

**ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
ΣΧΟΛΗ ΓΕΩΠΟΝΙΚΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ
ΤΜΗΜΑ ΓΕΩΠΟΝΙΑΣ ΦΥΤΙΚΗΣ ΠΑΡΑΓΩΓΗΣ
& ΑΓΡΟΤΙΚΟΥ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ**



Εργαστήριο Διαχείρισης Οικοσυστημάτων & Βιοποικιλότητας

ΣΟΦΙΑ ΓΡ. ΠΛΕΞΙΔΑ
ΓΕΩΠΟΝΟΣ Α.Π.Θ., Μ.Δ.Ε. Π.Θ.

**ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΤΗΣ ΔΟΜΗΣ ΤΟΥ ΤΟΠΙΟΥ
ΣΤΗΝ ΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑ ΚΑΙ ΑΦΘΟΝΙΑ ΤΗΣ
ΟΡΝΙΘΟΠΑΝΙΔΑΣ
ΣΕ ΑΓΡΟΤΙΚΑ ΚΑΙ ΦΥΣΙΚΑ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ**

ΔΙΔΑΚΤΟΡΙΚΗ ΔΙΑΤΡΙΒΗ

ΒΟΛΟΣ 2013

**ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΤΗΣ ΔΟΜΗΣ ΤΟΥ ΤΟΠΙΟΥ ΣΤΗΝ ΑΦΘΟΝΙΑ ΚΑΙ ΠΟΙΚΙΛΟΤΗΤΑ
ΤΗΣ ΟΡΝΙΘΟΠΑΝΙΔΑΣ ΣΕ ΦΥΣΙΚΑ ΚΑΙ ΑΓΡΟΤΙΚΑ ΟΙΚΟΣΥΣΤΗΜΑΤΑ**

Τριμελής Συμβουλευτική Επιτροπή:

Σφουγγάρης Αθανάσιος, Αναπληρωτής Καθηγητής Π.Θ. (Επιβλέπων)
Παπαναστάσης Βασίλειος, Ομότιμος Καθηγητής Α.Π.Θ.
Ισπικούδης Ιωάννης, Αναπληρωτής Καθηγητής Α.Π.Θ.

Επταμελής Εξεταστική Επιτροπή:

Σφουγγάρης Αθανάσιος, Αναπληρωτής Καθηγητής Διαχείρισης Οικοτόπων και Βιοποικιλότητας, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Τμήμα Γεωπονίας, Φυτικής Παραγωγής και Αγροτικού Περιβάλλοντος του Π.Θ. (Επιβλέπων)

Παπαναστάσης Βασίλειος, Ομότιμος Καθηγητής Λιβαδικής Οικολογίας, Σχολή Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος του Α.Π.Θ.

Ισπικούδης Ιωάννης, Αναπληρωτής Καθηγητής Λιβαδικής Οικολογίας - Οικολογίας και Διαμόρφωσης Λιβαδικού Τοπίου, Σχολή Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος του Α.Π.Θ.

Δαναλάτος Νικόλαος, Καθηγητής Γεωργίας - Οικολογίας Φυτών Μεγάλης Καλλιέργειας, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Τμήμα Γεωπονίας, Φυτικής Παραγωγής και Αγροτικού Περιβάλλοντος του Π.Θ.

Καλμπουρτζή-Γκαϊδατζή Κυριακή, Καθηγήτρια Γεωργικής Οικολογίας, Γεωπονική Σχολή του Α.Π.Θ.

Λεγάκις Αναστάσιος, Αναπληρωτής Καθηγητής Ζωϊκής Ποικιλότητας, Τμήματος Βιολογίας του Ε.Κ.Π.Α

Φώτης Γεώργιος, Αναπληρωτής Καθηγητής Ποσοτικής Χωρικής Ανάλυσης - Χωροθετικού Σχεδιασμού, Πολυτεχνική Σχολή, Τμήμα Μηχανικών Χωροταξίας, Πολεοδομίας και Περιφερειακής Ανάπτυξης του Π.Θ.

