.



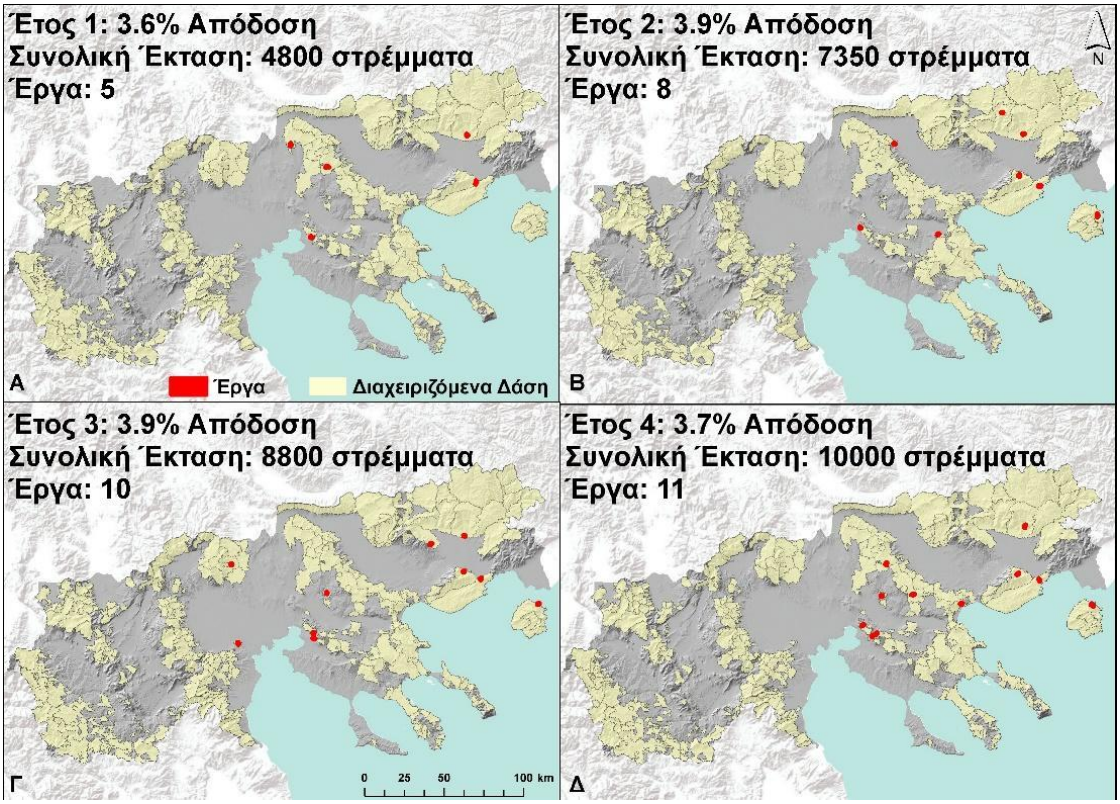
Εικόνα 4.2.13. Τα πυρο-όρια του Δήμου Διονύσου Αττικής όπως υπολογίστηκαν με μεθόδους χωρικής παρεμβολής από τα σημεία έναρξης 279 προσομοιωμένων πυρκαγιών που εισήλθαν εντός των ορίων του Δήμου. Η χρωματική διαβάθμιση φανερώνει το πόσα κτίρια μπορούν δυνητικά να επηρεαστούν από πιθανές αναφλέξεις σε κάθε περιοχή.

Σχεδιασμός σεναρίων για τη διαχείριση του κινδύνου πυρκαγιάς – Εφαρμοσμένη έρευνα

Η εφαρμογή σχεδιασμού σεναρίων διαχείρισης με αξιοποίηση στοχαστικών προσομοιώσεων πυρκαγιών (stochastic fire simulations) παρέχει μετρήσιμα αποτελέσματα σχετικά με τον τρόπο με τον οποίο η επιλογή μίας προτεραιότητας

δασικής διαχείρισης μπορεί να οδηγήσει σε αντισταθμίσματα με άλλες προτεραιότητες, ενώ εντοπίζει το πού η χωροθέτηση έργων διαχείρισης της καύσιμης ύλης μπορεί να συμβάλει στην επίτευξη πολλαπλών στόχων και προτεραιοτήτων (Schroder *et al.* 2016, Ager *et al.* 2017, Triviño *et al.* 2017, Pohjanmies *et al.* 2019). Βασίζεται σε συγκεκριμένους στόχους και όχι μόνο σε κριτήρια που προέρχονται από γνώσεις ειδικών. Με άλλα λόγια, η προσέγγιση καθορίζει την απόφαση των στόχων που θα δοκιμαστούν, ορίζονται οι περιορισμοί διαχείρισης (προϋπολογισμός, επιθυμητή έκταση, όρια διαμέτρων δένδρων προς κοπή κλπ.) και στη συνέχεια παράγεται η χωρική βελτιστοποίηση των έργων. Επιπλέον, ο σχεδιασμός σεναρίων παρέχει το περίγραμμα των υποψήφιων περιοχών για τη λήψη έργων διαχείρισης, αλλά δεν δείχνει το πώς τα έργα πρέπει να κατανεμηθούν εντός της συστάδας. Πρόσφατες μελέτες στο βόρειο τμήμα της Μεσογειακής λεκάνης έδειξαν το πώς μπορεί να σχεδιαστεί η μικρής χωρικής κλίμακας κατανομή των έργων διαχείρισης εντός των συστάδων, καθώς και το πώς μπορεί να γίνει η αξιολόγηση της αποτελεσματικότητας τους στον μετριασμό της συμπεριφοράς των πυρκαγιών (Costa *et al.* 2011, Oliveira *et al.* 2016, Oliveira *et al.* 2020, Palaiologou *et al.* 2020, Quílez *et al.* 2020).

Η ανάλυση σχεδιασμού σεναρίων διαχείρισης της βιομάζας μπορεί να συμβάλλει στη διερεύνηση λύσεων που θα βοηθήσουν την αναγκαία επιτάχυνση του ρυθμού διαχείρισης εκτάσεων για τη μείωση του κινδύνου πυρκαγιάς, προτείνοντας ένα πλαίσιο μοντελοποίησης χωρικών σεναρίων που προσδιορίζει με τον βέλτιστο τρόπο το πού είναι οι κατάλληλες περιοχές στο τοπίο για να δεχθούν έργα διαχείρισης της καύσιμης ύλης, με βάση συγκεκριμένες και καθορισμένες προτεραιότητες διαχείρισης. Μόλις επιλεγούν οι περιοχές και η έκταση εφαρμογής των έργων διαχείρισης στο τοπίο και καθοριστεί η επιθυμητή μεθοδολογία εφαρμογής των έργων, απαιτείται μία προσέγγιση μικρότερης κλίμακας (δηλαδή μεγαλύτερη λεπτομέρεια) για την κατανομή και χωροθέτηση των έργων διαχείρισης εντός της κάθε συστάδας για τη μεγιστοποίηση της απόδοσης τους (Εικόνα 4.2.14). Προηγούμενες μελέτες έχουν δείξει πώς αυτό μπορεί να εφαρμοστεί στην Ελλάδα (Palaiologou *et al.* 2020) και αλλού (Finney 2004, Finney 2007, Oliveira *et al.* 2016, Salis *et al.* 2018, Barros *et al.* 2019).



Εικόνα 4.2.14. Ετήσια διαχείριση της καύσιμης ύλης για την προστασία των οικιστικών περιοχών της Μακεδονίας επιλέγοντας τα καλύτερα και αποτελεσματικότερα έργα διαχείρισης έκτασης περίπου 1.000 στρεμμάτων έκαστο σε ένα τετραετές πλάνο εφαρμογής τους.

Σε πρόσφατη εφαρμογή αυτής της προσέγγισης στη Μακεδονία (Palaiologou *et al.* 2021a) δοκιμάστηκε η αποτελεσματικότητα πέντε διαχειριστικών προτεραιοτήτων: 1) προστασία των κατοικημένων περιοχών, 2) παραγωγή ξυλείας, 3) διατήρηση των οικοσυστημικών υπηρεσιών (ecosystem services), 4) μείωση της δυσκολίας καταστολής των πυρκαγιών και 5) αποτροπή της μετάδοσης πυρκαγιών σε προστατευόμενες περιοχές. Για παράδειγμα, στην περίπτωση που η διαχείριση θέτει ως στόχο τη μείωση της δυσκολίας καταστολής των πυρκαγιών, ο σχεδιασμός της χωροθέτησης αντιπυρικών ζωνών και εκτάσεων μειωμένης καύσιμης ύλης πρέπει να έχει τη μορφή ενός στρατηγικού δικτύου θέσεων που θα μπορεί να μειώσει την ένταση και τον ρυθμό εξάπλωσης μίας πιθανής πυρκαγιάς σε τέτοιο βαθμό ώστε οι κατασταλτικές δυνάμεις να καταφέρνουν να τη σβήσουν με τη μεγαλύτερη δυνατή ευκολία (Moriarti *et al.* 2015, Oliveira *et al.* 2016).

Τέλος, σε όλες τις μελέτες χωροθέτησης έργων διαχείρισης της βιομάζας / καύσιμης ύλης, συμπεριλαμβανομένης και της μεθόδου σχεδιασμού διαχείρισης της βλάστησης, θα πρέπει να γίνονται οι παραδοχές ότι οι συστάδες που επιλέχθηκαν για διαχείριση θα

δεχθούν τις κατάλληλες μεθόδους διαχείρισης (π.χ. μηχανικές, χρήση φωτιάς, βόσκηση κλπ.) και με την κατάλληλη εφαρμογή (π.χ. αποψιλωτική υλοτομία, αραιώσεις κλπ.), και ότι οι συνθήκες της συστάδας μετά από την εφαρμογή των έργων θα πληρούν τους στόχους που τέθηκαν, δηλαδή τη μείωση της μετάδοσης των πυρκαγιών σε αναπτυγμένες οικιστικά περιοχές ή τους στόχους απόληψης ξυλείας. Επιπλέον, πρέπει να λαμβάνεται υπόψη ότι ορισμένες από τις επιλεγμένες συστάδες κατά το στάδιο του σχεδιασμού ενδέχεται να μην είναι προσβάσιμες λόγω έλλειψης δρόμων ή να εμπίπτουν σε πρόσφατα θεσπισμένες περιοχές προστασίας (π.χ. «Απάτητα Βουνά»), γεγονός που σημαίνει ότι το κόστος εφαρμογής των έργων εκεί θα είναι αυξημένο.

4.2.6 Επίλογος

Δασικές εκτάσεις πολλαπλών χρήσεων παρουσιάζουν λίγες επιλογές διαχείρισης της καύσιμης ύλης για παρέμβαση και έλεγχο της συμπεριφοράς των πυρκαγιών σε ένα μεταβαλλόμενο κλίμα, και ένα μεγάλο μέρος των δασών αυτών βρίσκεται σε κοινωνικοοικονομικά ευαίσθητες περιοχές υψηλού κινδύνου και μεγάλης αξίας (Καλαμποκίδης κ.α. 2013). Για αυτό λοιπόν χρειάζονται τεχνικές που ελαχιστοποιούν τον κίνδυνο των πυρκαγιών, ενώ παράλληλα βελτιστοποιούν τις δυνατότητες αναψυχής, άγριων ζώων, υδατικών και δασικών πόρων (μη εξαιρουμένης και της απόληψης ξυλείας), ενώ δεν θα παραβλέπουν τις συνθήκες ενθάρρυνσης και ανάπτυξης του καίριου συντελεστή παραγωγής που ονομάζεται δασική εργασία του αγροτικού πληθυσμού της χώρας (Εικόνα 4.2.15).

Εικόνα 4.2.15. Επιλεκτικές υλοτομίες, αραιώσεις και καθαρισμοί των παρόδιων και περιαστικών δασικών εκτάσεων για τη μείωση της ποσότητας και συνέχειας της καύσιμης ύλης και τη δημιουργία ζωνών αντιπυρικής προστασίας από αρμόδιους (ή συχνά μη σχετικούς) φορείς στην Ελλάδα, με ασαφείς προδιαγραφές επιλογής και υλοποίησης των έργων καθώς και πενιχρά αποτελέσματα μετριασμού του κινδύνου των πυρκαγιών.

Δεδομένου ότι τα αυξανόμενα φορτία καύσιμης ύλης και η συνέχεια τους στον χώρο αποτελούν τον κύριο παράγοντα που ευθύνεται για τα πρόσφατα καταστροφικά περιστατικά πυρκαγιάς στην Ελλάδα, πρέπει να γίνει κατανοητό από τους φορείς σχεδιασμού της πολιτικής προστασίας ότι η διαχείριση της καύσιμης ύλης έχει αποδειχθεί διεθνώς ότι είναι μία αποτελεσματική στρατηγική για να επιτευχθεί ο κατακερματισμός και η διακοπή της συνέχειας της στον χώρο, που με τη σειρά της συμβάλλει στη μείωση της σφοδρότητας μίας πιθανής πυρκαγιάς. Συμβουλεύουμε την Ελληνική Πολιτεία να προωθήσει την κατάλληλη νομοθεσία που απαιτείται ώστε να δημιουργηθούν νέα διαχειριστικά σχέδια, όχι μόνο για τα παραγωγικά δάση αλλά και για δάση ή δασικές εκτάσεις που μέχρι τώρα βρίσκονται εκτός του συστήματος διαχείρισης της Δασικής Υπηρεσίας (π.χ. θερμόβια δάση κωνοφόρων ή θαμνώδεις

εκτάσεις), τα οποία θα περιλαμβάνουν αναλύσεις που εξετάζουν τις βιοφυσικές, επιχειρησιακές, οικονομικές και υλικοτεχνικές πτυχές της εφαρμογής διαφορετικών σεναρίων δασικής διαχείρισης (Εικόνα 4.2.16). Τα σχέδια αυτά πρέπει να στοχεύουν στην εκπλήρωση διαφορετικών προτεραιοτήτων (δασοκομία πολλαπλών χρήσεων), με μετρήσιμα αποτελέσματα όχι μόνο για το ποια θα είναι η προβλεπόμενη συγκομιδή ξυλείας αλλά και για άλλες σημαντικές προτεραιότητες, όπως η προστασία των οικισμών και των προστατευόμενων περιοχών από τις πυρκαγιές.

Εικόνα 4.2.16. Η εφαρμογή δασολογικών μεθόδων καταγραφής της διαθέσιμης καύσιμης ύλης, η χρήση νέων τεχνολογιών και η συνεργασία μεταξύ των φορέων πυροπροστασίας μπορεί να συντελέσει στην αποδοτικότερη διαχείριση της καύσιμης ύλης σε επίπεδο τοπίου για τη μείωση των αρνητικών συνεπειών των δασικών πυρκαγιών.

Πρακτικές διαχείρισης όπως αξιοποίηση της βιομάζας για ενεργειακούς και άλλους σκοπούς (π.χ. προγράμματα τηλεθέρμανσης), λελογισμένη βόσκηση, υλοτομία, ζώνες πρασίνου και διατήρηση της φύσης επηρεάζουν σε μεγαλύτερη κλίμακα από ό,τι οι επιμέρους μέθοδοι διευθέτησης της καύσιμης ύλης, ανάλογα με τον τύπο, το μέγεθος και τη διάρκεια της μείωσης του κινδύνου. Τελικά, αλλαγές στον τρόπο διαχείρισης μίας περιοχής υπόσχονται τη δραστικότερη μείωση στις πιθανότητες εκδήλωσης καταστροφικών πυρκαγιών. Για παράδειγμα, η διαχείριση της βλάστησης σε ένα πυριγενές οικοσύστημα έχει τη μεγαλύτερη επίδραση από οποιαδήποτε άλλη πρακτική (με εξαίρεση ίσως τη βόσκηση). Συνολικά, ένας ιδανικός συνδυασμός μεθόδων διαχείρισης της καύσιμης ύλης που θα εντάσσονται σε μία στρατηγική διαχείρισης του τοπίου παρέχει τη μεγαλύτερη δυνατή πυρασφάλεια εν μέσω δυσμενών κλιματικών συνθηκών που προβλέπονται, και δεν υπάρχουν εγγυήσεις ότι οι μεγάλες πυρκαγιές μπορούν να αποτραπούν όταν συντρέχουν φυσικοί παράγοντες τους οποίους δεν

ελέγχει ο άνθρωπος με τις σύγχρονες επιστημονικές γνώσεις και τεχνολογικές δυνατότητες του.

Ξενόγλωσση

Ager AA, McMahan AJ, Barrett JJ, McHugh CW 2007. A simulation study of thinning and fuel treatments on a wildland-urban interface in eastern Oregon, USA. *Landsc. Urban Plann.* 80:292-300.

Ager AA, Vaillant Nicole M, McMahan Andrew 2013 Restoration of fire in managed forests: a model to prioritize landscapes and analyze tradeoffs. Ecosphere 4, 29.

Ager AA, Preisler HK, Arca B, Spano D, Salis M 2014a Wildfire risk estimation in the Mediterranean area. *Environmetrics*. 25:384-96.

Ager AA, Day MA, McHugh CW, Short K, Gilbertson-Day J, Finney MA, Calkin DE 2014b Wildfire exposure and fuel management on western US national forests. *J. Environ. Manage.* 145:54-70.

Ager AA, Vogler, KC, Day, MA, Bailey JD 2017. Economic opportunities and trade-offs in collaborative forest landscape restoration. *Ecol. Econ.* 136**:**226-239.

Ager AA, Evers CR, Day MA, Alcasena FJ, Houtman R 2021 Planning for future fire: Scenario analysis of an accelerated fuel reduction plan for the western United States. *Landsc. Urban Plann.* 215:104212.

Alexopoulos G 2013 Management of living religious heritage: who sets the agenda? The case of the monastic community of Mount Athos. *Cons. Manage. Archaeol. Sites* 15:59-75.

Aparício BA, Pereira JM, Santos FC, Bruni C, Sá AC 2022 Combining wildfire behaviour simulations and network analysis to support wildfire management: A Mediterranean landscape case study. *Ecol. Indic.* 137:108726.

Arianoutsou M 1998. Aspects of demography in post-fire Mediterranean plant communities of Greece. in: Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean-Type ecosystems, PW Rundel (ed), Springer, 273-295.

Arianoutsou M, Christopoulou A, Kazanis D, Tountas Th, Ganou E, Bazos I, Kokkoris I 2010. Effects of fire on high altitude coniferous forests of Greece. In: Proceedings of the "VI International Conference on Forest Fire Research". Viegas DX (ed). Coimbra, Portugal, pp. 12.

Ascoli D, Bovio G 2013. Prescribed burning in Italy: issues, advances and challenges. iForest - *Biogeosciences and Forestry* 6:79-89.

Barnett K, Parks SA, Miller C, Naughton HT 2016. Beyond fuel treatment effectiveness: characterizing interactions between fire and treatments in the US. *Forests*. 7(10):237.

Barros AMG, Ager AA, Day MA, Palaiologou P 2019. Improving long-term fuel treatment effectiveness in the National Forest System through quantitative prioritization. *For. Ecol. Manag.* 433:514-527.

Rey Benayas JM, Martins A, Nicolau JM, Schulz JJ 2007. Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *CABI Reviews*14-pp.

Busby G, Amacher GS, Haight RG 2013. The social costs of homeowner decisions in fire-prone communities: Information, insurance, and amenities. *Ecol. Econ.* 92:104-113.

Busby GM, Albers HJ, Montgomery CA 2012. Wildfire risk management in a landscape with fragmented ownership and spatial interactions. *Land Econ.* 88:496-517.

Butry D, Donovan G 2008. Protect thy neighbor: investigating the spatial externalities of community wildfire hazard mitigation. *For. Sci.* 54:417-428.

Calkin DE, Cohen JD, Finney MA, Thompson MP 2014. How risk management can prevent future wildfire disasters in the wildland-urban interface. *PNAS* 111:746-751.

Chung W, Jones G, Krueger K, Bramel J, Contreras M 2013. Optimising fuel treatments over time and space. *Int. J. Wildland Fire* 22:1118-1133.

Costa P, Castellnou M, Larrañaga A, Miralles M, Daniel K 2011. Prevention of large wildfires using the fire types concept. Cerdanyola del Vallès, Barcelona, Spain.

Crowley CS, Malik AS, Amacher GS, Haight RG 2009. Adjacency externalities and forest fire prevention. *Land Econ.* 85:162-185.

Curt T, Frejaville T 2018. Wildfire policy in Mediterranean France: how far is it efficient and sustainable?. *Risk Anal.* 38:472-488.

Damianidis C, Santiago-Freijanes JJ, den Herder M, Burgess P, Mosquera-Losada MR, Graves A, Papadopoulos A, Pisanelli A, Camilli F, Rois-Díaz M, Kay S 2021. Agroforestry as a sustainable land use option to reduce wildfires risk in European Mediterranean areas. *Agrofor. Syst.* 95:919-929.

Evers C, Ringo C, Ager AA, Day MA, Alcasena FJ, Bunzel K (dataset). 2022. The Fireshed Registry: Fireshed and project area boundaries for the continental United States. Forest Service Research Data Archive. https://doi.org/10.2737/RDS-2020-0054 [Accessed: 10 June 2022].

Fernandes P, Botelho H 2004. Analysis of the prescribed burning practice in the pine forest of northwestern Portugal. *J. Environ. Manage*. 70:15-26.

Fernandes PM, Davies GM, Ascoli D, Fernández C, Moreira F, Rigolot E, Stoof CR, Vega JA, Molina D 2013. Prescribed burning in southern Europe: developing fire management in a dynamic landscape. *Front. Ecol. Environ*. 11(s1):e4-14.

Finney MA, Cohen JD 2003. Expectation and evaluation of fuel management objectives. Pages 353-366. In: Omi, Philip N.; Joyce, Linda A. (technical editors). Fire, Fuel Treatments, and Ecological Restoration: Conference Proceedings: 16-18 April 2002: Fort Collins, Colorado. Proceedings RMRS-P-29. Fort Collins, CO: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

Finney MA 2004 Chapter 9, landscape fire simulation and fuel treatment optimization. In: J.L. Hayes, A.A. Ager, J.R. Barbour, (tech. eds). Methods for integrated modeling of landscape change: Interior Northwest Landscape Analysis, System. pp. 117-131. US Forest Service Gen. Tech. Rep., PNW-GTR-610. Portland, Oregon. 218 p.

Finney MA 2001. Design of regular landscape fuel treatment patterns for modifying fire growth and behavior. *For. Sci.* 47:219-228.

Finney MA 2007. A computational method for optimizing fuel treatment location. *Int. J. Wildland Fire* 16:702-711.

Fischer AP, Charnley S 2012. Risk and cooperation: Managing hazardous fuel in mixed ownership landscapes. *Environ. Manage.* 49:1192-1207.

FOREST EUROPE 2020 State of Europe's Forests 2020. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Liaison Unit Bratislava, Slovakia.

Graham RT, Jain TB, Matthews S 2010. Fuel management in forests of the Inland West. In: Cumulative watershed effects of fuel management in the western United States, edited by: WJ Elliot, IS Miller, L Audin, Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-231, USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO, 19-68.

Hayes JL, Ager AA, Barbour RJ (Eds) 2004 'Methods for integrated modeling of landscape change: Interior Northwest Landscape Analysis System. General Technical Report PNW-GTR-610.' (USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station: Portland, OR)

Henderson M, Kalabokidis K, Marmaras E, Konstantinidis P, Marangudakis M 2005. Fire and society: a comparative analysis of wildfire in Greece and the United States. *Hum. Ecol. Rev.* 12:169-182.

House of Representatives 2021. FIRESHEDS Act: Forest Improvements through Research and Emergency Stewardship for Healthy Ecosystem Development and Sustainability Act. H.R.4664. 14.

Jain TB, Battaglia MA, Han HS, Graham RT, Keyes CR, Fried JS, Sandquist JE 2014. A comprehensive guide to fuel management practices for dry mixed conifer forests in the northwestern United States: Inventory and model-based economic analysis of mechanical fuel treatments. United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

Kalabokidis K, Iosifides Th, Henderson M, Morehouse B 2008. Wildfire policy and use of science in the context of a socio-ecological system on the Aegean Archipelago. *Environ. Sci. Policy* 11:408-421.

Kalies EL, Kent LL 2016. Tamm Review: Are fuel treatments effective at achieving ecological and social objectives? A systematic review. *For. Ecol. Manag.* 375:84-95.

Kay C, Simmons RT 2002. Wilderness and political ecology. University of Utah Press.

Keane RE, Agee JK, Fule P, Keeley JE, Key C, Kitchen SG, Miller R, Schulte LA 2008. Ecological effects of large fires on US landscapes: benefit or catastrophe? *Int. J. Wildland Fire* 17:696-712.

Kermeli E 2016. Central administration versus provincial arbitrary governance: Patmos and Mount Athos monasteries in the 16th century. *Byz. Mod. Greek Stud.* 32:189-202.

Konoshima M, Montgomery CA, Albers HJ, Arthur JL 2008. Spatial-endogenous fire risk and efficient fuel management and timber harvest. *Land Econ.* 84(3):449-68.

Lambert B 2010. The French Prescribed Burning Network and its Professional Team in Pyrénées Orientales: Lessons Drawn from 20 Years of Experience. in: Best Practices of Fire Use Prescribed Burning and Suppression Fire Programmes in Selected Case-Study Regions in Europe, edited by: C Montiel, D Kraus, European Forest Institute, Porvoo, Finland, 89-106.

Liacos LG 1974 Present Studies and History of Burning in Greece, Tall Timbers Fire Ecology Conference. Portland, OR, 16-17 October 1974. (Tall Timbers Research Station: Tallahassee, Florida, USA).

Liu J, Dietz T, Carpenter SR, Alberti M, Folke C, Moran E, Pell AN, Deadman P, Kratz T, Lubchenco J, Ostrom E 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science* 317:1513-6.

Loudermilk EL, Stanton A, Scheller RM, Dilts TE, Weisberg PJ, Skinner C, Yang J 2014. Effectiveness of fuel treatments for mitigating wildfire risk and sequestering forest carbon: A case study in the Lake Tahoe Basin. *For. Ecol. Manag.* 323:114-125.

Lozano O, Salis M, Ager AA, Arca B, Alcasena FJ, Monteiro A, Finney MA, Del Guiudice L, Scoccimarro E, Spano D 2017. Assessing climate change impacts on wildfire exposure in Mediterranean areas. *Risk Anal.* 37:1898–1916.

Lyons-Tinsley C, Peterson DL 2012. Surface fuel treatments in young, regenerating stands affect wildfire severity in a mixed conifer forest, eastside Cascade Range, Washington, USA. *For. Ecol. Manag.* 270:117-25.

MacDonald D, Crabtree JR, Wiesinger G, Dax T, Stamou N, Fleury P, Gutierrez Lazpita J, Gibon A 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *J. Environ. Manage.* 59:47-69.

Mateus P and Fernandes PM 2014. Forest Fires in Portugal: Dynamics, Causes and Policies. In: Forest Context and Policies in Portugal: Present and Future Challenges, edited by: F Reboredo, Springer International Publishing, Cham, 97-115.

Miller C and Ager AA 2013. A review of recent advances in risk analysis for wildfire management. I*nt. J. Wildland Fire* 22:1-14.

Montiel, Cristina, Kraus, Daniel Thomas, 2010. Best practices of fire use: prescribed burning and suppression: fire programmes in selected case-study regions in Europe. Report 24, European Forest Institute, Porvoo, Finland.

Morehouse BJ, Henderson M, Kalabokidis K, Iosifides T 2011. Wildland fire governance: perspectives from Greece. *J. Environ. Policy Plan.* 13:349-71.

Moreira F, Viedma O, Arianoutsou M, Curt T, Koutsias N, Rigolot E, Barbati A, Corona P, Vaz P, Xanthopoulos G, Mouillot F 2011. Landscape–wildfire interactions in southern Europe: implications for landscape management. *J. Environ. Manage.* 92:2389-23402.

Moreira F, Ascoli D, Safford H, Adams MA, Moreno JM, Pereira JM, Catry FX, Armesto J, Bond W, González ME, Curt T 2020. Wildfire management in Mediterranean-type regions: paradigm change needed. *Environ. Res. Lett.* 15:011001.

Moriarti K, Okeson L, Pellant M. 2015 Fuel breaks that work. BLM No. https://www.sagegrouseinitiative.com/wp-content/uploads/2015/07/5_GBFS_Fuel-Breaks.pdf, Boise, Idaho [Accessed: 10 June 2022].

Moritz MA, Batllori E, Bradstock RA, Gill AM, Handmer J, Hessburg PF, Leonard J, McCaffrey S, Odion DC, Schoennagel T, Syphard AD 2014. Learning to coexist with wildfire. *Nature* 515:58-66.

Naveh Z 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio* 29:199-208.

Neary DG, Zieroth EJ 2007. Forest bioenergy system to reduce the hazard of wildfires: White Mountains, Arizona. *Biomass and Bioenergy* 31:638-45.

Oliveira S, Gonçalves A, Benali A, Sá A, Zêzere JL, Pereira JM 2020 Assessing risk and prioritizing safety interventions in human settlements affected by large wildfires. *Forests* 11: 859.

Oliveira TM, Barros AMG, Ager AA, Fernandes PM 2016. Assessing the effect of a fuel break network to reduce burnt area and wildfire risk transmission. *Int. J. Wildland Fire* 25:619-632.

Omi PN and Kalabokidis KD 1998 Fuels modification to reduce large fire probability. In '3rd International Conference on Forest Fire Research and 14th Conference on Fire and Forest Meteorology. Luso-Coimbra, Portugal', 16-20 November 1998.

Omi PN 2015. Theory and Practice of Wildland Fuels Management. Current Forestry Reports 1:100-117.

Otero I and Nielsen JØ 2017. Coexisting with wildfire? Achievements and challenges for a radical social-ecological transformation in Catalonia (Spain). Geoforum. 85:234-46.

Palaiologou P, Ager AA, Nielsen-Pincus M, Evers C, Kalabokidis K 2018. Using transboundary wildfire exposure assessments to improve fire management programs: a case study in Greece. *Int. J. Wildland Fire* 27:501-513.

Palaiologou P, Kalabokidis K, Ager AA, Galatsidas S, Papalampros L, Day MA 2021a. Spatial optimization and tradeoffs of alternative forest management scenarios in Macedonia, Greece. *Forests* 12:697.

Palaiologou P, Kalabokidis K, Troumbis A, Day MA, Nielsen-Pincus M, Ager AA 2021b. Socio-ecological perceptions of wildfire management and effects in Greece. *Fire* 4:18.

Palaiologou P, Kalabokidis K, Ager AA, Day MA 2020. Development of comprehensive fuel management strategies for reducing wildfire risk in Greece. *Forests* 11:789.

Papageorgiou K, Vakrou A, Trakolis D, Malamidis G 2004. GREECE, In: Sustainable Forest Management and the challenge ahead for Greek state forestry. Forests for the Future: National Forest Programmes in Europe; Humphreys D (ed) :127-42.

Papanastasis VP, Mantzanas K, Dini-Papanastasi O, Ispikoudis I 2009. Traditional Agroforestry Systems and Their Evolution in Greece. In: Agroforestry in Europe: Current Status and Future Prospects, A Rigueiro-Rodróguez, J McAdam, MR Mosquera-Losada (eds), Springer Netherlands, Dordrecht, 89-109.

Papanastasis VP 2004. Traditional vs contemporary management of Mediterranean vegetation: the case of the island of Crete. *J. Biol. Res.* 1:39-46.

Pohjanmies T, Eyvindson K, Mönkkönen M 2019. Forest management optimization across spatial scales to reconcile economic and conservation objectives. *PLoS One* 14:e0218213.

Prichard SJ, Kennedy MC 2014. Fuel treatments and landform modify landscape patterns of burn severity in an extreme fire event. *Ecol. Appl.* 24:571-590.

Prichard SJ, Povak NA, Kennedy MC, Peterson DW 2020. Fuel treatment effectiveness in the context of landform, vegetation, and large, wind-driven wildfires. *Ecol. Appl.* 30:e02104.

Quílez R, Valbuena L, Vendrell J, Uytewaal K and Ramirez J 2020. Establishing Propagation Nodes as a Basis for Preventing Large Wildfires: The Proposed Methodology. *Front. For. Glob. Change* 3:548799.

Rachmawati R, Ozlen M, Reinke KJ, Hearne JW 2016. An optimisation approach for fuel treatment planning to break the connectivity of high-risk regions. *For. Ecol. Manag.* 368:94-104.

Rigueiro-Rodríguez A, Fernández-Núñez E, González-Hernández P, McAdam JH, Mosquera-Losada MR 2009. Agroforestry Systems in Europe: Productive, Ecological and Social Perspectives. In: Agroforestry in Europe: Current Status and Future Prospects, edited by: A Rigueiro-Rodróguez, J McAdam, MR Mosquera-Losada, Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 43-65.

Salis M, Del Guiudice L, Arca B, Ager AA, Alcasena F, Lozano O, Bacciu V, Spano D, Duce P 2018. Modeling the effects of different fuel treatment mosaics on wildfire spread and behavior in a Mediterranean agro-pastoral area. *J. Environ. Manage.* 212:490-505.

Salis M, Laconi M, Ager AA, Alcasena FJ, Arca, Bachisio Lozano O, Fernandes de Oliveira A, Spano D 2016. Evaluating alternative fuel treatment strategies to reduce wildfire losses in a Mediterranean area. *For. Ecol. Manag.* 368:207-221.

Salis M, Ager AA, Alcasena FJ, Arca B, Finney MA, Pellizzaro G, Spano D 2015. Analyzing seasonal patterns of wildfire exposure factors in Sardinia, Italy. *Environ. Monit. Assess.* 187:1-20.

Sapountzaki K, Wanczura S, Casertano G, Greiving S, Xanthopoulos G, Ferrara FF 2011. Disconnected policies and actors and the missing role of spatial planning throughout the risk management cycle. *Nat. Hazards*. 59:1445-74.

Scarascia-Mugnozza G, Oswald H, Piussi P, Radoglou K 2000. Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *For. Ecol. Manag*. 132:97-109.

Schroder SA, Tóth SF, Deal RL, Ettl GJ 2016. Multi-objective optimization to evaluate tradeoffs among forest ecosystem services following fire hazard reduction in the Deschutes National Forest, USA. *Ecosyst. Serv.* 22:328-47.

Spanos K, Gaitanis D, Skouteri A, Petrakis P, Meliadis I 2018. Implementation of forest policy in Greece in relation to biodiversity and climate change. *Open J. Ecol.* 8:174-91.

Steel ZL, Safford HD, Viers JH 2015. The fire frequency-severity relationship and the legacy of fire suppression in California forests. *Ecosphere* 6:1-23.

Tedim F, Leone V, Xanthopoulos G 2016. A wildfire risk management concept based on a social-ecological approach in the European Union: Fire Smart Territory. *Int. J. Disaster Risk Reduct.* 18:138-53.

Tedim F, Xanthopoulos G, Leone V 2015. Forest fires in Europe: Facts and challenges. In: Wildfire hazards, risks and disasters. Chapter 5, pp. 77-99. Shroder JF and Paton D (Eds). Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

Theodorou P and Alexandris D 2019 IOLAOS: General Plan for Confronting Emergencies due to Wildfires. General Secretary for Civil Protection, Greece, Athens. Available at https://www.civilprotection.gr/sites/default/gscp_uploads/sxedio_iolaos.pdf [Accessed: 10 June 2022].

Triviño M, Pohjanmies T, Mazziotta A, Juutinen A, Podkopaev D, Le Tortorec E, Mönkkönen M 2017. Optimizing management to enhance multifunctionality in a boreal forest landscape. *J. Appl. Ecol.* 54:61-70.

Troumbis AY, Kalabokidis K, Palaiologou P 2022. Diverging rationalities between forest fire management services and the general public after the 21st-century mega-fires in Greece. *J. For. Res.* 33:553–564.

Tubbesing CL, Fry DL, Roller GB, Collins BM, Fedorova VA, Stephens SL, Battles JJ 2019. Strategically placed landscape fuel treatments decrease fire severity and promote recovery in the northern Sierra Nevada. *For. Ecol. Manag*. 436:45-55.

USDA Forest Service 2014. The National Strategy: The final phase in the development of the National Cohesive Wildland Fire Management Strategy. 93 pages.

USDA Forest Service 2015 'National Cohesive Wildland Fire Management Strategy.' Available at http://www.forestsandrangelands.gov/strategy/index.shtml [Accessed: 10 June 2022].

USDA Forest Service 2018 Towards shared stewardship across landscapes: An outcome-based investment strategy. USDA Forest Service No. FS-118, Washington, D.C. [Accessed: 10 June 2022].

Vélez R 2010. Prescribed burning for improved grazing and social fire prevention: the Spanish EPRIF Programme. In: Best Practices of Fire Use Prescribed Burning and Suppression Fire Programmes in Selected Case-Study Regions in Europe, C Montiel, D Kraus (eds), European Forest Institute, Porvoo, Finland, pp. 107-122.

Wei Y. 2012. Optimize landscape fuel treatment locations to create control opportunities for future fires. *Can. J. For. Res*. 42:1002-1014.

Xanthopoulos G 2004 'Who should be responsible for forest fires? Lessons from the Greek experience, II International Symposium on Fire Economics, Planning and Policy: A Global View.' Córdoba, Spain, April 2008. (U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station: Albany, CA).

Xanthopoulos G, Caballero D, Galante M, Alexandrian D, Rigolot E, Marzano R 2006. Forest fuels management in Europe. InFuels management-how to measure success: Conference proceedings. USDA Forest Service, Portland.

Zagas Th, Raptis D, Zagas D, Karamanolis D 2013. Planning and assessing the effectiveness of traditional silvicultural treatments for mitigating wildfire hazard in pine woodlands of Greece. *Nat. Hazards* 65:545-561.

Zakkak S, Kakalis E, Radović A, Halley JM, Kati V 2014. The impact of forest encroachment after agricultural land abandonment on passerine bird communities: The case of Greece. *J. Nat. Conserv*. 22:157-65.

Ελληνόγλωσση

Καλαμποκίδης Κ, Ηλιόπουλος Ν, Γλιγλίνος Δ 2013. Πυρο-Μετεωρολογία και Συμπεριφορά Δασικών Πυρκαγιών σε ένα Μεταβαλλόμενο Κλίμα., Εκδοτικός Όμιλος ΙΩΝ, Αθήνα.

Παλαιολόγου Π, Καλαμποκίδης Κ, Day M, Ager AA 2021a. Μετάδοση πυρκαγιών σε αγροδασικές περιαστικές περιοχές - Μία χωρική ανάλυση στην πυρο-επιρρεπή Πολιτεία Όρεγκον των ΗΠΑ. Σε: Κοινωνικές Επιστήμες και Γεωγραφία: Θεωρία, Μέθοδοι και Τεχνικές Χωρικής Ανάλυσης, Επιμέλεια: Καλαμποκίδης Κ., Κορρές Γ., Σουλακέλλης Ν., Φείδας Χ., Πανεπιστήμιο Αιγαίου, Μυτιλήνη, 53-74.

Παλαιολόγου Π, Καλαμποκίδης Κ, Τάταρης Γ 2021b. Αναζητώντας το «πράττειν ορθώς» στη διαχείριση των δασικών πυρκαγιών. Ελληνικό Πανόραμα (128):4-5.

Κεφάλαιο 4.3: Συστήματα Πρόγνωσης του Κινδύνου Έναυσης Πυρκαγιάς, Παρακολούθησης Διάδοσης Πυρκαγιάς και Διασποράς Καπνού με Τεχνολογίες Δορυφορικής Παρατήρησης της Γης

Χάρης Κοντοές[1], Αναστασία Υφαντίδου[1], Στυλιανή Γκίρτσου[1], Μελπομένη Ζώκα[1], Σταύρος Σολωμός[2], Νικόλαος Σταθόπουλος[1]

[1]Επιχειρησιακή Μονάδα "BEYOND Κέντρο Ερευνών Παρατήρησης της Γης και Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης", Ινστιτούτο Αστρονομίας, Αστροφυσικής, Διαστημικών Εφαρμογών και Τηλεπισκόπησης, Εθνικό Αστεροσκοπείο Αθηνών

[2]Κέντρον Ερεύνης Φυσικής της Ατμοσφαίρας και Κλιματολογίας, Ακαδημία Αθηνών

4.3.1 Εισαγωγή

Τα αποτελέσματα της μεταβολής του κλίματος είναι εμφανή τα τελευταία χρόνια μέσω των αλλαγών στην ένταση, την συχνότητα, την διάρκεια και την θέση εμφάνισης των καταστροφικών φυσικών φαινομένων, καθώς και στην ραγδαιότητα των επιπτώσεων τους με άμεσους αποδέκτες την ανθρώπινη ζωή, την περιουσία, καθώς και τις κρίσιμες υποδομές (Seneviratne *et al.* 2012). Οι δυσμενείς προβλέψεις για την εξέλιξη των φυσικών καταστροφών και των επιπτώσεών τους (IPCC 2021, EEA 2021, Guzzetti 2016) τα επόμενα χρόνια, έχει οδηγήσει στην ανάγκη δημιουργίας και εφαρμογής σύγχρονων πολιτικών διαχείρισης των φαινομένων αυτών, οι οποίες ξεκινούν από την πρόβλεψη και την προετοιμασία και καταλήγουν στην απομείωση και αποκατάσταση των επιπτώσεων μετά το καταστροφικό γεγονός (Khalid and Shafiai 2015, Lin Moe *et al.* 2017, Merz *et al.* 2020). Η έγκαιρη προειδοποίηση των αρχών (EWS[31]) για την επικείμενη έναρξη και εξέλιξη μίας κρίσης (Kelman and Glantz 2014, Quattrochi *et al.* 2017) αποτελεί σημαντική συνιστώσα ενός σύγχρονου Συστήματος Υποστήριξης Λήψης Αποφάσεων (DSS[32]) για χρήση πριν, κατά τη διάρκεια αλλά και μετά από ένα καταστροφικό γεγονός.

Η τεχνολογική έκρηξη των τελευταίων δεκαετιών παρέχει την δυνατότητα στην επιστημονική κοινότητα να δημιουργήσει εργαλεία έγκαιρης προειδοποίησης και παρακολούθησης αξιοποιώντας τεχνικές και δεδομένα που βρίσκονται στην αιχμή της τεχνολογίας, με άμεση και μετρήσιμη επιχειρησιακή λειτουργία. Στην κορυφή αυτών των τεχνολογιών βρίσκονται τα δορυφορικά δεδομένα (οπτικοί δέκτες, radar, κτλ.) αξιοποιούμενα από μεθόδους Τεχνητής νοημοσύνης (AI[33]), καθώς και από τεχνολογίες

[31] Early Warning System.
[32] Decision Support System.
[33] Artificial Intelligence.

επεξεργασίας, ανάλυσης και διαχείρισης μεγάλων δεδομένων (π.χ. big data analytics, Google Earth Engine[34], DataCubes, κ.α.) (Neußner 2021). Σημαντική εφαρμογή των ανωτέρω απαντάται και στο καταστροφικό φαινόμενο των δασικών πυρκαγιών, οι οποίες αποτελούν και το βασικό αντικείμενο της παρούσας ενότητας.

Οι δασικές πυρκαγιές τοποθετούνται στην κορυφή των φυσικών καταστροφών βάσει της σημαντικότητας των επιπτώσεών στην ανθρώπινη ζωή, τις υποδομές και το περιβάλλον, καθώς και στα ραγδαίως μεταβαλλόμενα χαρακτηριστικά εμφάνισής τους (ένταση, θέση, συχνότητα, κτλ.). Σε παγκόσμια κλίμακα, χαρακτηριστικό παράδειγμα της δριμύτητας του φαινομένου αποτελούν οι πυρκαγιές του 2017, που έλαβαν χώρα στην Καλιφόρνια των Ηνωμένων Πολιτειών Αμερικής. Σύμφωνα με το Munich Re (2020), οι πυρκαγιές αυτές είχαν οικονομικό κόστος που ξεπέρασε τα 18 δις δολάρια (από τα οποία αποζημιώθηκαν τα 13,2 δις) και εξαπλώθηκαν σε έκταση μεγαλύτερη των 6.000 km^2, οδηγώντας στον θάνατο ανθρώπων και ζωικών ειδών, την υποβάθμιση του φυσικού περιβάλλοντος και την καταστροφή περιουσιών.

4.3.2 Παγκόσμια συστήματα πρόβλεψης και παρακολούθησης πυρκαγιών

Η επιτακτική ανάγκη πρόληψης των πυρκαγιών και άμεσης και αποτελεσματικής αντίδρασης έχουν οδηγήσει την επιστημονική κοινότητα στην ανάπτυξη και λειτουργία πληθώρας συστημάτων έγκαιρης προειδοποίησης και διαχείρισης που βασίζονται σε σύγχρονες τεχνολογίες και δεδομένα όπως έχει προαναφερθεί.

Το Παγκόσμιο Σύστημα Πληροφοριών Πυρκαγιάς (GWIS[35]) παρέχει πληθώρα υπηρεσιών: Μακροχρόνια και βραχυχρόνια (έως 10 ημέρες) πρόβλεψη κινδύνου πυρκαγιάς βασισμένη στον δείκτη FWI, καταγραφή κεραυνών, θέσεις ενεργών εστιών και πολύγωνα καμένων εκτάσεων σε σχεδόν πραγματικό χρόνο από τους αισθητήρες MODIS (δορυφόροι Terra και Aqua) και VIIRS (δορυφόροι Suomi NPP και NOAA-20), εκπομπές αερίων πυρκαγιάς από την υπηρεσία Copernicus CAM[36] και κρίσιμα στατιστικά στοιχεία σχετικά με την εξέλιξη της τρέχουσας αντιπυρικής περιόδου σε εθνικό επίπεδο.

Το Σύστημα Πληροφοριών Πυρκαγιών για τη Διαχείριση Πόρων (FIRMS[37]), το οποίο αναπτύχθηκε υπό την ομπρέλα της NASA[38] και του UN-FAO[39] παρέχει τις τοποθεσίες των ενεργών εστιών σε σχεδόν πραγματικό χρόνο, αλλά και διαχρονικό αρχείο καμένων

[34] https://earthengine.google.com/
[35] Global Wildfire Information System: https://gwis.jrc.ec.europa.eu/
[36] https://atmosphere.copernicus.eu/
[37] Fire Information for Resource Management System: https://earthdata.nasa.gov/earth-observation-data/near-real-time/firms
[38] National Aeronautics and Space Administration: https://www.nasa.gov/
[39] Food and Agriculture Organization of the United Nations https://www.fao.org/home/en

εκτάσεων από το 2001 μέσω ανάλυσης δορυφορικών εικόνων που παρέχονται από τους αισθητήρες MODIS και VIIRS. Και τα δύο προϊόντα παράγονται και είναι διαθέσιμα σε παγκόσμιο επίπεδο.

Στον Καναδά λειτουργεί το εθνικό σύστημα παρακολούθησης, χαρτογράφησης και μοντελοποίησης πυρκαγιών (CWFIS[40]) όπου αξιοποιούνται υπέρυθρες εικόνες από δορυφορικά δεδομένα NOAA/AVHRR για την καθημερινή παρακολούθηση ενεργών εστιών και καπνού σε όλη τη χώρα.

Στην Αυστραλία, μέσω της υπηρεσίας MyFireWatch[41] προσφέρονται στις αρμόδιες αρχές προϊόντα κεραυνικής δραστηριότητας και χαρτογράφησης ενεργών εστιών από δορυφορικές εικόνες MODIS και VIIRS (Steber *et al.* 2012) ώστε να παρέχεται σαφή εικόνα της κατάστασης και να ενισχύεται η διαχείριση των πυρκαγιών.

Στην Ευρώπη, τα τελευταία χρόνια καταβάλλονται προσπάθειες σχετικά με τη πρόληψη των πυρκαγιών και τη προστασία των δασικών συστημάτων και της ζωής, καθώς και την ανάκαμψη της βιοποικιλότητας έπειτα από ένα φαινόμενο πυρκαγιάς. Αναφορικά, κατά τον σχηματισμό της Ευρωπαϊκής στρατηγικής (2030) περί της βιοποικιλότητας, που αποτελεί τμήμα της Ευρωπαϊκής Πράσινης Συμφωνίας (European Green Deal), η Ευρωπαϊκή Επιτροπή πρότεινε μια νέα στρατηγική που αφορά τη διαχείριση και τη προστασία των δασών (EU Forest Strategy for 2030) στην οποία περιλαμβάνονται δράσεις και μέτρα προστασίας από πυρκαγιές (Commission report on forest fires: climate change is more noticeable every year 2021, New EU Forest Strategy for 2030 2021).

Σημαντικό απότοκο αυτών των δράσεων είναι η ανάπτυξη του Ευρωπαϊκού Συστήματος Πληροφοριών για τις Πυρκαγιές των Δασών (EFFIS[42]), το οποίο αποτελεί συνιστώσα των Υπηρεσιών Διαχείρισης Έκτακτης Ανάγκης στο πρόγραμμα Copernicus της ΕΕ και υποστηρίζει τις υπηρεσίες που είναι αρμόδιες για την προστασία των δασών από πυρκαγιές στην ΕΕ και τις γειτονικές χώρες μέσω της ανάλυσης και επεξεργασίας δορυφορικών εικόνων των συστημάτων MODIS, VIIRS και Sentinel-2. Επιπροσθέτως, το σύστημα EFFIS έχει αναπτύξει ακόμα μία εφαρμογή για την εύρεση και δημοσίευση γεγονότων πυρκαγιάς εν ονόματι FireNews[43]. Ειδικότερα, το σύστημα αυτό τροφοδοτεί μια εφαρμογή WebGIS μέσω παρακολούθησης και γεωεντοπισμού άρθρων δημοσιευμένων στο διαδίκτυο σε οποιαδήποτε Ευρωπαϊκή γλώσσα, σχετικών με δασικές πυρκαγιές. Η επεξεργασία γίνεται μέσω φιλτραρίσματος της ροής των ειδήσεων με τη χρήση ειδικών λέξεων- κλειδιών.

[40] Canadian Wildland Fire Information System: https://cwfis.cfs.nrcan.gc.ca/interactive-map
[41] https://myfirewatch.landgate.wa.gov.au/
[42] European Forest Fire Information System: https://effis.jrc.ec.europa.eu/
[43] https://effis.jrc.ec.europa.eu/apps/firenews.viewer/

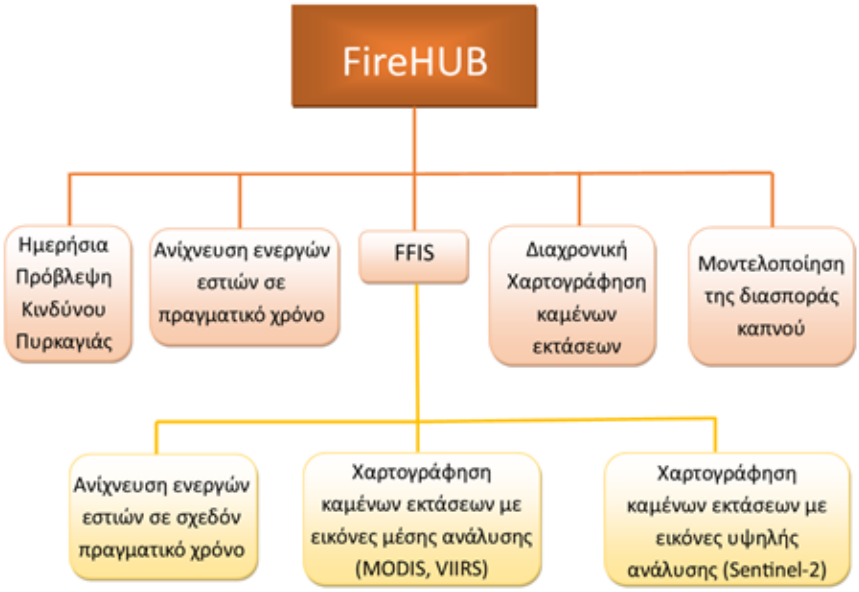
Αντίστοιχα συστήματα στην Ευρώπη λειτουργούν στο Γερμανικό Κέντρο Αεροδιαστημικής[44] (DLR) μέσω δεδομένων από τον πειραματικό δορυφόρο BIRD και από δορυφορικά δεδομένα MODIS και στο εργαστήριο του Πανεπιστημίου του Βαγιαδολίδ στην Ισπανία που παρέχει δημόσια πληροφορίες από το γεωστατικό MSG/SEVIRI για ορισμένες χώρες της Δυτ. Ευρώπης και της Βόρειας Αφρικής, ανά 15 λεπτά (Pennypacker *et al.* 2013).

4.3.3 Ελληνικά συστήματα πρόβλεψης και παρακολούθησης πυρκαγιών

Στην Ελλάδα έχουν λάβει χώρα και έχουν καταγραφεί πολυάριθμες πυρκαγιές με πολύ σημαντικές επιπτώσεις. Ειδικότερα, κάνοντας μια ιστορική αναδρομή στα έτη 1986, 1987, 2000, 2007, 2009, 2011 και 2012 παρατηρούνται γεγονότα πυρκαγιάς όπου η συνολική καμένη έκταση υπερβαίνει τα 300 km^2 με το σημαντικότερο συμβάν των τελευταίων ετών να αφορά στην πυρκαγιά στο Μάτι, Αττικής (ξεκίνησε στις 23 Ιουλίου του 2018) με 102 απώλειες ανθρώπινων ζωών και πολύ σημαντικές καταστροφές περιουσιών σε μια έκταση της τάξεως των 13 km^2. Τέλος, το καλοκαίρι του 2021 επλήγησαν από πυρκαγιές συνολικά περίπου 1.190 km^2 με τις μεγαλύτερες εκτάσεις να αφορούν στην Αττική και στην Εύβοια (465,8 km^2 στο βόρειο τμήμα του νησιού). Αξίζει να σημειωθεί ότι 120 km^2 της συνολικής καμένης έκτασης του 2021 αφορούν περιοχές που εμπίπτουν στο δίκτυο NATURA 2000, σημειώνοντας τεράστια οικολογική καταστροφή, με πιο σημαντική εκείνη του Σχίνου Κορινθίας (Γεράνεια Όρη) με συνολική καμένη έκταση η οποία ανέρχεται στα 50,20 km^2.

Το Κέντρο Επιστημών Παρατήρησης της Γης και Δορυφορικής Τηλεπισκόπησης BEYOND, του Εθνικού Αστεροσκοπείου Αθηνών, έχει αναπτύξει το ολοκληρωμένο σύστημα έγκαιρης προειδοποίησης, παρακολούθησης και διαχείρισης κρίσεων πυρκαγιών FireHub[45], το οποίο λειτουργεί επιχειρησιακά από το 2014. Από το 2018, έχει ενσωματωθεί στο Ευρωπαϊκό Σύστημα Πληροφοριών Δασικών Πυρκαγιών (EFFIS) και στο διαδικτυακό σύστημα του Παγκόσμιου Κέντρου Παρακολούθησης Πυρκαγιών της Διεθνούς Στρατηγικής του ΟΗΕ για τη Μείωση Καταστροφών (UNSDR[46]). Οι υπηρεσίες που παρέχει το σύστημα FireHub[47] απεικονίζονται στην Εικόνα 4.3.1 και περιγράφονται στις ενότητες που ακολουθούν.

[44] https://www.dlr.de/EN/Home/home_node.html
[45] http://ocean.space.noa.gr/FireHub
[46] United Nations Office for Disaster Risk Reduction: https://www.undrr.org/
[47] http://beyond-eocenter.eu/index.php/web-services/firehub



Εικόνα 4.3.1. Δέντρο υπηρεσιών του συστήματος FireHUB.