Πλεξίδα Γρ. Σοφία

Επίδραση της δομής του τοπίου στην αφθονία και ποικιλότητα της ορνιθοπανίδας σε φυσικά και αγροτικά οικοσυστήματα

ISBN

© Πλεξίδα Γρ. Σοφία

© 2013

Επίδραση της δομής του τοπίου στην αφθονία και ποικιλότητα της ορνιθοπανίδας σε φυσικά και αγροτικά οικοσυστήματα

«Διδακτορική Διατριβή, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, Ν. Ιωνία Μαγνησίας»

Αριθμός προκαταρκτικών σελίδων 8

Συνολικός αριθμός σελίδων της διατριβής 307

Αριθμός Πινάκων 58

Αριθμός Εικόνων 9

Αριθμός Γραφημάτων 32

Αριθμός Χαρτών 14

Αριθμός Παραρτημάτων 5

Αριθμός Βιβλιογραφικών παραπομπών 516

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η διάταξη των οικοσυστημάτων στο χώρο επιδρά στις οικοσυστημικές διεργασίες τόσο των μεμονωμένων οικοσυστημάτων όσο και του ευρύτερου συνόλου αυτών. Η παρούσα έρευνα εξέτασε τη δομή και ποικιλότητα της ορνιθοπανίδας σε τρία τοπία με διαφορετικό αγροτικό χαρακτήρα. Για την περιγραφή της φυσιογνωμίας των τριών τοπίων χρησιμοποιήθηκαν περισσότερες από 20 περιβαλλοντικές μεταβλητές και 22 δείκτες σύνθεσης και διάρθρωσης του τοπίου σε τρεις κλίμακες. Εκτός από τις επιτόπιες επισκέψεις στο δειγματοληπτικές επιφάνειες, η έρευνα βασίστηκε και στη χαρτογράφηση της περιοχής με τη χρήση δορυφορικής εικόνας ASTER του έτους 2008. Από τα αποτελέσματα της έρευνας προέκυψε ότι η δομή του τοπίου διαφέρει με βάση το υψόμετρο, που επηρεάζει ουσιαστικά τη δομή της βλάστησης, αλλά και τις χρήσεις γης από τον άνθρωπο. Επιπλέον, το βάθος εδάφους, το ποσοστό γυμνού εδάφους, η κατηγορία του μητρικού πετρώματος, το ύψος των θάμνων και η κλασματική διάσταση επιφάνειας των χωροσηφίδων επηρεάζουν την ορνιθοπανίδα. Συγκεκριμένα μεταξύ των τριών τοπίων, το ετερογένης ορεινό τοπίο της περιοχής έρευνας φιλοξενεί τον υψηλότερο αριθμό ειδών πουλιών, ενώ το πεδινό τοπίο, με τις μεγάλης έκτασης χωροσηφίδες αγροτικής γης, το χαμηλότερο. Αναφορικά με το στάδιο εξέλιξης του τοπίου, παρόλο που τα αρχικά στάδια (εγκαταλειμμένος αγρός και ποολίβαδο) είναι τα πλουσιότερα δεν φάνηκε να υπάρχει σημαντική διαφοροποίηση στη διακύμανση του πλούτου της ορνιθοπανίδας. Από την

άλλη, η παρούσα έρευνα έδειξε ότι οι ανθρώπινες υποδομές με τον «ήπιο» σημερινό τους χαρακτήρα συνέβαλαν θετικά στον πλούτο της ορνιθοπανίδας.

Λέξεις-κλειδιά: Οικολογία τοπίου, βιοποικιλότητα, χωρικές μετρικές, γεωργικές καλλιέργειες, είδη - δείκτες

Αντί προλόγου

Στα πλαίσια της φοίτησής μου στο Τμήμα Γεωπονίας, Φυτικής Παραγωγής και Αγροτικού Περιβάλλοντος του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας, θέλησα να ασχοληθώ στη διδακτορική μου διατριβή με την επίδραση των ανθρώπινων δραστηριοτήτων, κυρίως μέσω της γεωργίας και κτηνοτροφίας, πρωτίστως στη δομή του τοπίου και δευτερευόντως στη βιοποικιλότητα. Η περιοχή έρευνας, εκτός από το γεγονός ότι έχει αγροκτηνοτροφικό χαρακτήρα, είναι χαρακτηρισμένη ως προστατευόμενη περιοχή στο μεγαλύτερο τμήμα της.