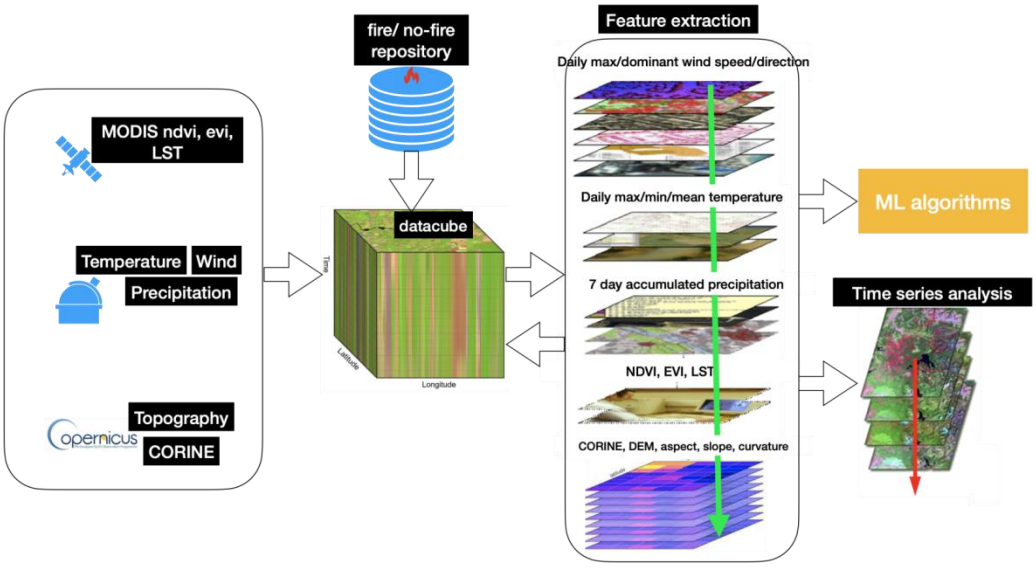
4.3.4 Ημερήσια πρόβλεψη κινδύνου πυρκαγιάς

Η υπηρεσία πρόβλεψης κινδύνου έναρξης πυρκαγιάς βασίζεται σε μοντέλα τεχνητής νοημοσύνης και μηχανικής μάθησης[48], τα οποία εκπαιδεύονται από το ιστορικό αρχείο πυρκαγιών που διατηρείται στο ΕΑΑ από το 1986, σε συνδυασμό με εκτενή μετεωρολογικά και δορυφορικά δεδομένα. Πιο συγκεκριμένα, έχουν γίνει αναλύσεις για τις μετεωρολογικές συνθήκες ανέμου, θερμοκρασίας και βροχόπτωσης από τα πακέτα δεδομένων του ERA5-Land[49,] και έχουν αξιοποιηθεί δορυφορικά δεδομένα MODIS. Εν αντιθέσει με τις συνήθεις εκτιμήσεις πρόβλεψης που απεικονίζουν τον κίνδυνο σε μικρή κλίμακα (π.χ. οι ημερήσιοι χάρτες πρόβλεψης κινδύνου πυρκαγιάς Πολιτικής Προστασίας - κίνδυνος ανά δασική περιφέρεια, EFFIS - 8 km), στα πλαίσια του συστήματος FireHUB επιτυγχάνεται η εκτίμηση του κινδύνου σε χωρική ανάλυση 500 m. Πρόκειται για ένα καινοτόμο σύστημα ημερήσιας πρόβλεψης πυρκαγιάς που αξιοποιεί τεχνολογίες αιχμής (Εικόνα 4.3.2) και αναλύει σε βάθος τα ιδιαίτερα και πολύπλοκα

[48] Τα θεωρητικά και ημι-εμπειρικά μοντέλα βασίζονται εξ ολοκλήρου, ή εν μέρει, σε εξισώσεις που περιγράφουν τη φυσική των σχετικών με την πυρκαγιά φαινομένων, όπως η μηχανική των ρευστών, η καύση και η μεταφορά θερμότητας. Οι αλγόριθμοι μηχανικής μάθησης (ML) από την άλλη, εκπαιδεύονται απευθείας από τα δεδομένα και αναπτύσσουν το δικό τους εσωτερικό μοντέλο χωρίς να τροφοδοτούνται με εξειδικευμένες γνώσεις ή να προσομοιώνουν ακριβώς τις φυσικές παραμέτρους που τροφοδοτούν το μοντέλο που εκτελείται. Επιπλέον, τα μοντέλα ML εντοπίζουν και διατυπώνουν αυτόματα τις πολύπλοκες μαθηματικές σχέσεις που υπάρχουν μεταξύ των διαφορετικών παραμέτρων εισόδου και αυτό είναι ένα σημαντικό πλεονέκτημα έναντι των μοντέλων που βασίζονται σε φυσική βάση όπου τα μαθηματικά αυτών των σχέσεων θα πρέπει να είναι γνωστά εκ των προτέρων.

[49] https://www.ecmwf.int/en/era5-land

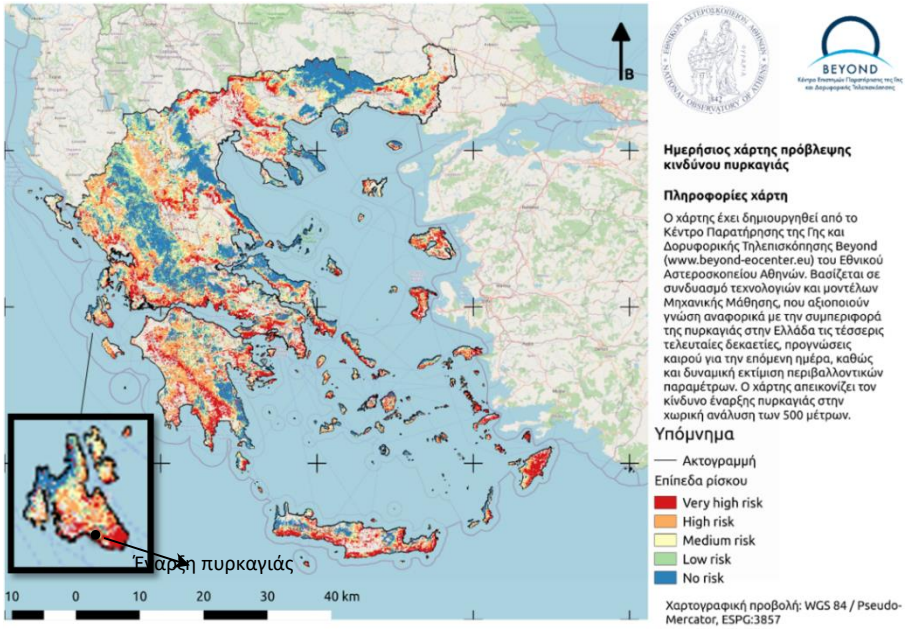
χαρακτηριστικά του φαινομένου δίνοντας έμφαση στις ισχυρές χωροχρονικές συσχετίσεις που υπάρχουν στα δεδομένα (Girtsou *et al.* 2021, Apostolakis *et al.* 2022).



Εικόνα 4.3.2. Διάγραμμα ροής της μεθοδολογίας εκτίμησης ημερήσιας πρόβλεψης πυρκαγιάς.

Αρχικά, δημιουργήθηκε μια σειρά ιστορικών δεδομένων πυρκαγιών (2010-2019) από ποικίλες πηγές (FireHUB, NOA, EFFIS και NASA) και έπειτα εξήχθησαν 25 παράγοντες που σχετίζονται με την έναυση πυρκαγιάς (Kontoes *et al.* 2013), όπως δείκτες NDVI/EVI, LST, θερμοκρασίας αέρα (10 m πάνω από τη επιφάνεια της γης), ανεμολογικών δεδομένων, βροχόπτωσης, χρήσεων γης και υψομετρικού μοντέλου εδάφους. Στη συνέχεια, επιλέχθηκαν, εκπαιδεύτηκαν και βελτιστοποιήθηκαν 4 αλγόριθμοι (Random Forest, XGBoost, LogitBoost and Neural Networks). Τα μοντέλα που προέκυψαν αξιολογήθηκαν μέσω ποικίλων μετρικών και ελέγχων και αποδείχτηκαν ιδιαίτερα αξιόπιστα εργαλεία στην έγκαιρη πρόγνωση του κινδύνου πυρκαγιάς.

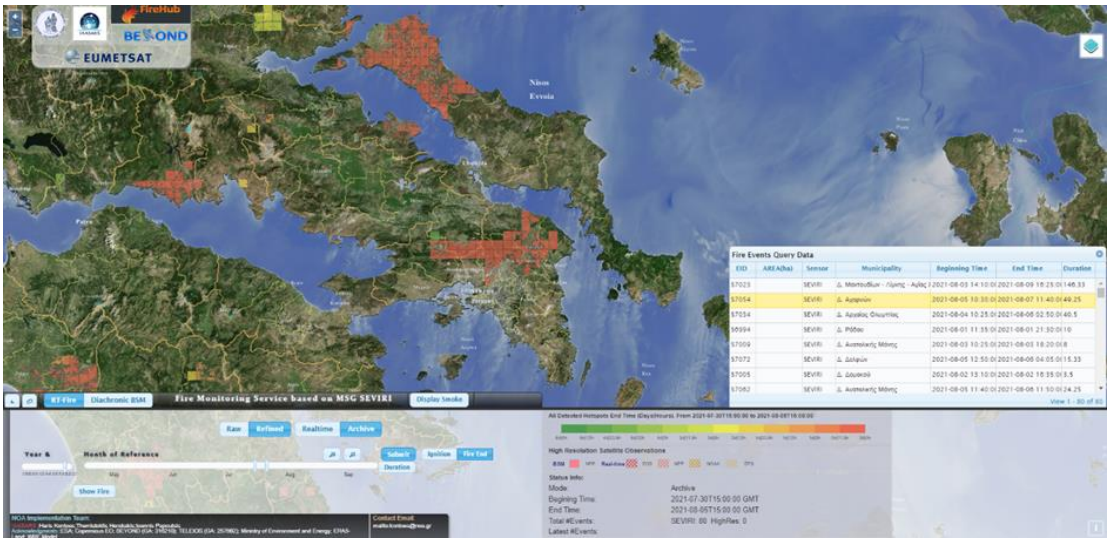
Χαρακτηριστικό είναι το παράδειγμα της πυρκαγιάς στην Κεφαλονιά, η οποία έλαβε χώρα στις 03/07/2021, όπου πραγματοποιήθηκε ο εντοπισμός της περιοχής έναυσής της (έντονα κόκκινη περιοχή στον χάρτη), στο νοτιοανατολικό άκρο του νησιού, μέσω του αλγορίθμου, όπως παρουσιάζεται στην Εικόνα 4.3.3.



Εικόνα 4.3.3. Παράδειγμα ημερήσιου χάρτη πρόβλεψης πυρκαγιάς για τις 03/07/2021, η περίπτωση της Κεφαλονιάς.

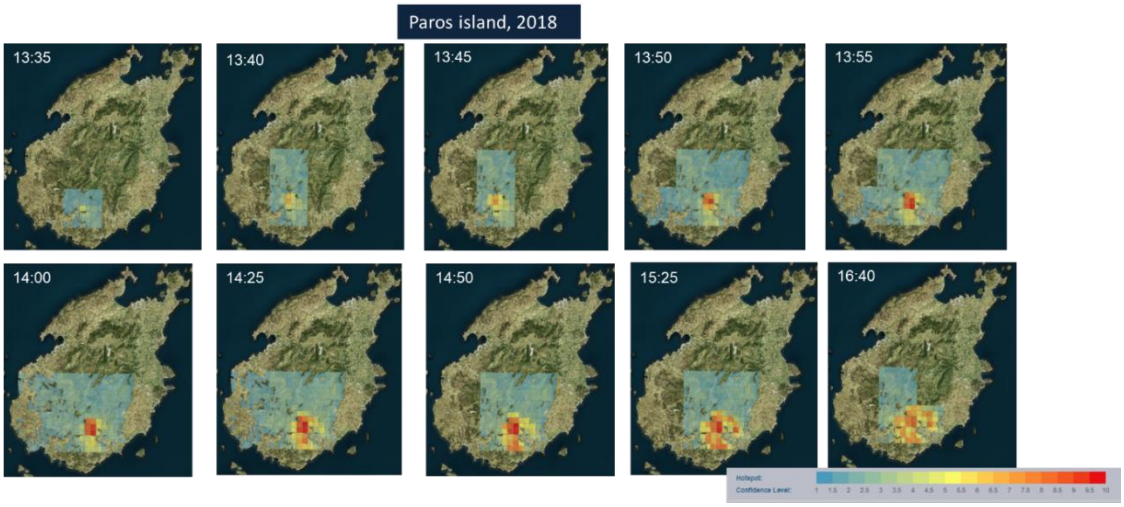
4.3.5 Ανίχνευση και παρακολούθηση ενεργών εστιών σε πραγματικό χρόνο

Η διαδικτυακή πλατφόρμα του συστήματος FireHUB (Kontoes *et al.* 2014), λειτουργεί σε καθημερινή βάση παρέχοντας σε πραγματικό χρόνο, πληροφορίες σχετικά με την ανίχνευση ενεργών εστιών μέσω επεξεργασίας δορυφορικών δεδομένων (Εικόνα 4.3.4).



Εικόνα 4.3.4. Ενεργές εστίες πυρκαγιάς όπως έχουν εντοπιστεί σε πραγματικό χρόνο από το σύστημα FireHUB για δεδομένη χρονική στιγμή της ημέρας 05/08/2021. (Πηγή: http://195.251.203.238/seviri/).

Ο πυρήνας της υπηρεσίας αυτής βασίζεται σε σύγχρονες τεχνικές βελτίωσης της κλίμακας δορυφορικών εικόνων μέσω πιθανοτικών σχέσεων. Για τον εντοπισμό των ενεργών εστιών το σύστημα λαμβάνει και αξιοποιεί κάθε 5 λεπτά εικόνες της αποστολής MSG SEVIRI (EUMETSAT), χωρικής ανάλυσης 3,5 km, παρουσιάζοντας με αυτό τον τρόπο την εξέλιξη του κάθε γεγονότος πυρκαγιάς που έχει εντοπιστεί μέσω του συστήματος (Εικόνα 4.3.5).



Εικόνα 4.3.5. Παράδειγμα παρακολούθησης της εξέλιξης της πυρκαγιάς στην Πάρο. (Πηγή: http://195.251.203.238/seviri/).

Κατόπιν τα κελιά ενεργών εστιών υπόκεινται σε μία σειρά βημάτων επεξεργασίας και βελτιστοποίησης ώστε να ενισχυθεί η αρχική αδρή ανάλυση του Seviri και να αποδοθεί πιθανότητα ύπαρξης ενεργής εστίας σε περιοχές sub-pixel. Για τη βελτίωση της κλίμακας αξιοποιούνται δεδομένα ανέμου, εδάφους και μορφολογίας του εδάφους, ενώ παράλληλα ενσωματώνονται δεδομένα καύσιμης ύλης υψηλής ακρίβειας και ιστορικών πυρκαγιών. Με την απόκτηση της πρώτης διαθέσιμης δορυφορικής εικόνας και σε χρονικό διάστημα λιγότερο από 6 δευτερόλεπτα, εκτελείται μία λεπτομερής ταξινόμηση 3 τάξεων (πυρκαγιά, δυνητική πυρκαγιά, όχι πυρκαγιά) σε κάθε εικονοστοιχείο 500 m, βελτιώνοντας έτσι την αρχική παρατήρηση από τις εικόνες MSG/SEVIRI κατά περίπου 50 φορές (Quattrochi *et al.* 2017). Τέλος, για κάθε εικονοστοιχείο χωρικής ανάλυσης 500 m υπολογίζεται το επίπεδο εμπιστοσύνης (Confidence Level) της ανίχνευσης των ενεργών εστιών πυρκαγιάς σε συνδυασμό με τη διάδοσή της, μέσω υπολογισμού των προαναφερθέντων παραγόντων (π.χ. δεδομένα ανέμου). Σημειώνεται πως το σύστημα παρέχει τη δυνατότητα ανάκτησης και αναπαραγωγής όλων των γεγονότων πυρκαγιάς που έχουν ανιχνευθεί για χρονική περίοδο δέκα ετών.

Η αξιολόγηση της υπηρεσίας ανίχνευσης και παρακολούθησης ενεργών εστιών σε πραγματικό χρόνο του συστήματος FireHUB που πραγματοποιήθηκε σε συνεργασία με την Πυροσβεστική Υπηρεσία, εξήγαγε τα ακόλουθα συμπεράσματα:

1. Το 25 - 30% των πυρκαγιών που ανιχνεύθηκαν μέσω της υπηρεσίας του συστήματος FireHUB εντοπίζονται 10 - 15 λεπτά πιο νωρίς από την Πυροσβεστική Υπηρεσία.
2. Το 60% των πυρκαγιών ανιχνεύονται στα πρώτα ~15 λεπτά από το χρόνο έναυσης που αναγράφεται στα αρχεία καταγραφής της Πυροσβεστικής.
3. Όλες οι καμένες εκτάσεις μεγαλύτερες από 1,12 km^2 ανιχνεύονται πλήρως χωρίς καμία παράλειψη.
4. Μικρότερες πυρκαγιές, που κυμαίνονται από 0,047 – 1,12 km^2 ανιχνεύονται κατά 50%.
5. Η μικρότερη πυρκαγιά που ανιχνεύθηκε ήταν της τάξης των 0,047 km^2.
6. Οι πυρκαγιές που δεν ανιχνεύθηκαν από το σύστημα, αθροίζονται στο 5,8% της συνολικής καμένης έκτασης.
7. Οι παραλείψεις προκαλούνται κυρίως λόγω α) νεφοκάλυψης, β) έντασης πυρκαγιάς (π.χ. μικρές πυρκαγιές – μικρές καμένες εκτάσεις), γ) τοπογραφία περιοχής και δ) χαρακτηριστικά καύσιμης ύλης (π.χ. λιγότερες εκτάσεις βλάστησης, βοσκοτόπια, αραιή βλάστηση με αποτέλεσμα χαμηλή ένταση πυρκαγιάς).

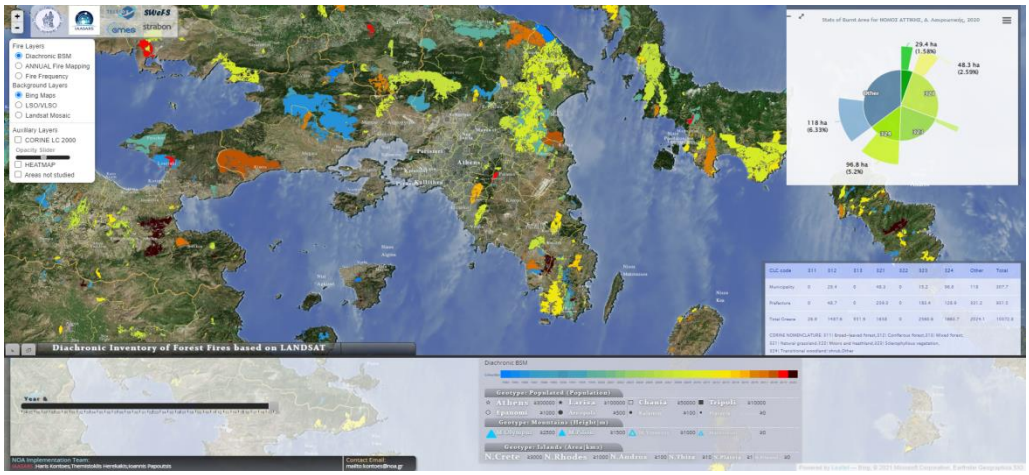
4.3.6 Διαχρονική χαρτογράφηση καμένων εκτάσεων

Η υπηρεσία χαρτογράφησης καμένων εκτάσεων, αναπτύχθηκε αρχικά στα πλαίσια του προγράμματος ESA GMES Service Element με το όνομα Risk-EOS (Kontoes *et al.* 2009). Ακολουθεί τα πρότυπα ακρίβειας και επικύρωσης του Copernicus (GMES[50]) και αξιολογήθηκε επιτυχώς σε διάφορες περιοχές της Νοτιοανατολικής Ευρώπης. Ως εκ τούτου, έχει πιστοποιηθεί και μπορεί να χρησιμοποιηθεί για οποιοδήποτε μέρος στην Ευρώπη, σε τοπικό, εθνικό και ευρύτερο επίπεδο. Πρόκειται για μία πλήρως αυτοματοποιημένη διαδικασία, που λαμβάνει ως είσοδο δορυφορικές εικόνες οποιασδήποτε διαθέσιμης χωρικής και φασματικής ανάλυσης και παράγει ακριβή προϊόντα εκτίμησης καμένων εκτάσεων της ελληνικής επικράτειας για μια περίοδο που καλύπτει τα τελευταία 37 χρόνια (Kontoes *et al.* 2013).

Η υπηρεσία βασίζεται στην αξιοποίηση αρχειοθετημένων δορυφορικών εικόνων USGS Landsat TM, SPOT XS, IKONOS και βελτιώνεται περαιτέρω με κάθε ανάκτηση δεδομένων Sentinel-2 και Sentinel-3 σε πραγματικό χρόνο. Ένα πλήθος δορυφορικών δεικτών όπως DNBR, NDVI, NDWI υπολογίζονται σε αναλύονται ώστε να προκύψει η ακριβής έκταση της πυρκαγιάς. Η συγκεκριμένη υπηρεσία αποτελεί το τελικό στάδιο παρακολούθησης της πυρκαγιάς, όπου με τη λήψη δορυφορικής εικόνας υψηλής ανάλυσης μετά το πέρας του γεγονότος δημιουργείται η αναλυτική χαρτογράφηση του. Έχουν εφαρμοστεί τροποποιήσεις και βελτιστοποιήσεις προκειμένου να παραχθούν ακριβείς εκτιμήσεις και να ελαχιστοποιηθούν τα ποσοστά σφάλματος. Η υπηρεσία αυτή (Εικόνα 4.3.6) παρουσιάζει διαχρονικά τις περιοχές που έχουν καεί από το 1984 έως σήμερα, απεικονίζοντας με διαφορετικό χρώμα τις καμένες εκτάσεις ανά έτος. Επίσης, παρέχεται επιπλέον ένα επίπεδο πληροφορίας που απεικονίζει τη συχνότητα εμφάνισης πυρκαγιάς και έτσι διακρίνεται αν κάποια περιοχή έχει πληγεί ξανά στο παρελθόν. Επιπλέον, παρέχονται στατιστικά στοιχεία που αφορούν τις χρήσεις/καλύψεις γης της εκάστοτε περιοχής.

50

https://www.esa.int/About_Us/Ministerial_Council_2012/Global_Monitoring_for_Environment_and_Security_GMES



Εικόνα 4.3.6. Περιβάλλον της υπηρεσίας Διαχρονικής Χαρτογράφησης Καμένων Εκτάσεων. (Πηγή: http://ocean.space.noa.gr/diachronic_bsm/).

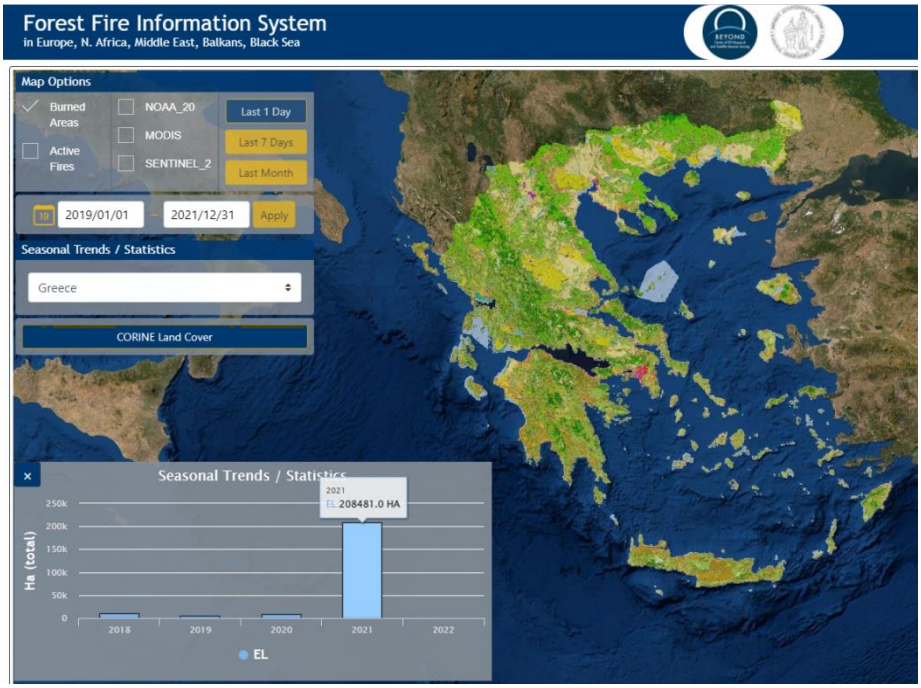
4.3.7 Σύστημα FFIS

Εκτός από το Σύστημα Ανίχνευσης Ενεργών εστιών σε πραγματικό χρόνο όπου αξιοποιούνται εικόνες από τον γεωστατικό δορυφόρο MSG με πηγαία χωρική ανάλυση 7,5 km, έχει αναπτυχθεί και το σύστημα FFIS στο οποίο αξιοποιούνται εικόνες από δορυφορικά συστήματα πολικής τροχιάς με χωρική ανάλυση <500m και λήψη κάθε μερικές ώρες. Έτσι, το Κέντρο BEYOND είναι υπεύθυνο για την παροχή μιας σειράς δορυφορικών προϊόντων ταχείας ανίχνευσης ενεργών εστιών και αποτίμησης των καμένων περιοχών καλύπτοντας τις περιοχές της Ευρώπης, των Βαλκανίων, της Βόρειας Αφρικής, της Μαύρης Θάλασσας και της Μέσης Ανατολής. Το σύστημα FFIS[51] λαμβάνει καθημερινά εικόνες μέσης ανάλυσης (250/375/500 m) από δορυφόρους πολικής τροχιάς (EOS/Terra, EOS/Aqua, SNPP, NOAA-20, NOAA 19) μέσω της κεραίας X/L Band που διαθέτει το ΕΑΑ και ύστερα από επεξεργασία παράγει προϊόντα ενεργών εστιών και καμένων εκτάσεων σε σχεδόν πραγματικό χρόνο.

Για την παραγωγή των προϊόντων ενεργών εστιών και καμένων εκτάσεων, γίνεται ημερησίως λήψη πολλαπλών εικόνων VIIRS NPP/JPSS (375 m) και MODIS Terra/Aqua (250 m). Οι ημερήσιες λήψεις αξιοποιούνται για την παραγωγή των ενεργών εστιών και των καμένων εκτάσεων ενώ οι βραδινές αποκλειστικά για τις ενεργές εστίες. Επιπλέον ανά 5 ημέρες, γίνεται λήψη και καταλογοποίηση των δορυφορικών εικόνων υψηλής ανάλυσης Sentinel-2, όπου παράγονται τα πολύγωνα των καμένων εκτάσεων σε χωρική ανάλυση 10 m.

[51] Forest Fire Information System

Σημειώνεται επίσης ότι το σύστημα FFIS, εκτός των υπηρεσιών σε σχεδόν πραγματικό χρόνο, παρέχει και μια σειρά χρήσιμων πληροφοριών όπως για παράδειγμα εποχικά στατιστικά σε μορφή γραφημάτων των ετήσιων καμένων εκτάσεων που έχουν καταγραφεί στις χώρες μελέτης από το 2018 (Εικόνα 4.3.7). Για την Ελλάδα είναι επίσης διαθέσιμα και στοιχεία Χρήσεων και Κάλυψης Γης από το πρόγραμμα Copernicus - Corine Land Use/Land Cover.



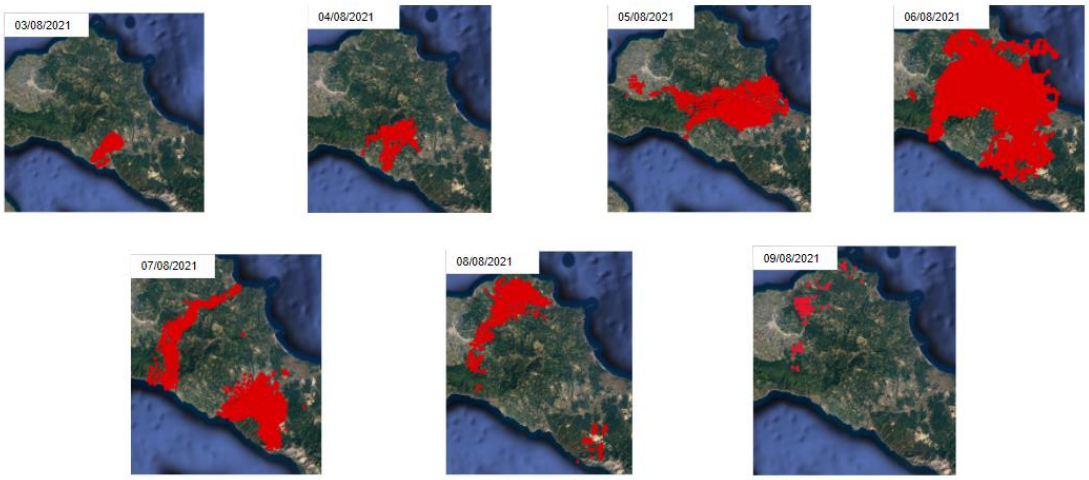
Εικόνα 4.3.7. Εποχικά στατιστικά ετήσιων καμένων εκτάσεων. (Πηγή: http://ffis.beyond-eocenter.eu/).

Η υπηρεσία λειτουργεί από το 2018 και πλέον είναι συνδεδεμένη με το Επιχειρησιακό κέντρο της Πυροσβεστικής Υπηρεσίας, ώστε κάθε προϊόν που παράγεται να ανεβαίνει σε πραγματικό χρόνο στο σύστημα Συμβάντων και Επιχειρησιακών Πόρων της Πυροσβεστικής - Engage. Επιπλέον μέσω των εργασιών του FFIS δημιουργείται μία μοναδική βάση περιστατικών πυρκαγιάς και καμένων εκτάσεων στην περιοχή των Βαλκανίων, της Βόρειας Αφρικής, της Μαύρης Θάλασσας και της Μέσης Ανατολής που μέσω αναλύσεων έχει ήδη προσφέρει βαθύτερη κατανόηση του φαινομένου της πυρκαγιάς, αλλά και των τάσεων του φαινομένου στην ευρύτερη περιοχή.