Θα ήθελα να εκφράσω τις ειλικρινείς ευχαριστίες μου σε όλους όσους συνέβαλαν αποφασιστικά στην περάτωση της παρούσας διατριβής. Ευχαριστώ θερμά τον επιβλέποντα της τριμελούς συμβουλευτικής μου επιτροπής, Αναπληρωτή Καθηγητή του Τμήματος Γεωπονίας, Φυτικής Παραγωγής και Αγροτικού Περιβάλλοντος του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας κ. Αθανάσιο Σφουγγάρη για τη συνεχή, συστηματική παρακολούθηση και καθοδήγηση της εργασίας σε όλη τη διάρκειά της. Οι κριτικές επισημάνσεις και τα σχόλια του σε πολλές εκδοχές των κεφαλαίων της διατριβής συνέβαλαν στην επιστημονική τεκμηρίωση του κειμένου. Επίσης, ευχαριστώ θερμά το μέλος της τριμελούς συμβουλευτικής επιτροπής, Ομότιμο Καθηγητή της Σχολής Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος του Αριστοτελείου Πανεπιστημίου Θεσσαλονίκης κ. Βασίλειο Παπαναστάση για την πολύτιμη επιστημονική του βοήθεια στον αρχικό σχεδιασμό της έρευνας και την κατανόηση θεμελιωδών εννοιών στα προπαρασκευαστικά στάδια της διατριβής. Τον ευχαριστώ θερμά για τη συμβολή του στη διόρθωση και συγγραφή της διατριβής. Ανεκτίμητη υπήρξε η αισιοδοξία του, η συνεχής ώθηση και ενθάρρυνση να συνεχίσω τις προσπάθειες μου καταρρίπτοντας οποιαδήποτε εσωτερικά μου εμπόδια. Ευχαριστώ θερμά το μέλος της τριμελούς συμβουλευτικής επιτροπής, Αναπληρωτή Καθηγητή της Σχολής Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος του Αριστοτελείου Πανεπιστημίου Θεσσαλονίκης κ. Ιωάννη Ισπικούδη για την πολύτιμη προσωπική του βοήθεια στην πραγμάτωση της διατριβής.

Οφείλω να ευχαριστήσω θερμά τον Καθηγητή κ. Κωστή Κουτσόπουλο του Εργαστηρίου Γεωγραφίας και Ανάλυσης Χώρου της Σχολής Αγρονόμων και Τοπογράφων Μηχανικών του Εθνικού Μετσόβιου Πολυτεχνείου, καθώς και τους Νίκο Ανδρουλακάκη, Ηλία Κοντάκο, Μελαχροινή Καραγεωργίου και Μαρία Μελιδόνη για το ευχάριστο ταξίδι στον κόσμο των Γεωγραφικών Συστημάτων Πληροφοριών. Ευχαριστώ θερμά τον Καθηγητή Εφαρμογών του Τμήματος Τεχνολογίας Περιβάλλοντος και Οικολογίας του Τ.Ε.Ι. Ιονίων Νήσων κ. Κωνσταντίνο Ποϊραζίδη για την προσωπική του βοήθεια στην κατανόηση και εφαρμογή του λογισμικού FRAGSTATS, ένα απαραίτητο εργαλείο για την ανάλυση της δομής του τοπίου. Επιθυμώ, επίσης, να ευχαριστήσω τον Επίκουρο Καθηγητή κ. Χρήστο Νάκα του Τμήματος Γεωπονίας, Φυτικής Παραγωγής και Αγροτικού Περιβάλλοντος του Πανεπιστημίου Θεσσαλίας για τις καίριες υποδείξεις του στη στατιστική ανάλυση των δεδομένων.