Ανίχνευση ενεργών εστιών σε σχεδόν πραγματικό χρόνο

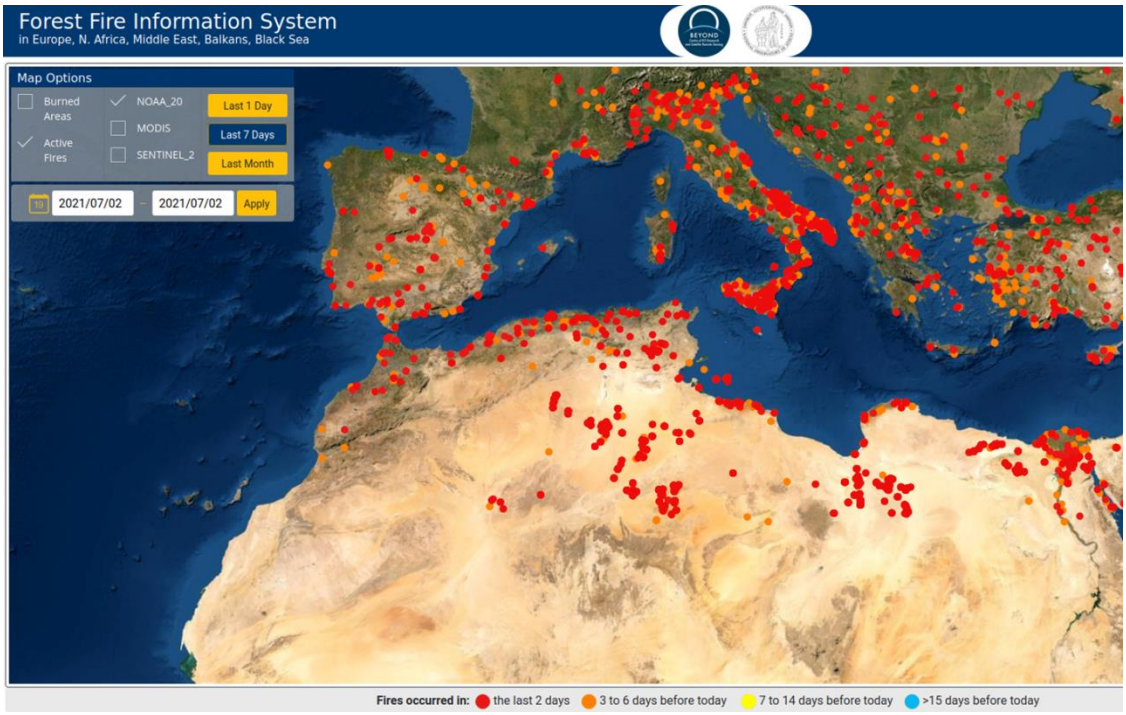
Για την ανίχνευση των ενεργών εστιών γίνεται ραδιομετρική διόρθωση των δορυφορικών εικόνων και αφαιρείται η νεφοκάλυψη καθώς και συγκεκριμένες κατηγορίες κάλυψης γης (λ.χ. αστικός ιστός, λίμνες). Στην συνέχεια εφαρμόζεται αλγόριθμος ταξινόμησης, το αποτέλεσμα του οποίου είναι ο εντοπισμός των γεωμετριών (εικονοστοιχεία) στα οποία περιέχονται ενεργές εστίες πυρκαγιάς. Κάθε γεωμετρία χαρακτηρίζεται από ένα επίπεδο εμπιστοσύνης το οποίο υπολογίζεται από την ένταση της ηλιακής ακτινοβολίας τη στιγμή της λήψης της εικόνας σε σχέση με τη σχετική διακύμανση της θερμοκρασίας στο μέσο-υπέρυθρο κανάλι του φάσματος και τη μετρούμενη ισχύ ακτινοβολίας πυρκαγιάς (FRP[52]) σε MW.

Στην Εικόνα 4.3.8 που ακολουθεί παρουσιάζεται η εξέλιξη των ενεργών εστιών, από τις 3 Αυγούστου έως τις 9 Αυγούστου 2021, για την περιοχή της Εύβοιας, και στην Εικόνα 4.3.9 ένα παράδειγμα εμφάνισης των ενεργών εστιών στην διαδικτυακή πλατφόρμα του συστήματος.



Εικόνα 4.3.8. Εξέλιξη της πυρκαγιάς στην Εύβοια, Αύγουστος 2021. (Πηγή: http://ffis.beyond-eocenter.eu).

[52] Fire Radiated Power



Εικόνα 4.3.9. Ενεργές εστίες όπως καταγράφονται από το σύστημα FFIS. (Πηγή: http://ffis.beyond-eocenter.eu).

Χαρτογράφηση καμένων εκτάσεων σε σχεδόν πραγματικό χρόνο με εικόνες μέσης ανάλυσης (MODIS, VIIRS)

Η χαρτογράφηση των καμένων περιοχών βασίζεται σε έναν αλγόριθμο 7 βημάτων, ακολουθούμενο από φωτοερμηνεία για την βελτίωση του τελικού προϊόντος. Ένα βήμα περαιτέρω επικύρωσης των καμένων εκτάσεων που χαρτογραφούνται αποτελεί η συνεκτίμηση των προϊόντων των ενεργών εστιών που παρήχθησαν στο προηγούμενο βήμα. Με αυτό τον τρόπο επιτυγχάνεται η πλήρης εξάλειψη των "*false alarms*" (εκτάσεις που ψευδώς ταξινομούνται ως καμένες).

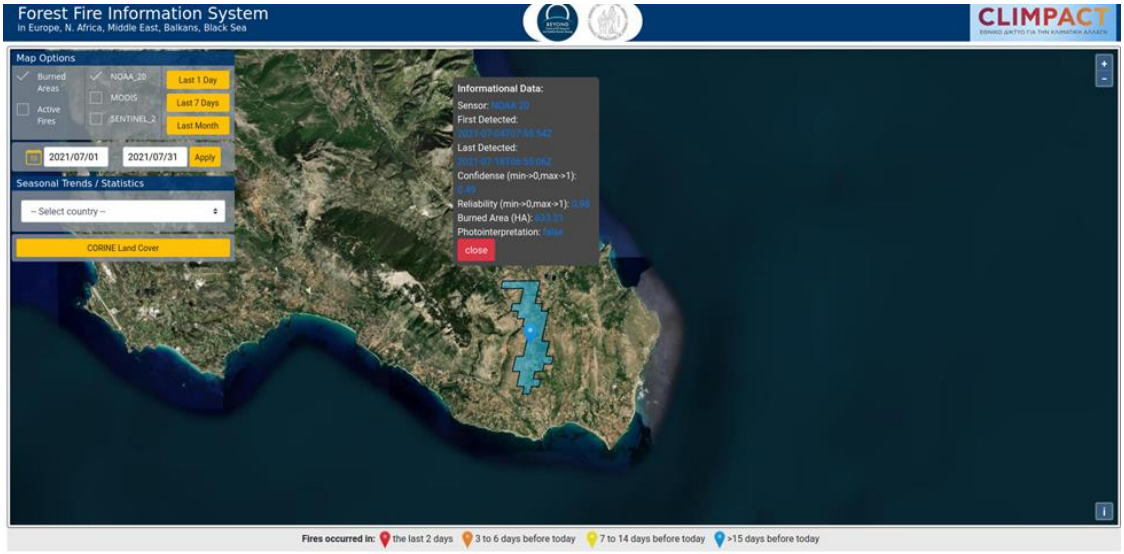
Έχοντας ως αναφορά τις νέες εικόνες που λαμβάνονται και εισάγονται στο σύστημα, ο αλγόριθμος εντοπίζει τις αντίστοιχες παλαιότερες εικόνες, οι οποίες λειτουργούν ως βάση σύγκρισης για την ανίχνευση των πρόσφατων εδαφικών μεταβολών λόγω της πυρκαγιάς. Η επιλογή γίνεται από μία τράπεζα εικόνων (απαλλαγμένων από σύννεφα, σκιές κλπ) με βάση τα τροχιακά δεδομένα τη λήψης, ώστε να επιτυγχάνεται υψηλή χωρική συσχέτιση των εικόνων προ και μετά του συμβάντος. Ακολούθως, στις νέες εικόνες, δημιουργούνται μάσκες για να εξαιρεθούν από την ανάλυση συγκεκριμένα χαρακτηριστικά όπως η νεφοκάλυψη, οι υδάτινες επιφάνειες, οι σκιάσεις του αναγλύφου, κ.α.

Οι διαχρονικές μεταβολές ανιχνεύονται με την ανάλυση ποικίλων φασματικών χαρακτηριστικών των εικόνων προ και μετά του γεγονότος της πυρκαγιάς μέσω των δεικτών dNDVI, dNBR, dNDWI και dSWI που σχετίζονται με διαφοροποιήσεις στη βλάστηση και την υγρασία του εδάφους. Στη συνέχεια αποδίδονται βάρη στα παραγόμενα προϊόντα και υπολογίζεται το σταθμισμένο τους άθροισμα. Με την αφαίρεση των εικόνων πριν και μετά το γεγονός της πυρκαγιάς υπολογίζεται η σύνθετη εικόνα διαφοράς, η οποία ενισχύεται περαιτέρω με την εφαρμογή συγκεκριμένων φίλτρων (Selesnick *et al.* 1998).

Η καινοτόμα αυτή υπηρεσία, όπως έχει περιγραφεί, αξιοποιεί τεχνολογίες αιχμής για την επεξεργασία και την αποθήκευση δεδομένων διαφορετικών αισθητήρων και ποικίλων χωροχρονικών αναλύσεων με κυριότερα προτερήματα του μεθοδολογικού πλαισίου να είναι τα ακόλουθα:

- Η χρήση της διάφανης διαδικασίας στους δορυφορικούς αισθητήρες (sensor agnostic), η οποία εφαρμόζεται σε δορυφορικά συστήματα μέσης (λ.χ. VIIRS, MODIS, FengYun-3, Sentinel-3) και υψηλής ανάλυσης (π.χ. Sentinel-2).
- Ο βασικός αλγόριθμος είναι εξαιρετικά προσαρμόσιμος στους διαθέσιμους οπτικούς αισθητήρες για την εξαγωγή προϊόντων καμένων εκτάσεων, υπό την προϋπόθεση ότι αυτοί οι αισθητήρες παρέχουν τουλάχιστον τις φασματικές ζώνες του κόκκινου και του πράσινου στο ορατό φάσμα, του εγγύς υπέρυθρου και του υπέρυθρου μικρού μήκους κύματος.
- Η λεπτομερής Χωρική Εκτίμηση καμένης έκτασης με εφαρμογή ανάλυσης διαχρονικής επικάλυψης και μοναδική σήμανση διακριτών συμβάντων πυρκαγιάς, χρησιμοποιώντας προηγμένες χωρικές διαδικασίες SQL.
- Η συνολική ακρίβεια για τις εντοπισμένες καμένες περιοχές είναι >95%.
- Η τεχνολογία αιχμής στην αυτόματη ανίχνευση καμένων περιοχών, που επιτρέπει ακριβή (>98%) ταξινόμηση τους μετά την 4η παρατήρηση (περίπου τη 2η ημέρα μετά την αρχική ανίχνευση συμβάντος ανάλογα με τις δορυφορικές λήψεις και τις ατμοσφαιρικές συνθήκες). Ενδεικτικά τα προϊόντα καμένων εκτάσεων NASA - FIRMS είναι διαθέσιμα με υψηλή εμπιστοσύνη έπειτα από περίπου 4 μήνες καθυστέρηση.
- Η εξάλειψη των λαθών κατά την επίλυση ορισμένων μη προγραμματισμένων προβλημάτων (σκιές από βουνά, σκιές σύννεφων, εσφαλμένη καταχώρηση αναφοράς και κύριες εικόνες).

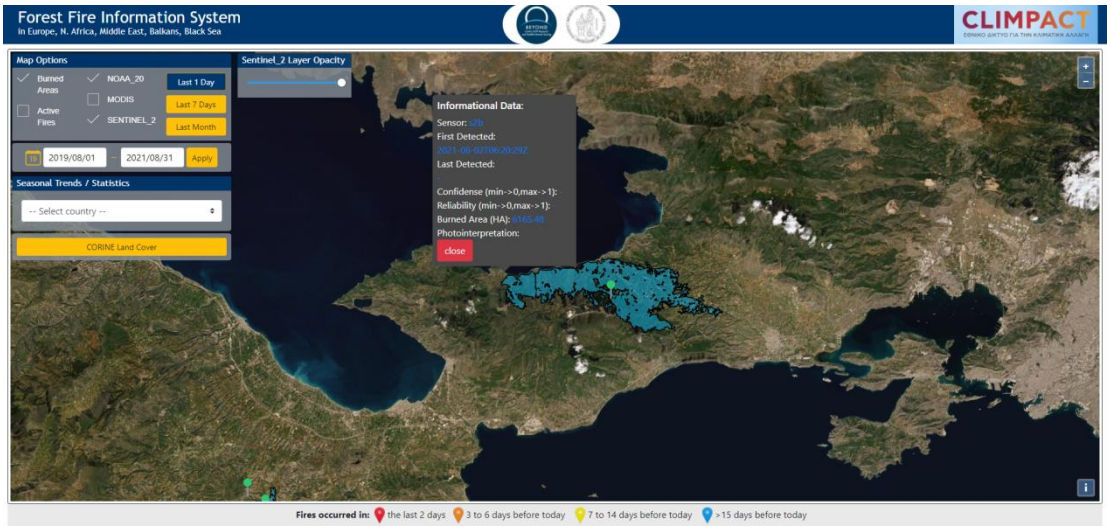
Στην Εικόνα 4.3.10 που ακολουθεί παρουσιάζεται ένα παράδειγμα χαρτογράφησης και αποτίμησης της καμένης έκτασης από την πυρκαγιά που έλαβε χώρα στην Κεφαλονιά στις 03/07/2021.



Εικόνα 4.3.10. Χαρτογράφηση και αποτίμηση της καμένης έκτασης με χρήση δορυφορικών εικόνων μέσης ανάλυσης για την πυρκαγιά που ξέσπασε στην Κεφαλονιά - 03/07/2021. (Πηγή: http://ffis.beyond-eocenter.eu/).

Χαρτογράφηση και αποτίμηση καμένων εκτάσεων με εικόνες υψηλής ανάλυσης (Sentinel-2)

Εντός διαστήματος 5 ημερών από την έναρξη του κάθε γεγονότος πυρκαγιάς πραγματοποιείται λεπτομερής αποτίμηση της καμένης έκτασης με την αξιοποίηση δορυφορικής εικόνας Sentinel-2, σε υψηλή χωρική ανάλυση 10 m. Σε συνδυασμό με δορυφορική εικόνα που έχει ληφθεί πριν από το συμβάν, υπολογίζεται ο διαφορικός δείκτης βλάστησης dNBR, που αναδεικνύει τις μεταβολές λόγω πυρκαγιάς που έχουν πραγματοποιηθεί στην περιοχή. Στην Εικόνα 4.3.11, παρουσιάζεται η χαρτογράφηση και αποτίμηση (61,6548 km^2) της καμένης έκτασης του Σχίνου Κορινθίας για τον Μάιο του 2021, έπειτα από επεξεργασία εικόνων υψηλής ανάλυσης Sentinel-2.



Εικόνα 4.3.11. Πολύγωνο καμένης έκτασης του Σχίνου Κορινθίας (Μάιος 2021) όπως προκύπτει έπειτα από επεξεργασία δορυφορικών εικόνων υψηλής ανάλυσης Sentinel. (Πηγή: http://ffis.beyond-eocenter.eu/).

4.3.8 Μοντελοποίηση και πρόγνωση της διασποράς του καπνού

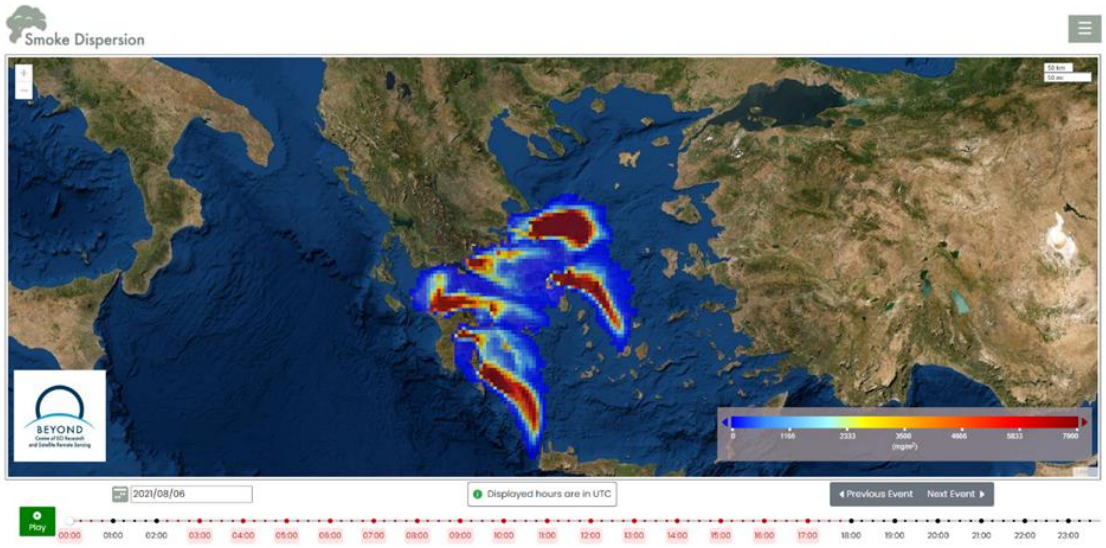
Η καύση της βιομάζας και τα γεγονότα πυρκαγιάς σχετίζονται με ζητήματα κλιματικής αλλαγής, καθώς η αύξηση της παγκόσμιας θερμοκρασίας αναμένεται να αυξήσει τη συχνότητα εμφάνισης πυρκαγιών. Τα εκπεμπόμενα σωματίδια βιομάζας θεωρούνται κύριοι ρυθμιστές του κλίματος και παίζουν σημαντικό ρόλο στη μεταφορά ακτινοβολίας στην ατμόσφαιρα και στις διαδικασίες νεφών. Η κατανόηση και πρόβλεψη των φυσικών αυτών κινδύνων είναι σημαντική για την εκτίμηση μελλοντικών εκπομπών βιομάζας και τη χρήση τους σε ατμοσφαιρικά μοντέλα. Η έκθεση των ανθρώπων σε αυξημένες συγκεντρώσεις καπνού σχετίζεται με σημαντικές επιπτώσεις στην υγεία.

Σε αυτό το πλαίσιο, μια πυρκαγιά μπορεί να έχει σοβαρές επιπτώσεις στην ευρύτερη περιοχή από την έναυση της, λόγω της μεταφοράς σωματιδίων καπνού. Οι κρίσιμοι παράγοντες που καθορίζουν τα νεφώματα καπνού περιλαμβάνουν μοτίβα ανέμου, ατμοσφαιρική σταθερότητα, ύψος ανάμειξης, σοβαρότητα και διάρκεια πυρκαγιών και την αρχική άνοδο του νέφους. Η πρόβλεψη της διασποράς του καπνού της πυρκαγιάς παρέχεται μέσω μιας συνεργιστικής τεχνικής τηλεπισκόπησης - μοντελοποίησης.

Αναλυτικά η ανάφλεξη, η διάρκεια και οι θέσεις των σημείων πυρκαγιάς παρέχονται

ηλεκτρονικά από την Υπηρεσία FireHUB[53] (Solomos *et al.* 2015, 2019). Αυτές οι πληροφορίες παρέχονται κάθε πέντε (5) λεπτά από το όργανο MSG SEVIRI και χρησιμοποιούνται ως είσοδος ενεργοποίησης στις εφαρμογές μοντελοποίησης. Η διασπορά καπνού υπολογίζεται με το αριθμητικό μοντέλο διασποράς FLEXPART (Brioude *et al.* 2013), το οποίο τροφοδοτείται με τις μετεωρολογικές προσομοιώσεις του ατμοσφαιρικού μοντέλου WRF-ARW σε ανάλυση 4×4 km πάνω από την Ελλάδα και μετριέται σε mg/m^2.

Ακολουθεί στιγμιότυπο (Εικόνα 4.3.12) από την υπηρεσία διασποράς καπνού όπως έχει καταγραφεί στις 06/08/2021, ενώ υπήρχαν σε εξέλιξη πολλαπλά πύρινα μέτωπα.



Εικόνα 4.3.12. Διασπορά καπνού στις 06/08/2021. (Πηγή: http://smoke.beyond-eocenter.eu/).

4.3.9 Συμπεράσματα και προτάσεις

Οι υπηρεσίες που αναφέρθηκαν σε αυτό το υποκεφάλαιο (Πίνακας 4.3.1) έχουν αναπτυχθεί μέσω τεχνολογιών αιχμής (state-of-the-art) όπως Τεχνητή νοημοσύνη (AI), DataCubes, Big Data Analytics και αξιοποίηση υπολογιστικών συστημάτων υψηλών διαγραφών και υπερυπολογιστών (HPC) τελευταίας τεχνολογίας για την επεξεργασία, ανάλυση και διαχείριση μεγάλων δορυφορικών δεδομένων. Πρόκειται για συστήματα που λειτουργούν επιχειρησιακά και υποστηρίζουν την έγκαιρη προειδοποίηση, εξέλιξη και αποτίμηση του καταστροφικού φαινομένου των δασικών πυρκαγιών.

[53] https://www.fireservice.gr/el/kentrikes-yperesies

Πίνακας 4.3.1. Συνοπτική περιγραφή Ελληνικών Δορυφορικών Συστημάτων έγκαιρης εκτίμησης και παρακολούθησης πυρκαγιών που αναπτύχθηκαν από το ΕΑΑ.

Σύστημα	Παραγόμενα προϊόντα	Περιοχή ενδιαφέροντος	Χωρική ανάλυση (m)	Χρονική ανάλυση	Δορυφορικά συστήματα
FireHUB	Ενεργές εστίες	Ελλάδα	3.500 με βελτίωση στα 500	5 λεπτά	MSG Seviri
FFIS	Ενεργές εστίες	Ευρώπη, Βαλκάνια, Βόρεια Αφρική, Μαύρη Θάλασσα και Μέση Ανατολή	375/ 250	~2 ώρες	VIIRS/ MODIS
	Καμένες εκτάσεις		375/ 250	~2 ώρες	VIIRS/ MODIS
	Καμένες εκτάσεις	Ελλάδα	10	5 ημέρες	Sentinel-2
Πρόβλεψη κινδύνου πυρκαγιάς	Χάρτης πρόβλεψης	Ελλάδα	500	1 ημέρα	MODIS
Διασπορά καπνού	Νεφώματα Καπνού	Ελλάδα	4000	5 λεπτά	MSG Seviri

Πιο συγκεκριμένα, διατίθενται ελεύθερα οι υπηρεσίες της Ημερήσιας Πρόβλεψης κινδύνου πυρκαγιάς, της Ανίχνευσης και παρακολούθησης ενεργών εστιών σε πραγματικό χρόνο (FireHUB) που ενημερώνεται κάθε πέντε λεπτά, της Διαχρονικής Χαρτογράφησης καμένων εκτάσεων, της Ανίχνευσης ενεργών εστιών σε σχεδόν πραγματικό χρόνο (FFIS), της Χαρτογράφησης καμένων εκτάσεων σε σχεδόν πραγματικό χρόνο με δορυφορικές εικόνες μέσης ανάλυσης, της Χαρτογράφησης και αποτίμησης καμένων εκτάσεων με δορυφορικές εικόνες υψηλής ανάλυσης και της Μοντελοποίησης και πρόγνωσης της διασποράς του καπνού.

Το Επιχειρησιακό κέντρο της Πυροσβεστικής Υπηρεσίας, αξιοποιεί τα συστήματα αυτά καθώς κάθε προϊόν που παράγεται, ανεβαίνει σε πραγματικό χρόνο στο σύστημα Συμβάντων και Επιχειρησιακών Πόρων της Πυροσβεστικής - Engage. Σημειώθηκε ότι το 25 - 30% των πυρκαγιών που ανιχνεύθηκαν μέσω της υπηρεσίας FireHUB, εντοπίστηκαν 10 - 15 λεπτά νωρίτερα από την Πυροσβεστική Υπηρεσία. Επιπλέον, το 60% των πυρκαγιών ανιχνεύονται στα πρώτα ~15 λεπτά από το χρόνο έναυσης που αναγράφεται στα αρχεία καταγραφής της Πυροσβεστικής και η μικρότερη πυρκαγιά που ανιχνεύθηκε ήταν της τάξης των 0,047 km^2.

Ωστόσο, προκειμένου να υπάρξει πρόληψη, αλλά και υποστήριξη στη λήψη αποφάσεων πριν, κατά τη διάρκεια αλλά και μετά το γεγονός, οι υπηρεσίες αυτές προτείνεται να αξιοποιηθούν άμεσα και από άλλους αρμόδιους φορείς καθώς η συμβολή τους είναι καθοριστική στη διαχείριση κρίσεων. Τέλος οι υπηρεσίες του Κέντρου Beyond ελέγχονται και βελτιώνονται συνεχώς ανάλογα με τις ανάγκες των χρηστών αλλά και τα διαθέσιμα δορυφορικά δεδομένα. Τα επόμενα βήματα που σχεδιάζονται, είναι η ενσωμάτωση προϊόντων επιπλέον δορυφορικών συστημάτων στο σύστημα FFIS, προκειμένου να αυξηθεί η ημερήσια συχνότητα παραγωγής ενεργών εστιών και καμένων εκτάσεων και η διάθεσή τους μέσω εφαρμογών για έξυπνα τηλέφωνα, ώστε η πληροφορία να είναι πιο προσβάσιμη στους χρήστες.

Ξενόγλωσση

Apostolakis, A., Girtsou, S., Giannopoulos, G., Bartsotas, N. S., & Kontoes, C. (2022). Estimating Next Day's Forest Fire Risk via a Complete Machine Learning Methodology. Remote Sensing, 14(5), 1222.

Brioude J, Arnold D, Stohl A, Cassiani M, Morton D, Seibert P, Angevine W, Evan S, Dingwell A, Fast JD, Easter RC, Pisso I, Burkhart J, Wotawa G 2013. The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART-WRF version 3.1. Geosci. Model. Dev. 6, 1889e1904. http://dx.doi.org/10.5194/gmd-6-1889-2013.

Commission report on forest fires: climate change is more noticeable every year. 2021. https://Ec.Europa.Eu/ [Accessed 2022], from https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/ip_21_5627.

EEA 2022. Trends and projections in Europe 2021 2021. https://Www.Eea.Europa.Eu/ [Accessed 2022], from https://www.eea.europa.eu/publications/trends-and-projections-in-europe-2021.

Girtsou S, Apostolakis A, Giannopoulos G, Kontoes C 2021. A Machine Learning Methodology for Next Day Wildfire Prediction, 2021 *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium IGARSS*, pp. 8487-8490, doi:10.1109/IGARSS47720.2021.9554301.

Guzzetti F 2016. Forecasting natural hazards, performance of scientists, ethics, and the need for transparency. *Toxicological and environmental chemistry*, 98(9), 1043–1059. https://doi.org/10.1080/02772248.2015.1030664 .

IPCC 2021. https://www.Ipcc.Ch/ [Accessed 2022], from https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_SPM_final.pdf.

Kelman I and Glantz M 2014. Reducing Disaster: Early Warning Systems For Climate Change, *Springer*, https://doi.org/10.1007/978-94-017-8598-3_5.

Khalid MSB, Shafiai BS 2015. Flood Disaster Management in Malaysia: An Evaluation of the Effectiveness Flood Delivery System, *International Journal of Social Science and Humanity*, 5:398

Kontoes C, Keramitsoglou I, Papoutsis I, Sifakis NI, Xofis P 2013. National Scale Operational Mapping of Burnt Areas as a Tool for the Better Understanding of Contemporary Wildfire Patterns and Regimes, *Sensors*, 11146-11166. https://doi.org/10.3390/s130811146.

Kontoes C, Papoutsis I, Herekakis T, Leronymidi E and Keramitsoglou I 2014. FireHub: A Space Based Fire Management Hub. Project: BEYOND-Building a Center of Excellence for EO based Monitoring of Natural Disasters.

Kontoes C, Poilvé H, Florsch G, Keramitsoglou I. and Paralikidis S 2009. A comparative analysis of a fixed thresholding vs. A classification tree approach for operational burn scar detection and mapping. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 11:299–316. ISSN 0303 2434, DOI:10.1016/j.jag.2009.04.00.

Lin Moe T, Gehbauer F, Senitz S and Mueller M 2007. Balanced scorecard for natural disaster management projects, *Disaster Prev. Manag.* 16:785-806. https://doi.org/10.1108/09653560710837073L.

Merz B, Kuhlicke C, Kunz M, Pittore M, Babeyko A, Bresch N, Domeisen D, Feser F, Koszalka I, Kreibich H, Pantillon, F, Parolai S, Pinto J, Punge H, Rivalta E, Schröter K, Strehlow K, Weisse R, Wurptsl A 2020. Impact Forecasting to Support Emergency Management of Natural Hazards, *Reviews of Geophysics*, Volume 58, Issue 4, AGU

Munich Re. 2020. California Wildfires 2018. https://www.munichre.com/content/dam/munichre/mram/content-pieces/pdfs/reinsurance-solutions/Wildfire_FS_FINAL.pdf/_jcr_content/renditions/original./Wildfire_FS_FINAL.pdf.

Neußner O 2021. Early warning alerts for extreme natural hazard events: A review of worldwide practices. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 60:102295. https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2021.102295.

New EU Forest Strategy for 2030. 2021. Https://Eur-Lex.Europa.Eu/. Retrieved 2022, from https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52021DC0572

Pennypacker C, Jakubowski M, Kelly M, Lampton M, Schmidt C, Stephens S, Tripp R 2013. FUEGO — Fire Urgency Estimator in Geosynchronous Orbit — A Proposed Early-Warning Fire Detection System. *Remote Sensing* 5:5173–5192. https://doi.org/10.3390/rs5105173.

Quattrochi D, Wentz E, Lam N, Emerson C, 2017. Integrating Scale in Remote Sensing and GIS, *CRC Press*, ISBN-13: 978-0367868994

Selesnick W and Burrus CS 1998. Generalized digital Butterworth filter design, in *IEEE Transactions on Signal Processing*, 46:1688-1694, doi:10.1109/78.678493.

Seneviratne SI, Nicholls N, Easterling D, Goodess CM, Kanae S, Kossin J, Luo Y, Marengo J, McInnes K, Rahimi M, Reichstein M, Sorteberg A, Vera C, Zhang X 2012. Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment. In: Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change

Adaptation [Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.)]. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). *Cambridge University Press*, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, pp. 109-230.

Solomos S, Amiridis V, Zanis P, Gerasopoulos E, Sofiou F I, Herekakis T, Brioude J, Stohl A, Kahn R A, Kontoes C: Smoke dispersion modeling over complex terrain using high resolution meteorological data and satellite observations – The FireHub platform, *Atmos. Environ.* 119:348–361, https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.066, 2015.

Solomos S, Gialitaki A, Marinou E, Proestakis E, Amiridis V, Baars H, Komppula M, Ansmann A: Modeling and remote sensing of an indirect PyroCb formation and biomass transport from Portugal wildfires towards Europe, *Atmos. Environ*. 206:303–315, https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.03.009, 2019

Steber M, Allen A, James B, Koss K 2012. Enhancing the capabilities of VLandgate's FireWatch with re spread simulation. In Proceedings of Bushre CRC & AFAC 2012 Conference Research Forum Perth Australia, R. Thornton, and L. Wright (eds.), Bushre Cooperative Research Center, Australia, pp. 115–123.

Κεφάλαιο 4.4: Η Διαχείριση των Δασών της Ελλάδας: Εθνική Πολιτική και Μέτρα Προσαρμογής στην Κλιματική Αλλαγή

Νικόλαος Νάνος[1], Φίλιππος Αραβανόπουλος[2], Κωνσταντίνος Καλαμποκίδης[3], Παλαιολόγος Παλαιολόγου[4]

[1]Εργαστήριο Δασικής Διαχειριστικής, Τμήμα Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης

[2]Εργαστήριο Δασικής Γενετικής και Βελτίωσης Δασοπονικών Ειδών, Τμήμα Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης

[3]Τμήμα Γεωγραφίας, Σχολή Κοινωνικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Αιγαίου

[4]Τμήμα Δασολογίας και Διαχείρισης Φυσικού Περιβάλλοντος, Γεωπονικό Πανεπιστήμιο Αθηνών

4.4.1 Εισαγωγή

Η εθνική πολιτική για τη διαχείριση των δασών της Ελλάδας πρέπει να εδράζεται στο δίπτυχο της προσαρμογής και του μετριασμού των επιπτώσεων που προκαλεί η κλιματική αλλαγή. Εξαιτίας του τεράστιου δυναμικού συσσώρευσης άνθρακα, τα δάση θεωρούνται σημαντικά στοιχεία στις στρατηγικές μετριασμού της κλιματικής αλλαγής, καθώς αποτελούν βασικούς μοχλούς για την απομάκρυνση των αερίων του θερμοκηπίου από την ατμόσφαιρα. Τα δάση αποτελούν καίριο παράγοντα για τη διευκόλυνση του παγκόσμιου στόχου των μηδενικών εκπομπών έως το 2050 (Grassi *et al.* 2017, World Bank 2021) και των στόχων της ΕΕ (European Green Deal) για μηδενικές εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου μέχρι το 2050 και ανάκαμψη της βιοποικιλότητας της Ευρώπης έως το 2030 (Fetting 2020). Εκτός από τα ευνόητα μέτρα αύξησης της δασοκάλυψης και της συνεπακόλουθης κατακράτησης άνθρακα ως αποτέλεσμα της δάσωσης νέων εκτάσεων (Spyroglou *et al.* 2021), η συνεισφορά των δασών στην δέσμευση του ατμοσφαιρικού άνθρακα μπορεί να αυξηθεί και στα ήδη υπάρχοντα δασικά οικοσυστήματα μετά από την λήψη συγκεκριμένων διαχειριστικών μέτρων. Τέτοια μέτρα είναι για παράδειγμα η αύξηση του περίτροπου χρόνου, η χρήση ταχυαυξών δασοπονικών ειδών με μεγαλύτερο δυναμικό δέσμευσης ή η παραγωγή ξυλωδών προϊόντων με μεγαλύτερη διάρκεια ζωής. Όμως, προκειμένου τα διαχειριστικά μέτρα να μπορέσουν να συμβάλλουν στην επίτευξη του στόχου για την μείωση των αερίων του θερμοκηπίου πρέπει πρώτα να διασφαλίσουν την ίδια την συνέχεια του δάσους, η οποία όμως μπορεί και να απειλείται από τις αλλαγές που προκύπτουν στα κλιματικά δεδομένα, ειδικά για τα χαμηλού υψομέτρου μεσογειακά δάση. Ήδη υπάρχουν αρκετά δεδομένα στον μεσογειακό χώρο και στην

Ελλάδα που συγκλίνουν στο συμπέρασμα ότι η αύξηση του ξυλαποθέματος και του ετησίου λήμματος από τα μεσογειακά κυρίως δάση επηρεάζεται αρνητικά από την κλιματική αλλαγή ως αποτέλεσμα των καταπονήσεων που έχουν υποστεί τα δασικά είδη και τα οικοσυστήματα που αυτά διαβιούν, επηρεάζοντας αρνητικά την υγεία των πρώτων και τη σταθερότητα των δεύτερων.

Σύμφωνα με τις πιο πρόσφατες εκτιμήσεις, η μεσογειακή λεκάνη θα εμφανίσει κατά μέσο όρο αύξηση της μέσης ετήσιας θερμοκρασίας κατά 2,3 (RCP4.5) έως 4,5 (RCP8.5) βαθμούς κελσίου κατά την περίοδο από το 2071-2100 σε σχέση με την περίοδο 1981-2010 (Spinoni *et al.* 2020). Για την ετήσια βροχόπτωση αναμένεται μέση μείωση κατά 78,3 mm/έτος (ή αλλιώς κατά 17,7%) για το RCP4.5 και κατά 34,5 mm/έτος (ή αλλιώς κατά 7,8%) για το RCP8.5. Στην τελευταία έρευνα για την Ελλάδα (Georgoulias *et al.* 2022) με χρήση των μοντέλων του EURO-CORDEX (Jacob *et al.* 2014), οι εκτιμήσεις προβλέπουν μία τάση μείωσης της μέσης ετήσιας βροχόπτωσης μεγαλύτερη στα νότια της χώρας και στα ορεινά (παρόλο που παρουσιάζουν αξιοσημείωτο βαθμό αβεβαιότητας). Εάν οι εκτιμήσεις του χειρότερου σεναρίου (RCP 8.5) επιβεβαιωθούν, οι μεγάλοι ορεινοί όγκοι της Κρήτης και της Πελοποννήσου θα υποστούν το μεγαλύτερο ποσοστό μείωσης στην ετήσια βροχόπτωση. Στη βόρεια Εύβοια, περιοχή με πιθανώς μεγάλη ανάγκη για αναπαραγωγικό υλικό μετά την πρόσφατη πυρκαγιά του 2021, αναμένουμε μειωμένη βροχόπτωση από 3% έως 14% αναλόγως υψομέτρου σύμφωνα με το χειρότερο σενάριο. Στη βόρεια Ελλάδα, η αναμενόμενη μείωση της βροχόπτωσης κυμαίνεται από 3% στα πεδινά της Χαλκιδικής έως -18% στις κορυφές του Ολύμπου για το χειρότερο σενάριο. Όσον αφορά τη μεταβολή της θερμοκρασίας, σύμφωνα με τους χάρτες του ΥΠΕΝ (2022) στο καλύτερο σενάριο (RCP2.6) και στο απώτερο μέλλον (2071-2100), αναμένεται αύξηση από 1-1,5^{o}C (ορεινά) στη μέση τιμή της μέγιστης θερμοκρασίας, ενώ στο χειρότερο σενάριο (RCP8.5), αναμένουμε αύξηση κατά 4,5-5 ^{o}C στα ορεινά και κατά 3,5 ^{o}C στα πεδινά της βόρειας Ελλάδας. Συμπερασματικά, τα κλιματικά σενάρια δείχνουν μία τάση αύξησης της κλιματικής διαταραχής από τα βορειότερα προς τα νοτιότερα και από τα μικρότερα προς τα μεγαλύτερα υψόμετρα, γεγονός που καθιστά τα αντίστοιχα δασικά οικοσυστήματα περισσότερο ευάλωτα. Σήμερα εκτιμάται ότι τουλάχιστον το 6% των ευρωπαϊκών δασών κατ' έτος υφίσταται σημαντικές καταστροφές συνδεόμενες με την κλιματική αλλαγή, με ένα σημαντικό μέρος αυτών των καταστροφών συντελείται στην Μεσόγειο (Peñuelas and Sardans 2021). Εντοπίζονται νεκρώσεις δένδρων ιδίως στα δασοόρια, αύξηση προσβολών από έντομα, αλλαγές στην ένταση και εποχικότητα των δασικών πυρκαγιών, μείωση της ζωτικότητας πληθυσμών ως αποτέλεσμα καταπόνησης από ξηρασία και αλλαγές στη γενετική συγκρότηση των πληθυσμών δασικών ειδών. Η κλιματική αλλαγή αναμένεται να επιδεινώσει την κατάσταση και να μειώσει περαιτέρω την αντοχή ιδιαίτερα των υποβαθμισμένων δασικών οικοσυστημάτων, όπως είναι πολλά δασικά οικοσυστήματα της χώρας που περιλαμβάνουν δασικές εκτάσεις στα όρια της ερημοποίησης. Ιδιαίτερα η αντιμετώπιση της ξηρασίας από τα δασικά οικοσυστήματα

και η διατήρηση της υδρονομικής λειτουργίας τους, αποτελούν μεγάλες προκλήσεις της μελλοντικής δασικής διαχείρισης.

Τα δασικά οικοσυστήματα ωστόσο έχουν τη δυνατότητα άμβλυνσης των κλιματικών αλλαγών διαμέσου κατάλληλων πρακτικών προστασίας των φυσικών πόρων και προσαρμοστικής διαχείρισης. Η άμβλυνση των επιπτώσεων της κλιματικής αλλαγής αφορά ως επί το πλείστον σε ρυθμιστικές υπηρεσίες των οικοσυστημάτων, όπως την προστασία και διατήρηση της βιοποικιλότητας, τη ρύθμιση του μικροκλίματος, τη διάβρωση, την υδατική οικονομία, και φυσικά στις οικοσυστημικές υπηρεσίες, δηλ. στην παροχή αγαθών. Ο μετριασμός σχετίζεται με την ικανότητα των δασικών οικοσυστημάτων να δεσμεύουν μεγάλες ποσότητες άνθρακα οι οποίες αποταμιεύονται για μεγάλο χρονικό διάστημα. Στο Κεφάλαιο αυτό επιχειρείται μία βιβλιογραφική ανασκόπηση των στρατηγικών προσαρμογής και των ειδικών διαχειριστικών μέτρων που έχουν την δυνατότητα να προσαρμόσουν τα δασικά οικοσυστήματα στα νέα κλιματικά δεδομένα (Keenan 2015, Vilà-Cabrera *et al.* 2018, Jandl *et al.* 2019). Η προσαρμοστική δασική διαχείριση αποτελεί μία νέα προσέγγιση στη δασική διαχειριστική σύμφωνα με την οποία, ο διαχειριστής είναι ταυτόχρονα και ερευνητής καθώς καλείται να θέτει σε λειτουργία πειραματικά σχέδια που θα δώσουν τις αναγκαίες λύσεις και ταυτόχρονα, θα αυξήσουν την γνώση σχετικά με την επίδραση των διαχειριστικών μέτρων στην προσαρμοστική ικανότητα. Το ειδικό γνωστικό αντικείμενο της προσαρμογής της διαχείρισης των δασικών οικοσυστημάτων στην κλιματική αλλαγή πρέπει να αποτελέσει το νέο βήμα της εθνικής δασικής πολιτικής. Η προσαρμοστική στην κλιματική αλλαγή δασική διαχείριση είναι μία δέσμη μέτρων, ερευνών και ενεργειών που στόχο έχουν την μείωση της τρωτότητας του δασικού οικοσυστήματος στους κινδύνους που εγκυμονεί η ανθρωπογενής αλλαγή του κλίματος ενώ ταυτόχρονα, μελετά εναλλακτικές μεθόδους που στόχο έχουν την αύξηση της συνεισφοράς του δασικού τομέα στην μείωση του ατμοσφαιρικού άνθρακα (Yousefpour *et al.* 2012).

4.4.2 Στρατηγικές προσαρμογής

Τα νέα κλιματικά δεδομένα θα δημιουργήσουν νέες προκλήσεις στις οποίες οι διαχειριστές πρέπει να προσαρμοστούν χρησιμοποιώντας τις ήδη γνωστές τεχνικές δασικής διαχείρισης: δασοκομία, αναδασώσεις, διαχείριση της γενετικής ποικιλότητας και των γενετικών πόρων, επιλέγοντας όμως τη σωστή μίξη μέτρων. Ήδη οι δασικοί διαχειριστές έχουν καταρτίσει το θεωρητικό υπόβαθρο πάνω στο οποίο θα μπορούσαν να τεθούν οι κατάλληλοι διαχειριστικοί στόχοι και να επιλεγεί το βέλτιστο σενάριο διαχείρισης. Οι στρατηγικές επιλογές που μπορεί να κάνει ένας διαχειριστής είναι (Millar *et al.* 2007, Peterson St-Laurent *et al.* 2021):

Στρατηγική Επιλογή 1. Αντίσταση (Resistance)

Διαχείριση των δασικών οικοσυστημάτων με τέτοιο τρόπο έτσι ώστε να είναι σε θέση να ανθίστανται και να ανταποκρίνονται καλύτερα στα ανεπιθύμητα αποτελέσματα της κλιματικής αλλαγής. Μπορεί να υιοθετηθεί σε δύο επίπεδα: είτε παθητική ή ενεργητική (Peterson St-Laurent *et al.* 2021). Η ενεργητική στρατηγική συμπεριλαμβάνει δέσμη διαχειριστικών μέτρων που στόχο έχουν να αποτρέψουν ένα νέο οικοσύστημα να αντικαταστήσει το τωρινό, μέσω, για παράδειγμα, της στοχευμένης ρύθμισης της μίξης εις βάρος των εισβλητικών και ευνοημένων από την κλιματική αλλαγή δασοπονικών ειδών, σε αντίθεση με την παθητική προσέγγιση κατά την οποία τα προτεινόμενα διαχειριστικά μέτρα έχουν ως στόχο την κατανομή νέων εκτάσεων σε συσταδικούς τύπους που θα ευνοήσουν την εξάπλωση των επιθυμητών δασοπονικών ειδών.

Στρατηγική Επιλογή 2. Ανθεκτικότητα (Resilience)

Σε αυτή την κατηγορία συμπεριλαμβάνονται στρατηγικές που στοχεύουν σε δασικά οικοσυστήματα που ενώ εκτίθενται στις σταδιακές αλλαγές ή στις απότομες διαταραχές που σχετίζονται με την κλιματική αλλαγή, έχουν τη δυνατότητα «να επιστρέφουν» στην προ της διαταραχής ή της αλλαγής κατάσταση δια της φυσικής οδού (ο όρος στο συγκεκριμένο πλαίσιο αναφέρεται και ως ανάπαλση ή επανισορροπητική ικανότητα). Σε αυτή την κατηγορία προτείνονται διαχειριστικά μέτρα, τα οποία διευκολύνουν τη διασπορά σε μικρές (φυσική αναγέννηση) ή σε μεγάλες αποστάσεις (μετανάστευση) των δασοπονικών ειδών (Greiner *et al.* 2020).

Στρατηγική Επιλογή 3. Μετάβαση (Transition/ Transformation)

Στοχευμένη υποβοήθηση της προσαρμογής στην αλλαγή που επιτρέπει ή διευκολύνει τα δασικά οικοσυστήματα να ανταποκριθούν προσαρμοστικά καθώς αυξάνονται οι περιβαλλοντικές αλλαγές. Μπορεί να υλοποιηθεί σε τρεις μορφές: αυτόνομη, ελεγχόμενη και επισπεύδουσα (Peterson St-Laurent *et al.* 2021) ανάλογα με την αναμενόμενη ταχύτητα της κλιματικής αλλαγής.

4.4.3 Μέτρα διαχείρισης

Το 2018 εγκρίθηκε η Εθνική Στρατηγική για τα Δάση (Υ.Α. 170195/758/28-11-2018), η οποία καθόρισε τις αρχές και τις κατευθυντήριες γραμμές της δασικής πολιτικής για την περίοδο 2018–2038. Ακόμα, προσδιόρισε τους συγκεκριμένους στόχους αυτής της πολιτικής και διέθεσε τους απαραίτητους πόρους και τα μέσα για την εφαρμογή της (FOREST EUROPE 2020). Η Εθνική Στρατηγική συμβάλλει στις προσπάθειες

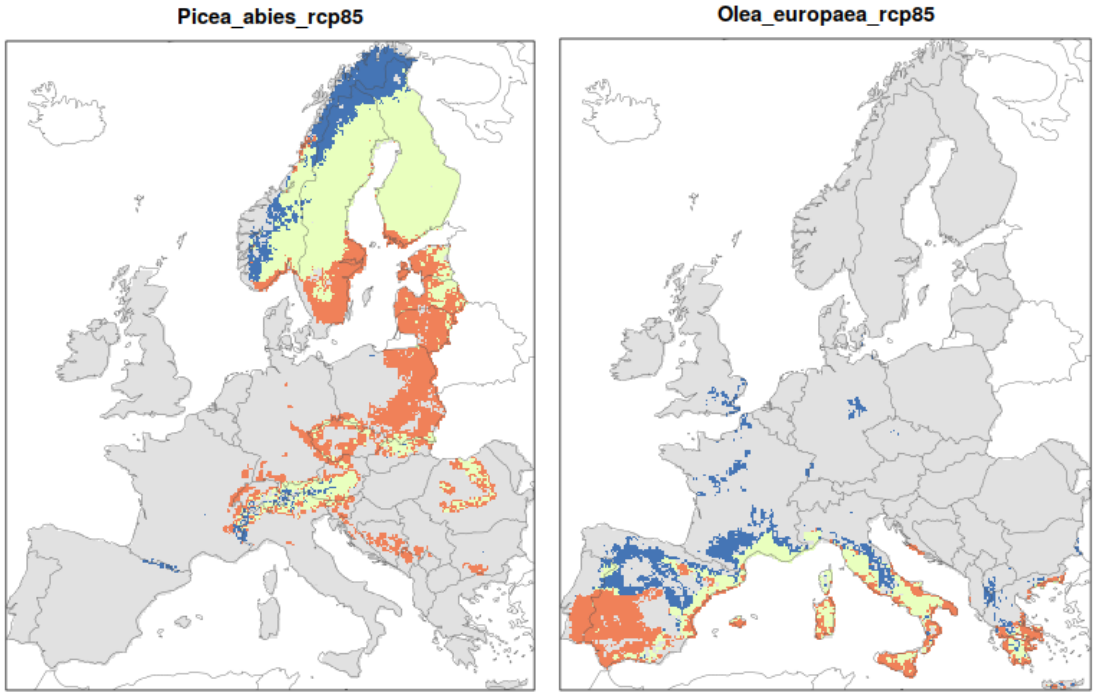
αντιμετώπισης της κλιματικής αλλαγής στα ελληνικά δάση και στον μετριασμό των συνεπειών της. Για την αδήριτη ανάγκη μετάβασης στην προσέγγιση της προσαρμοστικής διαχείρισης, ωστόσο, επτά είναι τα κύρια διαχειριστικά μέτρα άμεσης προτεραιότητας τα οποία παρουσιάζονται παρακάτω.

Επιλογή δασοπονικών ειδών

Η επιλογή του κυρίαρχου δασοπονικού είδους της διαχειριστικής κλάσης καθώς και του βαθμού μείξης μεταξύ συγκυρίαρχων αποτελεί μία από τις πιο σημαντικές αποφάσεις του διαχειριστή κατά την εκπόνηση του σχεδίου διαχείρισης και η σημασία της γίνεται μεγαλύτερη κάτω από το πρίσμα της κλιματικής αλλαγής. Η επιλογή του είδους που θα ευνοηθεί στο υπό διαχείριση δάσος κατά τη διάρκεια του γενικού σχεδιασμού λαμβάνει υπόψη του κατά πρώτο λόγο τη δυνατότητα του είδους να προσαρμοστεί στο περιβάλλον και κατά δεύτερο λόγο την δυνατότητά του να παρέχει μία σειρά από υπηρεσίες, εκ των οποίων η παραγωγική κατέχει εξέχουσα θέση (Schelhaas *et al.* 2015, Nanos *et al.* 2001, Nanos *et al.* 2003).

Με δεδομένη όμως την αβεβαιότητα που προκαλεί η κλιματική μεταβολή, η επιλογή των δασοπονικών ειδών με τη μεγαλύτερη ικανότητα προσαρμογής αποτελεί μεγάλη πρόκληση για την εφαρμοσμένη δασική διαχείριση. Η συνδυασμένη χρήση των κλιματικών προγνώσεων και των μοντέλων κατανομής ειδών (Thuiller et al 2009, del Río *et al.*, 2021) μπορεί να βοηθήσει τους διαχειριστές στη λήψη των σχετικών αποφάσεων. Στις περισσότερες περιπτώσεις αυτά τα μοντέλα εκτιμούν την εν δυνάμει μετακίνηση των δασοπονικών ειδών από τα νότια προς τα βόρεια και από τα χαμηλά προς τα μεγαλύτερα υψόμετρα (βλ. για παράδειγμα Lenoir *et al.* 2008, Dyderski *et al.* 2018) ενώ πρόσφατα λαμβάνουν υπόψη τους και την ικανότητα διασποράς (Nathan *et al.* 2008, Nanos *et al.* 2010, Millerón *et al.* 2013). Η πιο πρόσφατη εργασία δείχνει σημαντικές εν δυνάμει μεταβολές στην κατανομή των ευρωπαϊκών δασοπονικών ειδών, αλλά και σημαντικές ευκαιρίες για την προσαρμογή των δασικών οικοσυστημάτων στην κλιματική αλλαγή (Mauri *et al.* 2022). Για την ελληνική επικράτεια δεν προβλέπονται σημαντικές μετακινήσεις για ξηρανθεκτικά είδη όπως η αριά, η κεφαλληνιακή ελάτη και η τραχεία πεύκη ενώ για την οξιά, τη σημύδα, τη χνοώδη και πλατύφυλλη δρυ, τη μαύρη πεύκη και την ερυθρελάτη (βλέπε Εικόνα 4.4.1) προβλέπονται σημαντικές μετακινήσεις που θα επηρεάσουν και την κατανομή τους στον ελληνικό χώρο (Noce *et al.* 2017, Fyllas *et al.* 2022, Mauri *et al.* 2022) (βλέπε Κεφάλαιο 3.2). Ωστόσο, ειδικά για τη σημύδα οι επιτόπιες μελέτες δείχνουν σημαντική αύξηση της χωρικής κατανομής της ως αποτέλεσμα των αλλαγών χρήσεων γης των προηγούμενων δεκαετιών (Oikonomakis and Ganatsas 2020). Τέλος, πρέπει να σημειωθεί ότι η έρευνα των Mauri *et al.* (2022) βασίζεται σε ελλιπή δεδομένα για τον ελληνικό χώρο και συγκεκριμένα στα δεδομένα της βάσης Forest Focus (Hiederer *et al.* 2001) και τα αποτελέσματά της πρέπει να επικαιροποιηθούν μετά τη διενέργεια της Εθνικής Απογραφής Δασών.

Ειδικά για τα δασοπονικά είδη που φύονται στην Ελλάδα, τα περισσότερα μοντέλα πρόβλεψης αποτυγχάνουν να προβλέψουν με ακρίβεια τη μελλοντική κατανομή διότι μεταξύ άλλων: (α) τα δεδομένα της Εθνικής Απογραφής Δασών τα οποία συνήθως χρησιμοποιούνται σε αυτά τα μοντέλα δεν είναι ακόμα διαθέσιμα, (β) οι αλλαγές των χρήσεων γης δεν έχουν αποτυπωθεί στα δεδομένα, (γ) δεν έχει ληφθεί υπόψη το εύρος της γενετικής ποικιλότητας των ειδών και επομένως η δυνατότητά τους να προσαρμοστούν ή να ανταγωνιστούν μεταξύ τους και (δ) εκτιμήσεις των μοντέλων που έχουν γίνει σε άλλες χώρες είναι μόνον ενδεικτικές για το τί ακριβώς θα συμβεί στα ελληνικά δάση και δεν μπορούν να υιοθετηθούν χωρίς προηγούμενη μελέτη για τα ελληνικά δάση. Κρίνεται λοιπόν αναγκαία η κατάρτιση μοντέλων πρόβλεψης της μελλοντικής κατανομής των κύριων δασοπονικών ειδών στην Ελλάδα, κατά προτίμηση ανά περιφέρεια (Fyllas *et al.* 2017).



Εικόνα 4.4.1. Πιθανή χωρική κατανομή της ερυθρελάτης (αριστερά) και της αγριελιάς (δεξιά) κατά τη διάρκεια του 21ου αιώνα υποθέτοντας το σενάριο RCP8.5. Με πράσινο χρώμα: οι περιοχές που θα παραμείνουν κατάλληλο ενδιαίτημα από σήμερα μέχρι το τέλος του αιώνα. Με κόκκινο χρώμα: οι περιοχές που θα γίνουν κλιματικά ακατάλληλες μέχρι το τέλος του αιώνα. Με μπλε χρώμα: περιοχές που θα γίνουν κλιματικά κατάλληλες μέχρι το τέλος του αιώνα, αλλά δεν θα αποικιστούν φυσικά λόγω των περιορισμών στη διασπορά του είδους. Με γκρι χρώμα: Περιοχές όπου το είδος θα παραμείνει απόν (Mauri *et al.* 2022, διαθέσιμο και από την ιστοσελίδα της Ευρωπαϊκής Επιτροπής: https://forest.jrc.ec.europa.eu/en/activities/forests-and-climate-change/).

Εισαγωγή και παρακολούθηση νέου γενετικού υλικού

Μία άλλη δέσμη μέτρων που προτείνεται διεθνώς είναι η εισαγωγή γενετικού υλικού από άλλες περιοχές που θα έχει μεγαλύτερη ικανότητα προσαρμογής στο μελλοντικό κλίμα του υπό διαχείριση δάσους, καθώς για τα πολυετή δασικά είδη φυτών με μακροχρόνιο κύκλο εναλλαγής γενεών, η ανησυχία είναι ότι η ταχεία κλιματική αλλαγή θα υπερβεί σύντομα την ικανότητα προσαρμογής τους. Η εισαγωγή νέου γενετικού υλικού μέσω δασώσεων και αναδασώσεων έχει κυρίως δύο σκοπούς: (α) να εμπλουτίσει τη γενετική ποικιλότητα ειδών των οποίων οι πληθυσμοί έχουν αποδεκατιστεί από τις καταπονήσεις και εμφανίζουν ή αναμένεται να εμφανίσουν στο άμεσο μέλλον φαινόμενα ομομειξίας και (β) η εισαγωγή γενετικού υλικού με σημαντική προσαρμοστική ικανότητα ειδικά για τις συνθήκες της περιοχής - στόχου.

Επομένως, για την εφαρμογή αειφορικών στρατηγικών αναδάσωσης πρωταρχικό στόχο έχει η ορθή επιλογή του γενετικού υλικού (Aravanopoulos 2018). Θα πρέπει να εξετάζονται οι κατάλληλες προελεύσεις, οι οποίες οφείλουν να είναι συμβατές με τις περιβαλλοντικές συνθήκες των περιοχών φύτευσης και να εμπεριέχουν κατάλληλες γενετικές πληροφορίες για προσαρμογή στο μελλοντικό κλίμα. Ωστόσο οι κατευθυντήριες οδηγίες για τη διακίνηση δασικού πολλαπλασιαστικού υλικού εξακολουθούν να επικεντρώνονται κυρίως σε τοπικές και στατικές προελεύσεις σπερμάτων.

Σήμερα η εμπειρική επιλογή της προέλευσης του σπόρου κα του αναδασωτικού υλικού που θα χρησιμοποιηθεί στις αναδασώσεις έχει αντικατασταθεί από τη γονιδιωματική ανάλυση που δίνει τη δυνατότητα αναλυτικής εκτίμησης τόσο της γενετικής ποικιλότητας στο σύνολο του γονιδιώματος, όσο και ειδικά της γενετικής ποικιλότητας που σχετίζεται με την προσαρμογή στις αναμενόμενες μελλοντικές καταπονήσεις (Fady *et al.* 2020). Η εν δυνάμει μειωμένη προσαρμοστική ικανότητα των δασικών πληθυσμών στην κλιματική αλλαγή μπορεί να αναιρεθεί μέσω της αύξησης της συχνότητας προ-προσαρμοσμένων γονιδίων (που υλοποιείται μέσα από τη μεταφορά προ-προσαρμοσμένου γενετικού υλικού). Πέραν της γονιδιωματικής ανάλυσης, τα εργαλεία αντιστοίχισης κλίματος (Broadmeadow *et al.* 2005) δίνουν την δυνατότητα στους διαχειριστές να εκτιμήσουν τα χαρακτηριστικά του κατ' εκτίμηση κλίματος μίας τοποθεσίας στο μέλλον, προτείνοντας παρόμοιες περιοχές αντιστοίχισης στο τρέχον κλίμα. Από τη μεγάλη γκάμα σχετικών εργαλείων λογισμικού, ίσως αυτό με τη μεγαλύτερη χωρική εφαρμογή είναι το Climate Matching Tool (Broadmeadow *et al.* 2005).

Τα εργαλεία αντιστοίχισης κλίματος σε συνδυασμό με τα μοντέλα κατανομής ειδών μπορούν να επηρεάσουν την επιλογή των ειδών και τα συστήματα διαχείρισης και να βοηθήσουν τους δασοδιαχειριστές να σχεδιάσουν δράσεις εισαγωγής ειδών και

προελεύσεων με μεγαλύτερη ικανότητα προσαρμογής στο μελλοντικό κλίμα του υπό διαχείριση δάσους. Για την επίτευξη ιδιαίτερα του δεύτερου στόχου, στην επιστημονική κοινότητα βρίσκεται σε εξέλιξη μία σημαντική συζήτηση που αφορά την υποβοηθούμενη μετανάστευση. Ο όρος «υποβοηθούμενη μετανάστευση» παραπέμπει στη διαδικασία εκτεταμένης χρήσης νέου γενετικού υλικού με αναμενόμενη αυξημένη προσαρμογή στο μεταβαλλόμενο περιβάλλον. Ως εργαλείο διαχείρισης χρησιμοποιείται όλο και περισσότερο διεθνώς για τη συμπλήρωση ή την αποκατάσταση απειλούμενων πληθυσμών που κινδυνεύουν λόγω μικρού μεγέθους, ομομειξίας και στοχαστικών περιβαλλοντικών επιπτώσεων. Προφανώς το γενετικό υπόβαθρο, το εξελικτικό ιστορικό και η γενετική ποικιλότητα του υπό μετακίνηση πληθυσμού είναι ιδιαίτερα σημαντικό για της επίτευξη της προσαρμοστικής απόκρισης στις μελλοντικές αλλαγές στο περιβάλλον (Fady *et al.* 2020). Η υποβοηθούμενη μετανάστευση μπορεί να αποτελέσει ένα προληπτικό διαχειριστικό μέτρο που θα βοηθήσει στην προσαρμογή συμβάλλοντας έτσι στη διατήρηση των κρίσιμων λειτουργιών του οικοσυστήματος και στην καταπολέμηση της απώλειας βιοποικιλότητας.

Καθώς η γενετική ποικιλότητα των πληθυσμών είναι εκ των ων ουκ άνευ για την προσαρμογή τους στην κλιματική αλλαγή, η γενετική παρακολούθηση των δασών, δηλαδή η αξιολόγηση της τρέχουσας κατάστασης της και ο ποσοτικός προσδιορισμός των αλλαγών που αυτή υφίσταται σε χρονική κλίμακα (Aravanopoulos 2011, 2016, Bajc *et al.* 2020), έχει εξέχουσα σημασία στη μελλοντική δασοπονία. Το πρώτο βασικό επίπεδο της γενετικής παρακολούθησης των δασών που αφορά στην παρακολούθηση της ανθοφορίας, της καρποφορίας και ιδιαίτερα της φυσικής αναγέννησης μπορεί να ενσωματωθεί στις διαχειριστικές μελέτες και να βελτιώσει την εφαρμογή της προσαρμοστικής διαχείρισης των δασών (Kiourtsis *et al.* 2020).

Διαχείριση του αυξητικού χώρου

Τα μέτρα διαχείρισης του αυξητικού χώρου συμπεριλαμβάνουν όλες εκείνες τις τεχνικές που στόχο έχουν να κατανείμουν τον διαθέσιμο αυξητικό χώρο σε μερικά άτομα ή σε μερικά δασοπονικά είδη εντός της συστάδας ανάλογα με τους στόχους προσαρμογής της διαχείρισης. Στο πλαίσιο της προσαρμοστικής δασικής διαχείρισης, η ρύθμιση του αυξητικού χώρου μέσω των αραιώσεων αποτελεί ίσως ένα από τα πιο σημαντικά εργαλεία προσαρμογής του δασικού οικοσυστήματος στην αναμενόμενη μείωση της βροχόπτωσης και την αύξηση της συχνότητας εμφάνισης και έντασης ξηρών περιόδων (Cailleret *et al.* 2017, Calev *et al.* 2016, D'Amato *et al.* 2013). Έχει επικρατήσει η τριχοτόμηση της τρωτότητας της συστάδας στην ξηρασία να εκτιμάται μέσω ενός συστήματος τριών δεικτών που αποκαλούνται «συστατικά της ανθεκτικότητας της προσαύξησης στην ξηρασία» (growth resilience to drought, Lloret *et al.* 2011):

Resistance, Αντίσταση: Η ικανότητα του δένδρου και κατ' επέκταση της συστάδας να διατηρεί αμείωτο τον ρυθμό προσαύξησης κατά τη διάρκεια ξηρών περιόδων. Ο δείκτης αξιολόγησης αυτής της ικανότητας υπολογίζεται ως ο λόγος μεταξύ της προσαύξησης κατά τη διάρκεια της ξηρής περιόδου προς την προσαύξηση πριν από αυτή.

Recovery, Ανάκαμψη: Η ικανότητα αποκατάστασης ενός επιπέδου ανάπτυξης μετά την ξηρασία, που υπολογίζεται ως ο λόγος μεταξύ της προσαύξησης μετά την ξηρή περίοδο προς την προσαύξηση κατά την διάρκεια της ξηρής περιόδου.

Resilience, Ανθεκτικότητα: Η ικανότητα του δένδρου να ανακάμπτει στον προ της ξηρασίας ρυθμό προσαύξησης. Υπολογίζεται ως ο λόγος μεταξύ της προσαύξησης μετά την ξηρή περίοδο προς την προσαύξηση πριν την ξηρή περίοδο.

Κάθε ένας από τους δείκτες ανθεκτικότητας παρουσιάζει ενδιαφέρουσες αποκλίσεις ανάλογα με το δασοπονικό είδος, την γεωγραφική προέλευση καθώς και με διάφορους φυσιογραφικούς παράγοντες (Gazol *et al.* 2017). Ωστόσο, αυτό που έχει μεγάλο ενδιαφέρον για την προσαρμογή των δασικών οικοσυστημάτων στην κλιματική αλλαγή είναι αν και σε ποιο βαθμό μπορούν τα διαχειριστικά μέτρα να βελτιώσουν κάποια από τα συστατικά της ανθεκτικότητας. Από τα μέχρι στιγμής αποτελέσματα φαίνεται να εδραιώνεται η αντίληψη ότι η μείωση της πυκνότητας της συστάδας βελτιώνει τουλάχιστον μία από τις ικανότητες προσαρμογής, αν και με διαφορετική ένταση ανάλογα με φυσιογραφικούς παράγοντες (Diaconu *et al.* 2017).

Η διαχείριση της πυκνότητας της συστάδας είναι ένα από τα πιο σημαντικά εργαλεία του διαχειριστή στην προσπάθειά του να αυξήσει την αντίσταση του οικοσυστήματος στην κλιματική αλλαγή όχι μόνο γιατί μπορεί να αυξήσει την πιθανότητα επιβίωσης μετά από ξηρασία αλλά κυρίως γιατί η μεταβολή του βαθμού και της συχνότητας των αραιώσεων δεν επιφέρει σημαντικές αναθεωρήσεις στον γενικό σχεδιασμό (βλέπε γλωσσάρι όρων).

Αύξηση και διατήρηση της ανομοιογένειας

Μία από τις βασικές αρχές της προσαρμοστικής δασικής διαχείρισης είναι η επιδίωξη ενός ελάχιστου βαθμού ανομοιογένειας των συστάδων. Με τον όρο αυτό εννοείται τόσο η γενετική ανομοιογένεια (δηλ. η γενετική ποικιλότητα, βλ. παραπάνω) όσο και η δομική ανομοιογένεια των συστάδων που περιλαμβάνει: (α) τη διαειδική ανομοιογένεια, δηλαδή τον βαθμό μίξης σε δασοπονικά είδη και (β) τη δομική διάρθρωση της συστάδας, δηλαδή την κατακόρυφη και την οριζόντια ανομοιογένεια (Nanos *et al.* 2004).

Τα πλεονεκτήματα των μικτών συστάδων που έχουν προταθεί εδώ και 130 χρόνια (Gayer 1886) έχουν συμβάλλει τα μέγιστα στην ανάπτυξη της ελληνικής δασοπονίας και έχουν δημιουργήσει ένα ισχυρό υπόβαθρο προσαρμογής στην κλιματική αλλαγή σε συνδυασμό βέβαια και με την πλούσια ποικιλότητα του μεσογειακού περιβάλλοντος. Τα μέτρα τα οποία μπορούν να συμβάλουν περαιτέρω στην αποφυγή δημιουργίας

εκτεταμένων αμιγών συστάδων θεωρούνται ως τα πλέον ενδεδειγμένα για την προσαρμογή των ελληνικών δασών. Τέτοια μέτρα έχουν περιγραφεί από πολλούς ερευνητές (βλ. για παράδειγμα Pretzsch *et al.* 2021) και η εφαρμογή τους στο πλαίσιο της προσαρμοστικής δασικής διαχείρισης δεν διαφέρει ουσιαστικά από την παραδοσιακή προσέγγιση. Όμως, προκειμένου τα μέτρα διατήρησης ενός ελάχιστου βαθμού μίξης να είναι αποδοτικά προϋποθέτουν την πρόβλεψη της μελλοντικής ανταγωνιστικής ικανότητας των ειδών που συνθέτουν την μίξη η οποία όμως μπορεί και να μεταβληθεί ανάλογα με την κατεύθυνση της αλλαγής του κλίματος (βλέπε προηγούμενα υποκεφάλαια). Έτσι η χρήση μοντέλων κατανομής ειδών μπορεί να αποδειχθεί μία πολύ χρήσιμη πρακτική, αφού αυτά μπορούν να εκτιμήσουν την επίδραση των κλιματικών παραμέτρων στην ανάπτυξη των διαφόρων ειδών της μικτής συστάδας και την ενδεχόμενη ανάγκη λήψης ειδικών μέτρων προστασίας του λιγότερο ευνοούμενου είδους (Condés *et al.* 2022).

Η δασική διαχείριση που στόχο έχει την αύξηση της κατακόρυφης ανομοιογένειας πρέπει να αυξήσει το ποσοστό της υποκηπευτής δομής (εάν πρόκειται για ομήλικα δάση ή για δάση με τάση προς δημιουργία ομήλικης δομής) ή την διατήρηση της κηπευτής δομής (O'Hara and Ramage, 2013). Η αύξηση της περιόδου αναγέννησης, η οποία θα μπορούσε να φτάσει μέχρι και τα 60 έτη μπορεί να έχει ιδιαίτερα θετικά αποτελέσματα στην γενικότερη προσαρμογή του οικοσυστήματος. Η αύξηση της περιόδου αναγέννησης πρέπει να θεωρηθεί και ως ένα μέτρο αύξησης της συνδεσιμότητας των ενδιαιτημάτων με την ευρύτερη έννοια του όρου αυτού, αφού μεγάλοι γενικοί χρόνοι αναγέννησης όχι μόνο θα ευνοήσουν τη διασπορά σε μεγάλες αποστάσεις και την μετανάστευση των δασοπονικών ειδών ως αποτέλεσμα της κλιματικής μετατόπισης, αλλά θα συνεισφέρουν και στην ομοιόμορφη διασπορά της γύρης, στην διεύρυνση της γενετικής βάσης της φυσικής αναγέννησης (Millerón *et al.* 2012, Lefèvre *et al.* 2014), και στην αύξηση της γενετικής προσαρμογής των αρτιβλάστων (νεόφυτων) στο νέο περιβάλλον (Kuparinen *et al.* 2010). Το εύρος της φυσικής αναγέννησης αποτελεί ουσιώδη παράμετρο της γενετικής παρακολούθησης των δασών (Bajc *et al.* 2020).

Καθορισμός του περίτροπου χρόνου

Η επιλογή του κατάλληλου περίτροπου χρόνου αποτελεί μία από τις πιο σημαντικές παραμέτρους του γενικού σχεδιασμού αφού επηρεάζει άμεσα πολλές οικοσυστημικές λειτουργίες, όπως για παράδειγμα την προστατευτική, και έμμεσα άλλες παραμέτρους όπως την ποσότητα του επιθυμητού ξυλαποθέματος. Στην ελληνική διαχειριστική πράξη, ο βέλτιστος περίτροπος χρόνος επιλέγεται με γνώμονα (α) την μεγιστοποίηση της απόδοσης σε ξυλώδη όγκο ή (β) την «τεχνική ωριμότητα» των παραγόμενων προϊόντων. Ωστόσο, το κριτήριο της «φυσικής ωριμότητας», φαίνεται πως γίνεται de facto αποδεκτό σε πολλές περιπτώσεις προστατευτικών, αισθητικών, ή άλλων δασών όπου η μεγιστοποίηση της ξυλοπαραγωγικής απόδοσης δεν μπορεί να υιοθετηθεί (ή δεν είναι

εφικτή). Τέλος, η εφαρμογή χρηματοοικονομικών κριτηρίων για τον υπολογισμό της μέγιστης δασικής προσόδου, όπως για παράδειγμα του μοντέλου του Faustmann (Newman 2002), παρόλο που έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως σε παραγωγικά δάση ανά την υφήλιο δεν φαίνεται να έχει χρησιμοποιηθεί στη χώρα μας.

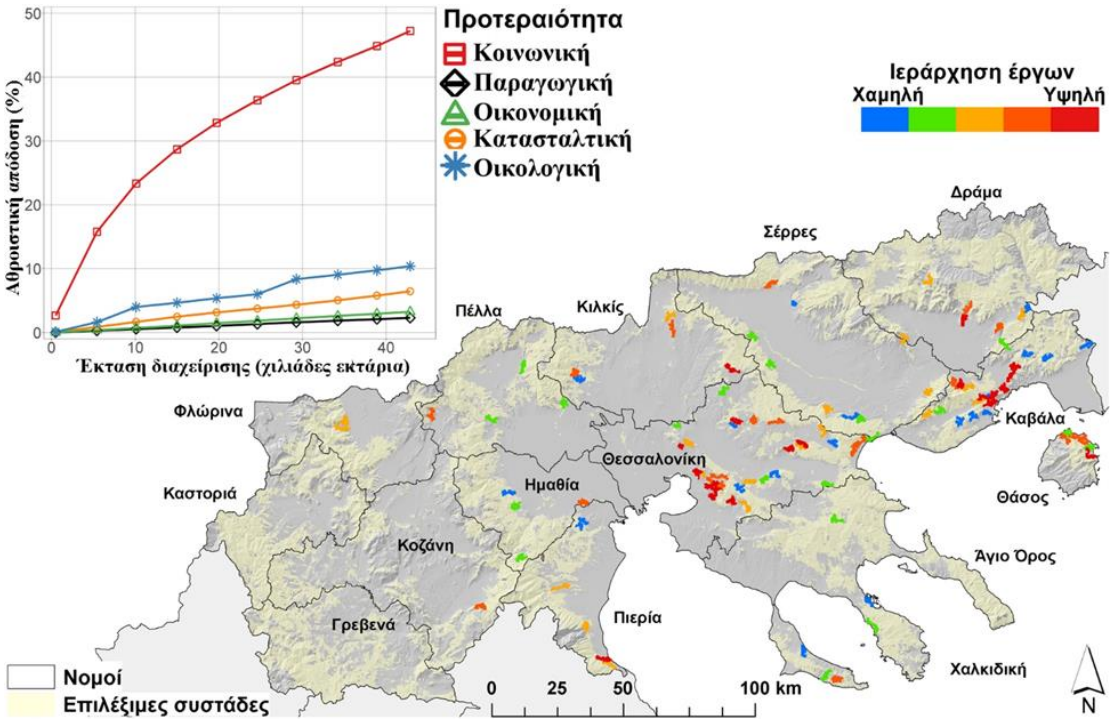
Τα κριτήρια καθορισμού του περίτροπου χρόνου μπορεί να υποστούν «μεταλλάξεις» λόγω της αναγκαιότητας προσαρμογής της διαχείρισης στην κλιματική μεταβολή. Μία ενδεχόμενη αύξηση του περίτροπου πέρα από τα κλασσικά όρια που θέτει η επιστήμη της δασικής διαχείρισης θα έχει αναμφίβολα θετικά αποτελέσματα αφού θα αυξήσει το απόθεμα άνθρακα, κυρίως της δασικής βιομάζας και λιγότερο του δασικού εδάφους και των δασικών προϊόντων (βλέπε Liski *et al.* 2001 για την πρώτη μελέτη αυτού του είδους). Από την άλλη πλευρά, η αύξηση του περίτροπου χρόνου παρουσιάζει δύο σημαντικές αδυναμίες αφού πέρα από το προφανές μειονέκτημα της μείωσης της προσόδου για τον δασοκτήμονα (Kaipainen *et al.* 2004), θα συντελέσει στη μακροχρόνια έκθεση του δασικού οικοσυστήματος σε παρατεταμένες ξηρές περιόδους αλλά και στην αύξηση της τρωτότητάς του λόγω γήρατος (Bréda *et al.* 2019). Αναφορικά με το πρώτο, η μειωμένη πρόσοδος του δασοκτήμονα μπορεί να αντισταθμιστεί από τα οικονομικά οφέλη που προβλέπει η εθελοντική αγορά άνθρακα, ειδικά για τις τεχνητές φυτείες ταχυαυξών δασοπονικών ειδών (West *et al.* 2019, Olander and Ebeling 2011, Hou *et al.* 2020). Για το μεγαλύτερο μέρος των μεσογειακών οικοσυστημάτων όμως τα αναμενόμενα πλεονεκτήματα από την μείωση του περίτροπου χρόνου φαίνεται να υπερτερούν, αν και πρέπει να περιμένουμε αρκετά χρόνια πριν να δούμε ανάλογες πρακτικές προσαρμοστικής διαχείρισης να παγιώνονται στην πράξη (Spittlehouse and Stewart 2004, Kuboyama *et al.* 2000, Χρυσοπολίτου και Ντάφης 2014).

Διαχείριση της δασικής καύσιμης ύλης

Ως απάντηση στην αυξανόμενη κλίμακα του κινδύνου των πυρκαγιών λόγω της κλιματικής αλλαγής προτείνεται η εξειδίκευση της προσαρμοστικής διαχείρισης των δασών με δραστηριότητες διευθέτησης της καύσιμης ύλης σε κλίμακα τοπίου, έναντι της κλίμακας συστάδας που εφαρμόζεται έως τώρα, και μία αντιπροσωπευτικότερη γεωγραφία του κινδύνου σε ό,τι αφορά την ανάδειξη των στόχων και των προτεραιοτήτων που αποσκοπεί η εφαρμογή της (Palaiologou *et al.* 2018). Απαιτούνται στρατηγικές αποτελεσματικής διακυβέρνησης του κινδύνου των πυρκαγιών και ολοκληρωμένος προληπτικός σχεδιασμός, έναντι επενδύσεων μόνο ή κυρίως στη δασοπυρόσβεση και στην αεροπυρόσβεση. Χωρίς διαχείριση της νεκρής καύσιμης ύλης και της δομής, σύστασης και ποσότητας της ζωντανής δασικής βιομάζας για τον μετριασμό της έντασης και της εξάπλωσης των πυρκαγιών πριν την εκδήλωση τους, η αποτελεσματικότητα της πυρόσβεσης μειώνεται δραματικά. Πρόληψη, καταστολή και μείωση του κινδύνου των πυρκαγιών ακολουθούν δρόμους αλληλένδετους, και απαιτούν εναλλακτικές πρακτικές διαχείρισης της βλάστησης, μετριασμού της

συσσωρευμένης καύσιμης ύλης και καθαρισμού των δασικών εκτάσεων με έγκαιρο και έγκυρο επιστημονικό τρόπο παρέμβασης για μείωση του κινδύνου και της συμπεριφοράς των δασικών πυρκαγιών (Ager *et al.* 2014, Palaiologou *et al.* 2022), σε σχέση και με την πλανητική κλιματική αλλαγή που βιώνουμε σήμερα (Kalabokidis *et al.* 2015, Lozano *et al.* 2017).

Η διαχείριση της δασικής καύσιμης ύλης έχει αποδειχθεί ότι αποτελεί μία αποτελεσματική μέθοδο για τη διακοπή της συνέχειας και τη μείωση της ποσότητας της, περιορίζοντας τον ρυθμό εξάπλωσης και τη σφοδρότητα των πυρκαγιών (Benali *et al.* 2021). Με τη χρήση στοχαστικών προσομοιώσεων δασικών πυρκαγιών (Kalabokidis *et al.* 2014) και εργαλείων σχεδιασμού και αξιολόγησης εναλλακτικών σεναρίων (Palaiologou *et al.* 2021), μπορούν να χωροθετηθούν σε δασικές εκτάσεις διαφορετικές προτεραιότητες διαχείρισης της καύσιμης ύλης ώστε: (α) να ανακοπούν οι κύριες ροές της πυρκαγιάς προς τις υπό προστασία περιοχές, (β) να μειωθεί η πιθανότητα εμφάνισης πυρκαγιών υψηλής έντασης, (γ) να μειωθεί η πιθανότητα εξάπλωσης πυρκαγιών εντός οικιστικών περιοχών, (δ) να προστατευτούν περιοχές με αυξημένη οικονομική αξία, και (ε) να βελτιστοποιηθεί η παραγωγή εμπορικών δασικών προϊόντων. Τα αποτελέσματα απαντούν στο πώς τόσο η επένδυση όσο και η εφαρμογή μίας διαχειριστικής προτεραιότητας μπορεί να προκαλέσει αντισταθμίσματα σε άλλες προτεραιότητες, και πού μπορεί να υπάρχουν ευκαιρίες (χωρική σύμπτωση) για την ταυτόχρονη επίτευξη πολλαπλών στόχων (π.χ. Εικόνα 4.4.2).



Εικόνα 4.4.2. Προτεραιοποίηση της προστασίας των οικιστικών περιοχών από δασικές πυρκαγιές (κοινωνική προτεραιότητα), με 100 έργα των 5.000 στρεμμάτων έκαστο. Τα έργα ιεραρχήθηκαν ως προς την απόδοση τους στην μείωση του συνολικού κινδύνου πυρκαγιών των οικισμών της Μακεδονίας που μπορεί να προκύψει από πιθανές πυρκαγιές με σημείο έναρξης εντός των επιλέξιμων διαχειριστικών μονάδων. Το γράφημα στα αριστερά δείχνει την αθροιστική ποσοστιαία απόδοση των πέντε προτεραιοτήτων αν στα 100 έργα που φαίνονται στον χάρτη εφαρμοστεί διαχείριση πυροπροστασίας, ξεκινώντας από τα καλύτερα έως τα λιγότερο αποδοτικά έργα ως προς την κοινωνική προτεραιότητα. (Πηγή: Παλαιολόγου κ.α. 2021α).

Οι μετα-διαχειριστικές αλλαγές στη δομή των δασοσυστάδων και στα φορτία της καύσιμης ύλης μπορούν να αλλάξουν τη διάδοση και την ένταση των πυρκαγιών και να αυξήσουν την ανθεκτικότητα των δασικών οικοσυστημάτων. Πρόσφατες μελέτες (Barros *et al.* 2019, Palaiologou *et al.* 2020) εστιάζουν στην απόδοση των κατάλληλων χωρικών (σύνθεση και πυκνότητα) και χρονικών (εποχή υλοποίησης, αποτελεσματικότητα μετά το πέρας του χρόνου επίδρασης) στρατηγικών διαχείρισης της καύσιμης ύλης. Επιπλέον, επισήμαναν τις επιδράσεις διαφορετικών θεσμικών περιορισμών (π.χ. νομοθεσία που διέπει τη διαχείριση προστατευόμενων περιοχών, επιτρεπόμενες χρήσεις γης ανά ιδιοκτησία) στις στρατηγικές διαχείρισης της καύσιμης ύλης για τη μείωση του κινδύνου πυρκαγιάς και ανέδειξαν τον ρόλο και τη σημασία της διαχείρισης των δασών στην προστασία των οικισμών, δίνοντας έμφαση στον στρατηγικό σχεδιασμό των έργων με συνεκτίμηση της μελλοντικής θέσης εκδήλωσης και συμπεριφοράς των πυρκαγιών.

Πολλά από τα θέματα που αναφέρονται παραπάνω για τη διευθέτηση της καύσιμης ύλης έχει γίνει προσπάθεια να επιλυθούν μέσω τροποποιήσεων στο υφιστάμενο θεσμικό πλαίσιο που διέπει τη δασική διαχείριση. Παρόλες τις προσπάθειες, ένα πλήθος από υφιστάμενους νόμους και κανονισμούς καθιστούν δύσκολη την επιτάχυνση του ρυθμού διαχείρισης της καύσιμης ύλης και την αύξηση της έκτασης των διαχειριστικών έργων. Όλα τα ελληνικά δάση και οι δασικές εκτάσεις προστατεύονται από το Ελληνικό Σύνταγμα (Άρθρο 24), το οποίο υπαγορεύει ότι απαγορεύονται οι αλλαγές χρήσεων γης δασικού χαρακτήρα, εκτός εάν απαιτούνται για το δημόσιο συμφέρον. Για παράδειγμα, για να αντιμετωπιστεί το πρόβλημα των δασικών πυρκαγιών γύρω από τους οικισμούς πολλές φορές απαιτείται να γίνουν αλλαγές χρήσεων γης δασικού χαρακτήρα – σε αυτή την περίπτωση, και αν δεν αποδειχθεί ότι η αλλαγή εξυπηρετεί το δημόσιο συμφέρον, τότε δεν μπορεί να εφαρμοστεί ως αντισυνταγματική. Επιπλέον, οι υλοτομικές δραστηριότητες είναι περιορισμένες και επιτρέπονται μόνο σε συγκεκριμένες περιπτώσεις για την εξυπηρέτηση του δημοσίου συμφέροντος (π.χ. κατασκευή δρόμων, σιδηροδρομικών γραμμών, δικτύων μεταφοράς ρεύματος υψηλής τάσης), ακολουθώντας τις άμεσες διοικητικές διαδικασίες που προβλέπονται από την Ελληνική Νομοθεσία (Ν.Δ. 86/1969, Ν. 998/1979 και Ν. 1734/1987).

Είναι γεγονός ότι θα πρέπει περισσότερες νέες νομοθετικές πρωτοβουλίες να προσαρμόζονται στο λεγόμενο διασυνοριακό (transboundary) επίπεδο μετάδοσης πυρκαγιών από μία ιδιοκτησία ή έναν τύπο εδαφοκάλυψης σε άλλες γειτονικές/ούς (Παλαιολόγου κ.α. 2021β) καθώς και σε μία αλλαγή στο μέγεθος των επενδύσεων που απαιτούνται για την αντιμετώπιση αφενός του συσσωρευμένου κόστους των επιπτώσεων της αστικής επέκτασης σε δασικές εκτάσεις (Oliveira *et al.* 2020) και αφετέρου της κλιματικής αλλαγής (Karali *et al.* 2014), που αυξάνουν εκθετικά την κλίμακα του κινδύνου. Επομένως, θα πρέπει να δοθεί έμφαση στις μηχανικές μεθόδους διαχείρισης ή διευθέτησης της καύσιμης ύλης, περιλαμβανομένης και της θεσμοθέτησης της προδιαγεγραμμένης ή ελεγχόμενης καύσης (prescribed burning) σε αυτές τις περιοχές (Omi 2015). Προς αυτή την κατεύθυνση, θα πρέπει να αξιοποιηθεί στο έπακρο η συνδυασμένη επίδραση των μηχανικών μεθόδων και της ελεγχόμενης καύσης για την επίτευξη οικολογικών στόχων προστασίας των δασών, ενώ θα χρειαστεί και ο κατάλληλος σχεδιασμός της πυροπροστασίας και των άλλων κοινωνικοοικονομικών και πολιτιστικών αξιών που κινδυνεύουν σε συνδυασμό με το μέγεθος και το καθεστώς των πυρκαγιών (Moritz *et al.* 2014, Salis *et al.* 2016). Επίσης, για τη διαχείριση της καύσιμης ύλης και του ξυλαποθέματος προτείνεται η εκχώρηση ειδικών αδειών αραιωτικών υλοτομιών με αυστηρά δασοκομικά κριτήρια από τις Δασικές Υπηρεσίες σε κατοίκους και συνεταιρισμούς υλοτόμων περιοχών αγροδασικού ενδιαφέροντος, σε μεγαλύτερη κλίμακα από όσο συνέβαινε μέχρι τώρα, για την ταχύτερη και οικονομικότερη μείωση της καύσιμης ύλης και την αποφυγή των καταστροφικών πυρκαγιών.

Διαχείριση με συνεκτίμηση του ρόλου του ανάγλυφου

Το ανάγλυφο επηρεάζει σημαντικά τη χωρική κατανομή των δασοπονικών ειδών και αποτελεί μία από τις πιο σημαντικές παραμέτρους ταξινόμησης της βλάστησης σε ζώνες (Ντάφης 1973). Ανάλογη αναμένεται να είναι η επίδρασή του ανάγλυφου κατά το εγγύς μέλλον μετά από την πιθανή μεταβολή του κλίματος. Με δεδομένο ότι η μετεγκατάσταση των ειδών μέσω διασποράς σε γειτονικά και ευνοϊκά περιβάλλοντα διευκολύνεται σημαντικά σε περιοχές με έντονο ανάγλυφο τα οικοσυστήματα αυτών των περιοχών θεωρούνται λιγότερο ευάλωτα στην κλιματική αλλαγή (Albrich *et al.* 2020). Σε αυτές τις θέσεις ο διαχειριστής μπορεί να προτείνει μέτρα αύξησης της συνδεσιμότητας των ενδιαιτημάτων και διευκόλυνσης της μετεγκατάστασης των ειδών σε γειτονικά ενδιαιτήματα όταν *η ταχύτητα θερμοκρασιακής αλλαγής*[54] είναι τόσο μικρή που επιτρέπει στα είδη να μεταναστεύσουν και να εγκατασταθούν στο κατάλληλο περιβάλλον πριν να εξαφανιστούν. Αντίθετα μέτρα βελτίωσης του βιοτόπου και αύξησης της δομικής του ανομοιογένειας μπορεί να είναι πιο αποτελεσματικά σε περιοχές με ήπιο ανάγλυφο όπου η ταχύτητα θερμοκρασιακής αλλαγής είναι τόσο μεγάλη που απειλεί με εξαφάνιση τους τοπικούς πληθυσμούς.

Βέβαια, είναι σαφές πως οι γνώσεις μας σε αυτό τον τομέα είναι σχετικά περιορισμένες και πως υπάρχει ανάγκη για περισσότερη έρευνα προκειμένου να κατανοήσουμε πλήρως τις σύνθετες σχέσεις μεταξύ ανάγλυφου, κλιματικής αλλαγής και διαχείρισης της βλάστησης ειδικά αν λάβουμε υπόψη το γεγονός ότι το δίκτυο κλιματικών σταθμών είναι σαφώς μικρότερο στις ορεινές περιοχές και πως η αύξηση της θερμοκρασίας μπορεί και να είναι μεγαλύτερη στα μεγαλύτερα υψόμετρα, ένα φαινόμενο ιδιαίτερα ανησυχητικό το οποίο έχει παρατηρηθεί ήδη από το 1997 αν και ακόμα δεν έχει επιβεβαιωθεί πλήρως (Beniston *et al.* 1997, Dimri *et al.* 2022, Rottler *et al.* 2019) . Έτσι, δράσεις όπως αυτή της εγκατάστασης του πρώτου σταθμού μέτρησης της κλιματικής αλλαγής στο Πανεπιστημιακό Δάσος Περτουλίου Τρικάλων από το Ταμείο Διοίκησης και Διαχείρισης Πανεπιστημιακών Δασών του Α.Π.Θ. (Τ.Δ.Δ.Π.Δ. 2021) είναι ιδιαίτερα σημαντικές για τη σωστή παρακολούθηση και διαχείριση των ευάλωτων δασικών οικοσυστημάτων που φύονται στα μεγαλύτερα υψόμετρα της χώρας μας.

4.4.4 Συμπεράσματα και δράσεις πολιτικής

Επειδή το μέγεθος των αλλαγών στην μελλοντική θερμοκρασία και βροχόπτωση φαίνεται να μεταβάλλεται ανάλογα με το γεωγραφικός πλάτος και το υψόμετρο της περιοχής αναφοράς (Spinoni *et al.* 2020), η πρόταση οριζόντιων μέτρων για το σύνολο

[54] Ταχύτητα θερμοκρασιακής αλλαγής: Ένας δείκτης που χρησιμοποιείται για την εκτίμηση της ταχύτητας με την οποία πρέπει να κινούνται οι οργανισμοί προκειμένου να διατηρηθούν σε ένα σταθερό θερμοκρασιακό περιβάλλον και μετριέται σε km/έτος.

των ελληνικών δασών είναι αδύνατη αφού οι προτεινόμενες δράσεις διαχείρισης πρέπει να διαφοροποιηθούν ανάλογα με την περιοχή και τα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά της μονάδας οργάνωσης της δασοπονίας. Ωστόσο, σύμφωνα με τις τρέχουσες προβλέψεις των κλιματικών μοντέλων μπορούμε να προτείνουμε άμεσα και πιο δραστικά μέτρα στα νοτιότερα και μεγαλύτερου υψομέτρου δάση της χώρας και μέτρα εν αναμονή για μελλοντική εφαρμογή για τα βόρεια και για τα χαμηλού υψομέτρου δασικά οικοσυστήματα. Πάντα βέβαια λαμβάνοντας υπόψη τις επισφάλειες του συστήματος κλιματικής πρόβλεψης. Ήδη τα τρέχοντα μοντέλα πρόβλεψης παρουσιάζουν σημαντικές διαφορές σε σχέση με αυτά της προηγούμενης δεκαετίας.

Σε αυτό το Κεφάλαιο παρουσιάστηκαν τα πιο σημαντικά διαχειριστικά μέτρα και συστήματα λήψης αποφάσεων για την προσαρμογή της διαχείρισης των ελληνικών δασών στην κλιματική αλλαγή. Μεταξύ αυτών, συστήνεται η εκπόνηση τοπικών μοντέλων κατανομής ειδών και στη συνέχεια η χρήση τους από τους διαχειριστές των ελληνικών δασικών οικοσυστημάτων. Προϋπόθεση για την εκπόνηση ελληνικών μοντέλων κατανομής ειδών είναι η διενέργεια της Εθνικής Απογραφής Δασών, όπως προβλέπει η Εθνική Στρατηγική για τα Δάση. Επίσης, η εξέλιξη των δασικών οικοσυστημάτων της χώρας μπορεί να ωφεληθεί από την αναθεώρηση των υφιστάμενων ζωνών μεταφοράς γενετικού υλικού λαμβάνοντας υπόψη τα πλέον πρόσφατα αποτελέσματα γενετικών αναλύσεων αλλά και τις πρόσφατες κλιματικές προβλέψεις για την χώρα μας.

Η προσαρμογή των δασικών οικοσυστημάτων στην κλιματική αλλαγή μπορεί να βελτιωθεί, επίσης με την σωστή διαχείριση του αυξητικού χώρου των συστάδων και την διενέργεια των προβλεπόμενων αραιώσεων για τις ομήλικες και των κηπεύσεων για τις κηπευτές συστάδες, με την μείωση του περίτροπου χρόνου σε περιπτώσεις ευάλωτων συστημάτων αλλά και με την δημιουργία και ανάπτυξη συστάδων με μεγάλο βαθμό ανομοιογένειας (γενετικής, ειδικής και δομικής). Τα μέτρα αυτά σε συνδυασμό με το ήδη υπάρχον πλαίσιο προδιαγραφών εκπόνησης ειδικών σχεδίων διαχείρισης προστατευόμενων περιοχών, αναμένεται να αυξήσει την αντίσταση, την ανθεκτικότητα ή τη μετάβαση του υπό διαχείριση οικοσυστήματος προσφέροντας ένα λιγότερο ευάλωτο δασικό οικοσύστημα.

Ειδικά για την διαχείριση της καύσιμης ύλης προτείνεται να υιοθετηθεί ένα πλαίσιο που θα καλύπτει αποτελεσματικότερα τις απαιτήσεις της δασικής διαχειριστικής, όπως έχουν διαμορφωθεί από την κλίμακα και την γεωγραφία του κινδύνου των μεγάλων πυρκαγιών στις δασικές και περιαστικές περιοχές της Ελλάδας. Αυτό το πλαίσιο οφείλει να βελτιώνει τον τρόπο κατανομής της δημόσιας χρηματοδότησης για την εκτέλεση των απαιτούμενων έργων μείωσης της επικινδυνότητας της καύσιμης ύλης και να συμβάλλει στην υλοποίηση μίας ολοκληρωμένης πολιτικής διακυβέρνησης των δασικών πυρκαγιών σε κλίμακα τοπίου. Ο απώτερος στόχος μίας ορθολογικής διακυβέρνησης πρέπει να είναι η αποκατάσταση της ανθεκτικότητας των ελληνικών δασών στη φωτιά και η

εξασφάλιση αποτελεσματικής αντίδρασης των κρατικών μηχανισμών στις πυρκαγιές. Οι εφαρμοζόμενες εκτιμήσεις του κινδύνου που προκύπτει από τη μετάδοση των πυρκαγιών σε αστικές και άλλες περιοχές υψηλού ενδιαφέροντος και αυξημένης προστασίας μετρούν τον κίνδυνο επί τόπου (*in situ*). Ως αποτέλεσμα, δεν γίνεται διασύνδεση με την προέλευση των μεγάλων πυρκαγιών που συνήθως ξεκινούν σε αγροδασικές περιοχές μακριά από ανεπτυγμένες περιαστικές και άλλες περιοχές και σε τοπία κατακερματισμένα από διαφορετικές ιδιοκτησίες και δικαιοδοσίες. Η εφαρμογή διαχειριστικών μέτρων πρέπει να ξεκινάει από τις περιοχές όπου προβλέπεται να εκδηλωθούν αυτές οι πυρκαγιές υψηλής επικινδυνότητας, να επεκτείνονται κατά μήκος των προβλεπόμενων διαδρομών εξάπλωσης που θα ακολουθήσει η πυρκαγιά, και να καταλήγουν στη δημιουργία ζωνών προστασίας γύρω από τις περιοχές ή υποδομές που χρήζουν προστασίας (υψηλή τρωτότητα).

Τα πλαίσια αυτά θα βοηθήσουν στην προσαρμογή των εθνικών πολιτικών περιορισμού των κινδύνων στις τοπικές συνθήκες που θα πρέπει να δίνουν έμφαση στον μετριασμό του κινδύνου, προσφέροντας την δυνατότητα επιλογής στους υπεύθυνους φορείς διαχείρισης από ένα ευρύ φάσμα θεσμοθετημένων και νομικά κατοχυρωμένων μεθόδων δασικής διαχείρισης. Για παράδειγμα, σχετικά έργα μπορεί να περιλαμβάνουν δράσεις όπως η επέκταση και θεσμοθέτηση της άτυπης διαχείρισης από τους κατοίκους αγροδασικών περιοχών, η επέκταση και βελτίωση της διαχείρισης της επικίνδυνης καύσιμης ύλης και της χρήσης της ελεγχόμενης καύσης, η μείωση της εύφλεκτης βλάστησης που περιβάλλει τις κατοικίες, καθώς και η βελτιστοποίηση του προληπτικού σχεδιασμού και της αντιμετώπισης καταστροφών που βασίζονται σε τοπικές πρωτοβουλίες. Τα αποτελέσματα αυτής της τοπικής ανάλυσης μπορούν να ενσωματωθούν σε συνεργατικές δράσεις χωροταξικού σχεδιασμού για να δοθεί η δέουσα προτεραιότητα στις επενδύσεις διαχείρισης σε περιοχές υψηλού κινδύνου εμφάνισης και εξάπλωσης πυρκαγιών. Επιπροσθέτως, πολλές υπάρχουσες ή προγραμματισμένες πολιτικές, συμπεριλαμβανομένων και των μέτρων που έχουν ήδη ληφθεί σχετικά με την μείωση των εκπομπών αερίων του θερμοκηπίου, καθορίζουν το πλαίσιο στο οποίο θα εφαρμοστεί τα επόμενα έτη η διαχείριση των δασών στην Ελλάδα. Οι πολιτικές αυτές μπορούν ενδεχομένως να συμβάλουν στην απαραίτητη αύξηση της ετήσιας έκτασης που εφαρμόζονται έργα διαχείρισης της καύσιμης ύλης, κατά τα πρότυπα της πρόσφατης νέας πολιτικής της Δασικής Υπηρεσίας των ΗΠΑ με τίτλο «Confronting the Wildfire Crisis" στην οποία προβλέπεται η αύξηση της διαχείρισης των δασών και δασικών εκτάσεων κατά 200 εκατομμύρια στρέμματα σε χρονικό ορίζοντα δεκαετίας (USDA Forest Service, 2022).

Πέρα όμως από τα μέτρα διαχείρισης των δασών και της βλάστησης όπως παρουσιάζονται σε αυτό το Κεφάλαιο, μία σημαντική συνιστώσα της προσαρμογής των ελληνικών δασών στην κλιματική αλλαγή είναι και η προσαρμογή του ανθρώπινου δυναμικού, με επαρκή στελέχωση των υπηρεσιών με εξειδικευμένο προσωπικό και με την επιμόρφωση του προκειμένου να ανταπεξέλθει στις νέες προκλήσεις (Chrysopolitou

et al. 2014). Η υποβοήθηση των μελετητών με νέα εργαλεία και νέες γεωχωρικές πληροφορίες διαχείρισης διαφαίνεται ως μία νέα ανάγκη που θα βοηθήσει στην προσαρμογή του δασικού τομέα. Πολλές από τις πληροφορίες που στοιχειοθετούν την διαχειριστική μελέτη μπορούν να συλλεχθούν σε μία χωρική κλίμακα που υπερβαίνει τα κατά παράδοση στενά όρια της κλασικής μονάδας οργάνωσης της δασοπονίας και για μία χρονική περίοδο που μπορεί να υπερβαίνει την χρονική διάρκεια εκπόνησης των μελετών. Πληροφορίες αυτού του είδους είναι οι κλιματικές μεταβλητές και ιδιαίτερα αυτές που συνδέονται με την κλιματική αλλαγή, καθώς επίσης και μεταβλητές σχετικές με τους κινδύνους από αβιοτικούς και βιοτικούς παράγοντες όπως οι δασικές πυρκαγιές και οι ασθένειες των δασικών δένδρων και η γενετική διάβρωση. Οι Έλληνες διαχειριστές πρέπει να εφοδιαστούν με τα απαραίτητα εργαλεία που μπορούν να διευκολύνουν την εκπόνηση διαχειριστικών σχεδίων, όπως αυτά που κάνει διαθέσιμα η Ευρωπαϊκή Επιτροπή (Finney and Smithers 2021, Science for Environment Policy 2021). Σε αυτή την κατεύθυνση οι γεωχωρικές πληροφορίες που έχει κάνει διαθέσιμες η Γενική Δ/νση Ηλεκτρονικής Διακυβέρνησης και Γεωχωρικών Πληροφοριών (Υ.Π.ΕΝ. 2022) και τα Περιφερειακά Σχέδια Προσαρμογής στην Κλιματική Αλλαγή αποτελούν σημαντικά βήματα προς αυτή την κατεύθυνση. Επίσης τα Περιφερειακά Σχέδια Αντιπυρικής Προστασίας που πρόσφατα έχει θεσμοθετήσει το ΥΠΕΝ αναμένεται να συμβάλλουν ουσιαστικά στην διαμόρφωση πληρέστερων διαχειριστικών Σχεδίων των Δασών της χώρας.

Συνοπτικά, οι κύριοι στόχοι για την προσαρμοστική διαχείριση των δασών πρέπει να στοχεύουν στην αύξηση της ανθεκτικότητας των δασικών οικοσυστημάτων στην Ελλάδα, μέσα από το πλαίσιο το οποίο έχει ήδη έχει τεθεί στην Εθνική Στρατηγική για τα Δάση. Το πλαίσιο αυτό περιλαμβάνει**:** (α) τη διασφάλιση της βιοποικιλότητας των δασών που περιλαμβάνει τη γενετική ποικιλότητα, την ποικιλότητα ειδών και την ποικιλότητα οικοσυστημάτων, (β) τη βελτίωση της δομής και της λειτουργίας των δασικών οικοσυστημάτων, (γ) την αποταμίευση και διαχείριση των ατμοσφαιρικών κατακρημνισμάτων, (δ) τη μείωση του κατακερματισμού των φυσικών ενδιαιτημάτων των ειδών, (ε) την ελαχιστοποίηση του οικολογικού - περιβαλλοντικού αποτυπώματος διαχείρισης και δασικών εργασιών, (στ) την αύξηση, μέσω της προσαρμοστικής διαχείρισης, της ανθεκτικότητας (επανισσορόπηση) και της δυνατότητας προσαρμογής των δασικών οικοσυστημάτων στην κλιματική αλλαγή, και (ζ) την ανάδειξη της συμβολής των δασικών οικοσυστημάτων στο ΑΕΠ της χώρας και στην ποιότητα ζωής των πολιτών.

Για την επίτευξη των ανωτέρω στόχων, τα κύρια μέτρα προσαρμοστικής διαχείρισης των δασών προϋποθέτουν τα εξής: (α) την προσαρμοστική διαχείριση των δασικών πόρων στο σύνολο τους για την ανάσχεση της προοπτικής απώλειας δασικών ειδών, ιδίως στη νότια και στην ορεινή Ελλάδα, (β) την αντιμετώπιση και τον μετριασμό των επιπτώσεων ακραίων φαινομένων με έμφαση στη διαχείριση της καύσιμης ύλης και των πυρκαγιών, (γ) την εφαρμογή σύγχρονων προσεγγίσεων απογραφής και (βιο)παρακολούθησης των δασών και των πυρκαγιών, και (δ) τη θεσμική θωράκιση των δασικών οικοσυστημάτων.

Ξενόγλωσση

Ager AA, Preisler HK, Arca B, Spano D and Salis M 2014. Wildfire risk estimation in the Mediterranean area. *Environmetrics* 25:384-396.

Albrich K, Rammer W and Seidl R. 2020. Climate change causes critical transitions and irreversible alterations of mountain forests. *Glob. Change Biol.* 26:4013-4027.

Aravanopoulos FA 2011. Genetic monitoring in natural perennial plant populations. Botany 89:75-81.

Aravanopoulos FA 2016. Conservation and monitoring of tree genetic resources in temperate forests. *Curr. For. Rep.* 2:119-129.

Aravanopoulos FA 2018. Do silviculture and forest management affect the genetic diversity and structure of long-impacted forest tree populations? *Forests* 355:1-14.

Bajc M, Aravanopoulos FA, Westergren M, Fussi B, Kavaliauskas D, Alizoti P, Kiourtsis F and H Kraigher (eds) 2020. Manual for Forest Genetic Monitoring. Silva Slovenica Publishing Centre, Ljubljana, 332 pp.

Barros AMG, Ager AA, Day MA and Palaiologou P 2019. Improving long-term fuel treatment effectiveness in the National Forest System through quantitative prioritization. *For. Ecol. Manag.* 433:514-527.

Benali A, Sá ACL, Pinho J, Fernandes PM and Pereira JMC 2021. Understanding the impact of different landscape-level fuel management strategies on wildfire hazard in central Portugal. *Forests* 12:522.

Beniston M, Diaz HF and Bradley RS 1997. Climatic change at high elevation sites: an overview. *Clim. Change* 36:233-251.

Bréda N and Brunette M 2019. Are 40 years better than 55? An analysis of the reduction of forest rotation to cope with drought events in a Douglas fir stand. Annals of Forest Science 76, 29.

Broadmeadow MSJ, Ray D and Samuel CJA 2005. Climate change and the future for broadleaved tree species in Britain. *Forestry* 78:145-161.

Cailleret M, Jansen S, Robert EM, Desoto L, Aakala T, Antos JA and Martínez-Vilalta J 2017. A synthesis of radial growth patterns preceding tree mortality. *Glob. Change Biol.* 23:1675-1690.

Calev A, Zoref C, Tzukerman M, Moshe Y, Zangy E and Osem Y 2016. High-intensity thinning treatments in mature Pinus halepensis plantations experiencing prolonged drought. *Eur. J. For. Res.* 135:551-563.

Chrysopolitou V, Drougas P, Zerva A, Kakouros, P. 2014. Layman's report for the Project LIFE+ AdaptFor "Adaptation of forest management to climate change in Greece". Greek Biotope/Wetland Centre (EKBY). Thermi. Greece 16 p.

Condés S, del Río M, Forrester DI, Avdagić A, Bielak K, Bončina A, Pretzsch H 2022. Temperature effect on size distributions in spruce-fir-beech mixed stands across Europe. *For. Ecol. Manag.* 504:119819.

D'Amato AW, Bradford JB, Fraver S and Palik, B. J. 2013. Effects of thinning on drought vulnerability and climate response in north temperate forest ecosystems. *Ecol. Appl.* 23:1735-1742.

del Río S, Canas R, Cano E, Cano-Ortiz A, Musarella C, Pinto-Gomes C and Penas A. 2021. Modelling the impacts of climate change on habitat suitability and vulnerability in deciduous forests in Spain. *Ecol. Indic.* 131:108202.

Diaconu D, Kahle HP and Spiecker H 2017. Thinning increases drought tolerance of European beech: a case study on two forested slopes on opposite sides of a valley. *Eur. J. Forest Res.* 136:319–328

Dimri AP, Palazzi E and Daloz AS 2022. Elevation dependent precipitation and temperature changes over the Indian Himalayan region. *Climate Dynamics*, 1-21.

Dyderski MK, Paź S, Frelich LE and Jagodziński AM 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions?. *Glob. Change Biol.* 24:1150-1163.

Fady B, Aravanopoulos FA, Benavides R, González-Martínez SC, Grivet D, Lascoux M, Lindner M, Rellstab C, Valladares F and B Vinceti 2020. Genetics to the rescue: managing forests sustainably in a changing world. Tree Genetics and Genomes 16: 80

Fetting C 2020. The European Green Deal. ESDN Report, ESDN Office, Vienna.

Finney H and Smithers R 2021. Temporal and geographical coverage of available data for assessing the impacts of climate change on European forests : a thematic report to support an ex-ante impact assessment of the EU adaptation strategy, European Commission, Brussels

FOREST EUROPE 2020. State of Europe's Forests 2020. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Liaison Unit Bratislava, Slovakia.

Fyllas NM, Christopoulou A, Galanidis A, Michelaki CZ, Giannakopoulos C, Dimitrakopoulos PG, Arianoutsou M and Gloor M. 2017. Predicting species dominance

shifts across elevation gradients in mountain forests in Greece under a warmer and drier climate. *Reg. Environ. Change* 17:1165-1177.

Fyllas NM, Koufaki T, Sazeides CI, Spyroglou G, Theodorou K. 2022. Potential impacts of climate change on the habitat suitability of eight important tree species in Greece, Plants 2022, 11, 1616.

Gayer K 1886 Der gemischte Wald [The mixed forest]. Seine Begründung und Pflege, insbesondere durch Horst- und Gruppenwirtschaft. Parey, Berlin

Gazol A, Camarero JJ, Anderegg WRL and Vicente-Serrano SM 2017. Impacts of droughts on the growth resilience of Northern Hemisphere forests. *Glob. Ecol. Biogeogr*. 26:166-176.

Georgoulias AK, Akritidis D, Kalisoras A, Kapsomenakis J, Melas D, Zerefos CS and Zanis P. 2022. Climate change projections for Greece in the 21st century from high-resolution EURO-CORDEX RCM simulations. *Atmos. Res.* 106049.

Grassi G, House J, Dentener F, Federici S, den Elzen M and Penman J 2017. The key role of forests in meeting climate targets requires science for credible mitigation. *Nat. Clim. Change* 7:220-226.

Greiner SM, Grimm KE and Waltz AE 2020. Managing for resilience? Examining management implications of resilience in southwestern national forests. Journal of *Forestry* 118:433-443.

Hiederer R, Durrant T, Granke O, Lambotte M, Lorenz M, Mignon B. 2007. Forest Focus Monitoring Database System - Technical Report 2001 Level II Data. EUR 22782 EN. Luxembourg (Luxembourg): Office for Official Publications of the European Communities JRC37452.

Hou G, Delang CO, Lu X and Olschewski R. 2020. Optimizing rotation periods of forest plantations: The effects of carbon accounting regimes. *For. Policy Econ.* 118:102263.

Jacob D, Petersen J, Eggert B, Alias A, Christensen OB, Bouwer LM and Yiou, P. 2014. EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Reg. Environ. Change* 14:563-578.

Jandl R, Spathelf P, Bolte A and Prescott C E 2019. Forest adaptation to climate change—is non-management an option? Annals of forest science, 76(2), 1-13.

Kaipainen T, Liski J, Pussinen, A and Karjalainen T 2004. Managing carbon sinks by changing rotation length in European forests. *Environ. Sci. Policy* 7:205-219.

Kalabokidis K, Palaiologou P., Gerasopoulos E, Giannakopoulos C, Kostopoulou E, Zerefos C 2015. Effect of climate change projections on forest fire behavior and values-at-risk in southwestern Greece. *Forests* 6:2214-2240.

Kalabokidis K, Palaiologou P and Finney M. 2014. Fire behavior simulation in Mediterranean forests using the Minimum Travel Time algorithm. In Proceedings of 4th Fire Behavior and Fuels Conference, 18-22 Feb. 2013, Raleigh, NC, USA and 1-4 July 2013, St. Petersburg, Russia. Published by the International Association of Wildland Fire: Missoula, MT, USA. pp. 468-492.

Karali A, Hatzaki M, Giannakopoulos C, Roussos A, Xanthopoulos G, Tenentes V 2014. Sensitivity and evaluation of current fire risk and future projections due to climate change: the case study of Greece. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 14:143-153.

Keenan RJ 2015. Climate change impacts and adaptation in forest management: a review. *Ann. For. Sci.* 72:145–167

Kiourtsis F, Hasilidis P, Sarvani C, Bekiaroglou P, Rousakis G, Georgiadou M, Maliarou E, Kraigher H, Fragkiskakis N, Aravanopoulos FA 2020. Forest genetic monitoring Integration to forest management plans. Silva Slovenica 166:50.

Kuboyama H and Oka H 2000. Climate risks and age-related damage probabilities-effects on the economically optimal rotation length for forest stand management in Japan. Silva Fennica, 34:155-166.

Kuparinen A, Savolainen O, Schurr FM 2010. Increased mortality can promote evolutionary adaptation of forest trees to climate change. *For. Ecol. Manag.* 259:1003–1008

Lefèvre F, Boivin T, Bontemps A, Courbet F, Davi H, Durand-Gillmann M and Pichot, C. 2014. Considering evolutionary processes in adaptive forestry. *Ann. For. Sci.* 71:723-739.

Lenoir J, Gégout JC, Marquet PA, De Ruffray P, and Brisse H 2008. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science* 320:1768-1771.

Lloret F, Keeling EG, Sala A Components of tree resilience Effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. Oikos 2011, 120, 1909–1920

Lozano O, Salis M, Ager AA, Arca B, Alcasena FJ, Monteiro A, Finney MA, Del Guiudice L, Scoccimarro E, Spano D 2017. Assessing climate change impacts on wildfire exposure in Mediterranean areas. *Risk Anal.* 37:1898–1916.

Mauri A, Girardello M, Strona G, Beck PS, Forzieri G, Caudullo G, Manca F, Cescatti A 2022. EU-Trees4F, a dataset on the future distribution of European tree species. *Sci. Data* 9:37.

Millar CI, Stephenson NL and Stephens SL 2007. Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecol. Appl.* 17:2145–2151.

Millerón M, López de Heredia U, Lorenzo Z, Perea R, Dounavi A, Alonso J and Nanos N 2012. Effect of canopy closure on pollen dispersal in a wind-pollinated species (Fagus sylvatica L.). *Plant Ecol.* 213:1715-1728.

Millerón M, López de Heredia U, Lorenzo Z, Alonso J, Dounavi A, Gil L, and Nanos N 2013. Assessment of spatial discordance of primary and effective seed dispersal of European beech (Fagus sylvatica L.) by ecological and genetic methods. *Mol. Ecol.* 22:1531-1545.

Moritz MA, Batllori E, Bradstock RA, Gill AM, Handmer J, Hessburg PF, Leonard J, McCaffrey S, Odion DC, Schoennagel T, Syphard AD 2014. Learning to coexist with wildfire. *Nature* 515:58-66.

Nanos N, Calama R, Cañadas N, García C, and Montero G 2003. Spatial stochastic modelling for cone production from stone pine (Pinus pinea L.) stands in Spanish Northern Plateau. Modelling Forest Systems. CABI Publishing, Wallingford, 131-141.

Nanos N, González-Martínez SC, and Bravo F 2004. Studying within-stand structure and dynamics with geostatistical and molecular marker tools. *For. Ecol. Manag.* 189:223-240.

Nanos N, Larson K, Millerón M, and Sjöstedt-de Luna S 2010. Inverse modeling for effective dispersal: Do we need tree size to estimate fecundity?. *Ecol. Modell.* 221:2415-2424.

Nanos N, Tadesse W, Montero G, Gil L, and Alia R 2001. Spatial stochastic modeling of resin yield from pine stands. *Can. J. For. Res.* 31:1140-1147

Nathan R, Schurr FM, Spiegel O, Steinitz O, Trakhtenbrot A, and Tsoar A 2008. Mechanisms of long-distance seed dispersal. *Trends Ecol. Evol.* 23:638-647

Newman DH 2002. Forestry's golden rule and the development of the optimal forest rotation literature. *J. For. Econ.* 8:5-27.

Noce S, Collalti A and Santini, M. 2017. Likelihood of changes in forest species suitability, distribution, and diversity under future climate: The case of Southern Europe. *Ecol. Evol.* 7:9358-9375.

O'Hara KL and Ramage BS 2013. Silviculture in an uncertain world: utilizing multi-aged management systems to integrate disturbance. *Forestry* 86:401-410.

Oikonomakis NG and Ganatsas P 2020. Secondary forest succession in Silver birch (Betula pendula Roth) and Scots pine (Pinus sylvestris L.) southern limits in Europe, in a site of Natura 2000 network–an ecogeographical approach. *For. Syst.* 29:81-96.

Olander J and Ebeling J 2011. Building forest carbon projects: Step-by-step overview and guide. Retrieved from Forest Trends: http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_2555.pdf.

Oliveira S, Gonçalves A, Benali A, Sá A, Zêzere JL, Pereira JMC 2020. Assessing risk and prioritizing safety interventions in human settlements affected by large wildfires. Forests 11, 859.

Omi PN 2015. Theory and practice of wildland fuels management. *Curr. For. Rep.* 1:100-117.

Palaiologou P, Ager AA, Nielsen-Pincus M, Evers CR and Kalabokidis K 2018. Using transboundary wildfire exposure assessments to improve fire management programs: a case study in Greece. *Int. J. Wildland Fire* 27:501-513.

Palaiologou P, Kalabokidis K, Ager AA, Day MA 2020. Development of comprehensive fuel management strategies for reducing wildfire risk in Greece. *Forests* 11:789.

Palaiologou P, Kalabokidis K, Ager AA, Galatsidas S, Papalampros L, Day MA 2021. Spatial optimization and tradeoffs of alternative forest management scenarios in Macedonia, Greece. *Forests* 12:697.

Palaiologou P, Kalabokidis K, Day MA, Ager AA, Galatsidas S, Papalampros L 2022. Modelling fire behavior to assess community exposure in Europe: combining open data and geospatial analysis. ISPRS International Journal of Geo-Information 11:198.

Peñuelas J and Sardans J 2021. Global Change and Forest Disturbances in the Mediterranean Basin: Breakthroughs, Knowledge Gaps, and Recommendations. Forests 12, 603.

Peterson St-Laurent G, Oakes LE, Cross M, Hagerman S 2021. R–R–T (resistance–resilience–transformation) typology reveals differential conservation approaches across ecosystems and time. *Commun. Biol.* 4:39.

Pretzsch H, Poschenrieder W, Uhl E, Brazaitis G, Makrickiene E, Calama R 2021. Silvicultural prescriptions for mixed-species forest stands. A European review and perspective. *Eur. J. For. Res.* 140:1267-1294.

Rottler E, Kormann C, Francke T, Bronstert A 2019. Elevation-dependent warming in the Swiss Alps 1981–2017: Features, forcings and feedbacks. *Int. J. Climatol.* 39:2556-2568.

Salis M, Laconi M, Ager AA, Alcasena FJ, Arca B., Lozano O., Fernandes de Oliveira A and Spano D. 2016. Evaluating alternative fuel treatment strategies to reduce wildfire losses in a Mediterranean area. *For. Ecol. Manag.* 368:207-221.

Schelhaas MJ, Nabuurs, G. J., Hengeveld, G., Reyer, C., Hanewinkel, M., Zimmermann, N. E., and Cullmann, D. 2015. Alternative forest management strategies to account for climate change-induced productivity and species suitability changes in Europe. *Reg. Environ. Change* 15:1581-1594.

Spyroglou G, Fotelli M, Nanos N and Radoglou K 2021. Assessing Black Locust Biomass Accumulation in Restoration Plantations. *Forests* 12:1477.

Science for Environment Policy 2021. European Forests for biodiversity, climate change mitigation and adaptation. Future Brief 25. Brief produced for the European Commission DG Environment by the Science Communication Unit, UWE Bristol. Available at: https://ec.europa.eu/science-environment-policy.

Spinoni J, Barbosa P, Bucchignani E, Cassano J, Cavazos T, Christensen JH and Dosio A 2020. Future global meteorological drought hot spots: a study based on CORDEX data. *J. Clim.* 33:3635-3661.

Spittlehouse DL and Stewart RB 2004. Adaptation to climate change in forest management. *Journal of Ecosystems and Management* .

Thuiller W, Lafourcade B, Engler R and Araújo MB 2009. BIOMOD–a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, 32:369-373.

USDA Forest Service 2022. Wildfire Crisis Strategy: Confronting the Wildfire Crisis. FS-1187a, January 2022, Washington DC, USA. Available at: https://www.fs.usda.gov/managing-land/wildfire-crisis.

Vilà-Cabrera A, Coll L., Martínez-Vilalta J and Retana J. 2018. Forest management for adaptation to climate change in the Mediterranean basin: A synthesis of evidence. *For. Ecol. Manag.* 407:16-22.

West TA, Wilson C, Vrachioli M and Grogan KA 2019. Carbon payments for extended rotations in forest plantations: Conflicting insights from a theoretical model. *Ecol. Econ.* 163:70-76.

World Bank 2021. Assessment of Innovative Technologies and Their Readiness for Remote Sensing-Based Estimation of Forest Carbon Stocks and Dynamics. World Bank. Available at: https://www.forestcarbonpartnership.org/sites/fcp/files/assessment_of_innovative_technologies_and_their_readiness_for_rs_based_estimation_of_forest_carbon_stocks_and_dynamics.pdf.

Yousefpour R, Jacobsen JB, Thorsen BJ, Meilby H, Hanewinkel M and Oehler K 2012. A review of decision-making approaches to handle uncertainty and risk in adaptive forest management under climate change. *Ann. For. Sci.* 69:1-15.

Ελληνόγλωσση

Ντάφης Σ 1973. Ταξινόμηση της δασικής βλαστήσεως της Ελλάδος. Επιστημονική Επετηρίς Γεωπονικής και Δασολογικής Σχολής Πανεπιστημίου Θεσσαλονίκης 15:75-91.

Παλαιολόγου Π, Καλαμποκίδης Κ, Γαλατσίδας Σ, Παπαλάμπρος Λ, Γούναρης Ν 2021α. Χωρική βελτιστοποίηση εναλλακτικών σεναρίων διαχείρισης της καύσιμης ύλης για την αντιμετώπιση του κινδύνου δασικών πυρκαγιών. Στα Πρακτικά 20ου Πανελλήνιου Δασολογικού Συνεδρίου: Σύγχρονες προκλήσεις του δάσους στην Ελληνική Δασοπονία και προστασία του φυσικού περιβάλλοντος, 200 χρόνια μετά την Επανάσταση του ‘21, Τρίκαλα, 3-6 Οκτωβρίου 2021. Ελληνική Δασολογική Εταιρεία. ISBN: 978-618-84551-2-2. Σελ. 119-128.

Παλαιολόγου Π, Καλαμποκίδης Κ, Day M, Ager AA 2021β. Μετάδοση πυρκαγιών σε αγροδασικές περιαστικές περιοχές - Μία χωρική ανάλυση στην πυρο-επιρρεπή Πολιτεία Όρεγκον των ΗΠΑ. Στο: Βιβλίο αφιερωμένο στη μνήμη του Καθ. Παύλου Κανάρογλου “Κοινωνικές Επιστήμες και Γεωγραφία: Θεωρία, Μέθοδοι και Τεχνικές Χωρικής Ανάλυσης” Καλαμποκίδης Κ., Κορρές Γ., Σουλακέλλης Ν., Φείδας Χ. (Επιμ.). Πανεπιστήμιο Αιγαίου, ISBN: 978-618-00-2640-5. Σελ. 53-74.

Τ.Δ.Δ.Π.Δ. 2021. «Ολοκληρώθηκε η εγκατάσταση του σταθμού μέτρησης κλιματικής αλλαγής στο Πανεπιστημιακό Δάσος του ΑΠΘ στο Περτούλι», Ημερομηνία πρόσβασης 1 Απριλίου 2022, https://www.auth.gr/press/29349/.

Υ.Π.ΕΝ. 2022. Ειδικοί Χάρτες. http://mapsportal.ypen.gr/maps/?limit=20&offset=0 (πρόσβαση 30-4-2022).

Χρυσοπολίτου Β, Ντάφης Σ (συντονιστές έκδοσης) 2014. Προτεινόμενα μέτρα για την προσαρμογή της δασικής διαχείρισης στην κλιματική αλλαγή στα τέσσερα δασικά οικοσυστήματα του έργου LIFE+ AdaptFor - Β’ έκδοση. Ελληνικό Κέντρο Βιοτόπων-Υγροτόπων (ΕΚΒΥ). Θέρμη. 58 σελ.

ΕΠΙΛΟΓΟΣ

Η υψηλή χλωριδική ποικιλότητα της Ελλάδας καθώς και η μεγάλη ποικιλότητα της βλάστησής της μπορεί να αποδοθούν στη γεωγραφική της θέση, στο πολυσχιδές και έντονο ανάγλυφό της που δημιουργεί ποικίλους κλιματικούς τύπους και στην πλούσια γεωλογική της ιστορία. Οι φυσικοί πληθυσμοί των ανώτερων φυτών στην Ελλάδα, διαθέτουν σημαντική γενετική ποικιλότητα και παρουσιάζουν υψηλή γενετική διαφοροποίηση. Η ζωική ποικιλότητα της Ελλάδας είναι από τις πλουσιότερες στην Ευρώπη. Η Ελλάδα αποτελεί επίσης ένα από τα σημαντικότερα κέντρα ενδημισμού της Ευρώπης και της Μεσογείου. Ο πλούτος και η σημαντική οικολογική αξία της βιοποικιλότητας και του φυσικού περιβάλλοντος της Ελλάδας αποτυπώνονται και στις περιοχές που περιλαμβάνονται στο Ευρωπαϊκό Οικολογικό Δίκτυο Natura 2000. Μετά την πρόσφατη αναθεώρηση του εθνικού καταλόγου των περιοχών του Δικτύου Natura (ΦΕΚ Β 4432/15.12.2017), η Ελλάδα αριθμεί 446 περιοχές για τις οποίες το καθεστώς προστασίας είναι πλέον θεσμικά κατοχυρωμένο.

Στο πλαίσιο της μεγάλης βιοποικιλότητάς της, η Ελλάδα διαθέτει και σημαντική ποικιλότητα δασικών τύπων βλάστησης. Ενδεικτικό αυτής της υψηλής δασικής ποικιλότητας είναι ότι στη χώρα μας έχουν καταγραφεί 28 δασικοί τύποι οικοτόπων σύμφωνα με την Οδηγία 92/43/ΕΕ, που αποτελεί τον τρίτο μεγαλύτερο αριθμό τύπων οικοτόπων ανάμεσα σε όλα τα Κράτη-Μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης. Ο σημαντικός πλούτος της βιοποικιλότητας της χώρας μαζί με το ήπιο μεσογειακό της κλίμα αποτελούν φυσική άμυνα απέναντι στις επιπτώσεις της ανθρωπογενούς κλιματικής αλλαγής.

Οι κύριες απειλές για τα δάση και τα δασικά οικοσυστήματα της χώρας μας είναι οι δασικές πυρκαγιές, η αέρια ρύπανση, τα ακραία καιρικά φαινόμενα, οι προσβολές εντόμων και μυκήτων και τα εισβάλλοντα ξενικά είδη. Υπό την επίδραση της ανθρωπογενούς κλιματικής αλλαγής, και ιδιαίτερα μετά το 2050, αναμένεται ότι όλες αυτές οι απειλές θα ενταθούν και ενδεχομένως θα πολλαπλασιαστούν με τεράστιο οικονομικό και κοινωνικό κόστος για την Ελλάδα.

Η ανθρωπογενής αλλαγή του κλίματος στην Ελλάδα, εκτιμάται ότι θα είναι περισσότερο έντονη μετά το 2050. Στην περίπτωση του χειρότερου σεναρίου εκπομπών (RCP8.5), αναμένονται κλιματικές συνθήκες που επηρεάζουν την ανθεκτικότητα των Ελληνικών δασών. Οι συνθήκες αυτές περιλαμβάνουν την αύξηση της μέσης θερμοκρασίας, τη μείωση της βροχόπτωσης (πιο έντονη στα νοτιότερα της χώρας), την αύξηση των ημερών με υψηλές μεσημβρινές και νυχτερινές τιμές θερμοκρασίας του αέρα και την αύξηση του αριθμού συνεχόμενων ξηρών ημερών. Η υπολογιζόμενη επικράτηση ημιερημικών κλιματικών συνθηκών σε μεγάλα τμήματα της ανατολικής χώρας και η αύξηση του αριθμού των ημερών με ακραίο κίνδυνο πυρκαγιάς κατά τη θερμή περίοδο του έτους απειλούν μαζί με άλλους παράγοντες τα δάση της χώρας.

Εφαρμόζοντας τις ανωτέρω μεταβολές σε οικολογικά μοντέλα καταλληλότητας ενδιαιτήματος σε δασικά είδη της Ελλάδας προκύπτει ότι αναμένονται σημαντικές απώλειες κλιματικά κατάλληλων περιοχών σε σημαντικά είδη που απαντώνται σε ορεινές περιοχές, όπως η μαύρη πεύκη, η πλατύφυλλη δρυς και η οξιά. Τα είδη της θερμομεσογειακής ζώνης παρουσιάζουν μία σχετικά υψηλότερη ανθεκτικότητα στην ξηρασία, αν και υπό τα πιο απαισιόδοξα σενάρια, τα κλιματικά κατάλληλα ενδιαιτήματα και για αυτά τα είδη μπορεί να περιοριστούν. Οι υπάρχουσες σχετικές προσομοιώσεις των οικολογικών μοντέλων δεν καλύπτουν ωστόσο όλες τις πιθανές συνιστώσες της τρωτότητας των δασικών οικοσυστημάτων στην κλιματική αλλαγή. Μελλοντικές μελέτες πρέπει να ενσωματώσουν αποτελέσματα που αφορούν σε μεταβολές του καθεστώτος πυρκαγιών, στην ικανότητα προσαρμογής των ειδών στις νέες συνθήκες και στον ρόλο των αλλαγών χρήσεων γης. Ωστόσο, με βάση τις εν δυνάμει μεταβολές στη σύνθεση των ειδών που αναμένονται, οι υπεύθυνοι για τη διαχείριση των δασικών οικοσυστημάτων και των δασικών εκτάσεων καλούνται να προσαρμόσουν κατάλληλα τα διαχειριστικά σχέδια, σύμφωνα με τις αρχές και τις επιταγές της προσαρμοστικής δασικής διαχείρισης.

Οι μελλοντικές κλιματικές συνθήκες αναμένεται να έχουν επιπτώσεις στην έναρξη και στην εξάπλωση των δασικών πυρκαγιών, οι οποίες εξαρτώνται, εκτός από τις μετεωρολογικές συνθήκες, τόσο από τα βιοφυσικά χαρακτηριστικά της βλάστησης, όσο και από τη θέση, την τοπογραφία και την ιστορικότητα της περιοχής στην εμφάνιση δασικών πυρκαγιών. Η στατιστική ανάλυση δείχνει ότι η ετήσια καμένη έκταση στην Ελλάδα παρουσιάζει διαχρονικά ελαφρώς αυξητική τάση, ενώ χωρικά οι περιοχές της χώρας που πλήττονται περισσότερο από δασικές πυρκαγιές είναι η Στερεά Ελλάδα και η Πελοπόννησος.

Κατά τις ερχόμενες δεκαετίες αναμένεται να εκδηλωθούν δασικές πυρκαγιές με αυξανόμενο μέγεθος και ένταση, λόγω της σημαντικής αύξησης του αριθμού των ημερών με καιρικές συνθήκες που ευνοούν την έναρξη και εξάπλωση των δασικών πυρκαγιών. Μεγαλύτερο θα είναι το πρόβλημα στις περιοχές με πευκοδάση, όπου οι μεγάλες πυρκαγιές θα είναι πολύ δύσκολο να ελεγχθούν από την άνοιξη έως το φθινόπωρο, όχι μόνο σε περιοχές με πολύπλοκο ανάγλυφο αλλά και σε εκτάσεις με θαμνώδη βλάστηση.

Αρνητικές επιπτώσεις αναμένονται σε πολλούς τομείς της οικονομίας και στη ζωή των πολιτών. Πολυάριθμες οικίες, τουριστικές εγκαταστάσεις, γεωργικές εκμεταλλεύσεις και βιομηχανικές υποδομές θα επηρεαστούν, ιδιαίτερα στη ζώνη διεπαφής του οικιστικού ιστού - φυσικού περιβάλλοντος όπου και τα προληπτικά μέτρα προστασίας από τις πυρκαγιές κρίνονται επιτακτικά αναγκαία. Αναμένεται ότι φυσικές περιοχές που αποτελούν ενδιαιτήματα της άγριας χλωρίδας και πανίδας θα αντιμετωπίσουν επίσης έντονες και μεγάλες πυρκαγιές. Ιδιαίτερη έμφαση προληπτικής διαχείρισης θα πρέπει να δοθεί στις προστατευόμενες περιοχές, αλλά και σε εκείνες που φιλοξενούν ιστορικά και πολιτισμικά στοιχεία της χώρας.

Οι εκτιμήσεις της ετήσιας αξίας των οικοσυστημικών υπηρεσιών των δασών κυμαίνονται από περίπου 30 € ανά στρέμμα έως 126,2 € ανά στρέμμα ανάλογα με την εκτίμηση. Επομένως, μία πυρκαγιά, η οποία θα κάψει 1.000 στρέμματα δασικής έκτασης θα δημιουργήσει ετήσιες ζημίες που ανάλογα με την προσέγγιση θα κυμαίνονται μεταξύ 30.000€ και 126.200€. Οι ζημίες αυτές αναφέρονται μόνο σε απώλειες οικοσυστημικών υπηρεσιών και δεν περιλαμβάνουν κόστη, τα οποία σχετίζονται με καταστροφές σε υποδομές ή ακίνητη περιουσία, καθώς και σε τραυματισμούς ή απώλειες σε ανθρώπινες ζωές. Συνεπώς, τα έργα προσαρμογής στην κλιματική αλλαγή, τα οποία θα μειώσουν τον αριθμό των αναμενόμενων πυρκαγιών, θα οδηγήσουν σε σημαντικά οφέλη στις οικοσυστημικές υπηρεσίες.

Τα παραγωγικά ελληνικά δάση, τα οποία καλύπτουν συνολική έκταση 39 εκατομμυρίων στρεμμάτων δημιουργούν σε ετήσια βάση οικοσυστημικές υπηρεσίες των οποίων η συνολική αξία ξεπερνά τα 2,83 δις. €/έτος με βαθμό βεβαιότητας 90%. Για μία εικόνα της συνολικής αξίας των Ελληνικών παραγωγικών δασών, αξίζει να σημειωθεί ότι η κεφαλαιοποιημένη αξία διατήρησης των δασών για τα επόμενα 100 χρόνια, με τον ίδιο βαθμό βεβαιότητας και με κοινωνικό επιτόκιο προεξόφλησης 1% είναι πάνω από 176 δις. €., ενώ ή αειφορική αξία διατήρησης των δασών για ένα πολύ μεγαλύτερο χρονικό ορίζοντα ξεπερνά τα 283 δις. €.

Η κύρια δυνατή επιλογή που υπάρχει για την προστασία από τις πυρκαγιές είναι η επιστημονική διαχείριση της βλάστησης και της διαθέσιμης καύσιμης ύλης, σε μία προσπάθεια μείωσης της διαθεσιμότητας των καυσίμων και ελέγχου της επέκτασης της πυρκαγιάς, που εφαρμόζεται στρατηγικά κυρίως γύρω από περιοχές και εγκαταστάσεις που έχουν υψηλό κίνδυνο και τρωτότητα. Δυστυχώς, η διεθνής πρακτική δείχνει ότι επικεντρωνόμαστε περισσότερο στην προστασία των οικισμών, παρά στην αποκατάσταση του οικολογικού ρόλου της φωτιάς στα φυσικά οικοσυστήματα. Η ανθρώπινη προσαρμογή στην κλιματική αλλαγή απαιτεί όμως βαθιά κατανόηση του ρόλου της καύσιμης ύλης των Μεσογειακών δασών και της αποτελεσματικής διαχείρισής τους, σε κλίμακες που θα αποτρέψουν μελλοντικές απώλειες από τις δασικές πυρκαγιές και θα καθιερώσουν την πυρο-ανθεκτικότητα των οικοσυστημάτων.

Η προληπτική ολιστική διαχείριση του τοπίου και της οικιστικής κοινότητας / ανάπτυξης καθώς και η προσαρμοστική δασική διαχείριση για μεγαλύτερη ανθεκτικότητα των ελληνικών δασικών οικοσυστημάτων στην κλιματική αλλαγή, είναι φυσικά μια αδήριτη ανάγκη. Η διαιώνιση της ύπαρξης και λειτουργίας των δασικών οικοσυστημάτων εδράζεται στην προστασία και διατήρηση όλων των επιπέδων της βιοποικιλότητας που διαθέτουν. Για τον λόγο αυτό χρειάζονται μέτρα δασικής πολιτικής και διαχείρισης που μεγιστοποιούν την προσαρμογή του δάσους στην κλιματική αλλαγή, ελαχιστοποιούν τον κίνδυνο των πυρκαγιών, ενώ παράλληλα βελτιώνουν τις οικοσυστημικές υπηρεσίες, όπως π.χ. τη διατήρηση των υδατικών πόρων, την παραγωγή δασικών προϊόντων, την παραγωγή οξυγόνου. Ταυτόχρονα, δεν θα παραβλέπουν και τις συνθήκες ενθάρρυνσης

και ανάπτυξης του καίριου συντελεστή παραγωγής που ονομάζεται δασική εργασία του αγροτικού πληθυσμού της χώρας.

Η Ελληνική Πολιτεία πρέπει να προωθήσει τις κατάλληλες νομοθετικές ρυθμίσεις με στόχο όχι μόνο να δημιουργηθούν διαχειριστικά σχέδια για την προσαρμογή των ήδη διαχειριζόμενων δασών στην κλιματική αλλαγή (παραγωγικά δάση), αλλά και για την εκπόνηση, για πρώτη φορά, σχεδίων διαχείρισης για δασικές εκτάσεις που δεν διαθέτουν προηγούμενα σχέδια διαχείρισης (π.χ. θερμόβια δάση κωνοφόρων ή θαμνώδεις εκτάσεις), τα οποία θα περιλαμβάνουν αναλύσεις που εξετάζουν τις βιοφυσικές, επιχειρησιακές, οικονομικές και υλικοτεχνικές πτυχές της εφαρμογής διαφορετικών σεναρίων δασικής διαχείρισης. Τα σχέδια αυτά πρέπει να στοχεύουν στην εκπλήρωση διαφορετικών στόχων διαχείρισης (δασοπονία πολλαπλών σκοπών), με μετρήσιμα αποτελέσματα όχι μόνο για το ποια θα είναι η προβλεπόμενη συγκομιδή ξυλείας, αλλά και για άλλες σημαντικές προτεραιότητες, όπως η προστασία των οικισμών και των προστατευόμενων φυσικών περιοχών από τις πυρκαγιές, ιδιαιτέρως αυτών του Δικτύου Natura 2000. Προς αυτή την κατεύθυνση είναι απαραίτητη η εκπόνηση ενός νέου θεσμικού πλαισίου τεχνικών προδιαγραφών εκπόνησης διαχειριστικών μελετών για τα ελληνικά δάση που με γνώμονα την αειφορία των δασικών υπηρεσιών, την προσαρμογή των ελληνικών δασών στην κλιματική αλλαγή και την αύξηση της συνεισφοράς τους στον μετριασμό της, θα οδηγήσει στην επίτευξη των στόχων μιας Εθνικής Στρατηγικής για τα Δάση.

Εξόχως σημαντικές είναι οι τεχνολογικές υπηρεσίες που λειτουργούν επιχειρησιακά και υποστηρίζουν την έγκαιρη προειδοποίηση, εξέλιξη και αποτίμηση του καταστροφικού φαινομένου των δασικών πυρκαγιών (π.χ. υπηρεσίες ημερήσιας πρόβλεψης κινδύνου πυρκαγιάς, ανίχνευσης και παρακολούθησης ενεργών εστιών σε σχεδόν πραγματικό χρόνο, χαρτογράφησης καμένων εκτάσεων σε σχεδόν πραγματικό χρόνο, μοντελοποίησης και πρόγνωσης της διασποράς του καπνού). Ωστόσο, προκειμένου να υπάρξει πρόληψη, αλλά και υποστήριξη στη λήψη αποφάσεων πριν, κατά τη διάρκεια αλλά και μετά το γεγονός, οι υπηρεσίες αυτές προτείνεται να αξιοποιηθούν άμεσα από την Πυροσβεστική Υπηρεσία και άλλους αρμόδιους φορείς, καθώς η συμβολή τους είναι καθοριστική στη διαχείριση των κρίσεων.

Συνοπτικά, οι **κύριοι στόχοι για την προσαρμοστική διαχείριση δασών πρέπει να στοχεύουν στην αύξηση της ανθεκτικότητας των δασικών οικοσυστημάτων στην Ελλάδα, μέσα από το πλαίσιο το οποίο έχει ήδη έχει τεθεί στην Εθνική Στρατηγική για τα Δάση. Το πλαίσιο αυτό περιλαμβάνει:** (α) τη διασφάλιση της βιοποικιλότητας των δασών που περιλαμβάνει τη γενετική ποικιλότητα, την ποικιλότητα ειδών και την ποικιλότητα οικοσυστημάτων, (β) τη βελτίωση της δομής και της λειτουργίας των δασικών οικοσυστημάτων, (γ) την αποταμίευση και διαχείριση των ατμοσφαιρικών κατακρημνισμάτων, (δ) τη μείωση του κατακερματισμού των φυσικών ενδιαιτημάτων των ειδών, (ε) την ελαχιστοποίηση του οικολογικού - περιβαλλοντικού αποτυπώματος

διαχείρισης και δασικών εργασιών, (στ) την αύξηση, μέσω της προσαρμοστικής διαχείρισης, της ανθεκτικότητας (επανεξισορρόπηση) και της δυνατότητας προσαρμογής των δασικών οικοσυστημάτων στην κλιματική αλλαγή και (ζ) την ανάδειξη της συμβολής των δασικών οικοσυστημάτων στο ΑΕΠ της χώρας και στην ποιότητα ζωής των πολιτών.

Για την επίτευξη των ανωτέρω στόχων **τα κύρια μέτρα προσαρμοστικής διαχείρισης δασών προϋποθέτουν τα εξής**: (α) την εκτίμηση της φυσικής και κοινωνικοοικονομικής τρωτότητας στην κλιματική αλλαγή των δασικών οικοσυστημάτων, (β) την προσαρμοστική διαχείριση των δασικών πόρων στο σύνολο τους για την ανάσχεση της προοπτικής απώλειας δασικών ειδών, ιδίως στη νότια και στην ορεινή Ελλάδα, (γ) την αντιμετώπιση και τον μετριασμό των επιπτώσεων ακραίων φαινομένων με έμφαση στη διαχείριση της καύσιμης ύλης, (δ) την αποτίμηση της συνολικής οικονομικής αξίας των δασικών οικοσυστημάτων, (ε) την εφαρμογή σύγχρονων προσεγγίσεων απογραφής και παρακολούθησης των δασών και την αποκατάσταση του εδάφους, (στ) την εισαγωγή μέτρων οικονομικής πολιτικής, όπως πληρωμών για δασικές οικοσυστημικές υπηρεσίες και (ζ) τη θεσμική θωράκιση των δασικών οικοσυστημάτων.

.