Επίσης, θα ήθελα να εκφράσω τις ευχαριστίες μου στην υποψήφια διδάκτορα του εργαστηρίου Διαχείρισης Οικοσυστημάτων και Βιοποικιλότητας κα. Αλεξάνδρα Σολωμού, για τις ατέλειωτες συζητήσεις μας, την εποικοδομητική ανταλλαγή απόψεων που είχαμε αυτά τα χρόνια με σκοπό την σφαιρικότερη κατανόηση της οικολογίας των διαφόρων ταξινομικών ομάδων αλλά και την απρόσκοπτη διάθεσή της να είναι «παρούσα» στον αγώνα μου οποιαδήποτε στιγμή. Επίσης, οφείλω ένα μεγάλο ευχαριστώ στο συνοδοιπόρο μου στο πεδίο κ. Παντελή Κωνσταντίνου, κυρίως για όλα όσα μου έμαθε για την ορνιθοπανίδα. Τέλος, η ολοκλήρωση αυτής της διατριβής δεν θα είχε επιτευχθεί χωρίς την πολύτιμη συμπαράσταση και υποστήριξη της οικογένειάς μου, καθώς και τη συμμετοχή των κατοίκων της περιοχής, οι οποίοι μας έδειξαν στο πεδίο το ενδιαφέρον τους καθοδηγώντας μας στα δύσβατα μονοπάτια των περιοχών δειγματοληψίας.

*Κι αν ο χρόνος παιχνιδιού που στερηθήκαμε πήρε μορφή
έφτασε η στιγμή να αποτιμηθεί...*

Στη Μάρω

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΠΙΝΑΚΩΝ	5
ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΕΙΚΟΝΩΝ	8
ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΓΡΑΦΗΜΑΤΩΝ	9
ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΧΑΡΤΩΝ	11
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1: ΕΙΣΑΓΩΓΗ	12
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2: ΑΝΑΣΚΟΠΗΣΗ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑΣ	14
2.1 Η έννοια του τοπίου και της οικολογίας τοπίου	14
2.1.1 Συστατικά του τοπίου	16
2.1.2 Σύνθεση του τοπίου	19
2.1.3 Διάρθρωση του τοπίου	20
2.2 Μέθοδοι και μέσα μελέτης του τοπίου	21
2.2.1 Γεωγραφικά Συστήματα Πληροφοριών (ΓΣΠ) (Geographical Information Systems, GIS)	21
<i>Αναπαράσταση χωρικών δεδομένων</i>	22
<i>Λειτουργίες των ΓΣΠ</i>	23
<i>Ο ρόλος των ΓΣΠ στην οικολογία τοπίου</i>	25
2.2.2 Τηλεπισκόπηση και δορυφορικά συστήματα καταγραφής	26
<i>Δορυφορικά δεδομένα ASTER</i>	27
<i>Ο ρόλος της τηλεπισκόπησης στην οικολογία τοπίου</i>	28
2.3 Ανάλυση της δομής του τοπίου	29
2.4 Ποικιλότητα τοπίου και ορνιθοπανίδα	31
2.5 Η ταυτόχρονη επίδραση του υψομέτρου και των ανθρωπογενών δραστηριοτήτων στην ποικιλότητα των ειδών φυτών και πουλιών	34
2.6 Η ορνιθοπανίδα ως δείκτης της οικολογικής ισορροπίας του τοπίου	35
2.7 Σκοπός και στόχοι της έρευνας	39
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3: ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΠΕΡΙΟΧΗΣ ΕΡΕΥΝΑΣ	40
3.1. Γεωγραφική θέση της περιοχής έρευνας	40
3.2 Φυσικό περιβάλλον	41
3.2.1 Κλιματικές συνθήκες	41
3.2.2 Μετεωρολογικά δεδομένα	43
3.2.3 Πετρογραφικές συνθήκες	45
3.2.4 Βλάστηση	47
3.2.5 Οικολογική αξία και καθεστώς προστασίας της περιοχής	49
3.3 Ανθρωπογενές Περιβάλλον	51
3.3.1 Διοικητικά στοιχεία	51
3.3.2 Δημογραφικά στοιχεία	53
3.3.3 Απασχόληση – Χρήσεις γης	53
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4: ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ	59
4.1 Ανάλυση της δομής τοπίου	59
4.1.1 Επιλογή τριών τοπίων	59
4.1.2 Συλλογή δεδομένων	61
<i>Αναλογικοί θεματικοί χάρτες</i>	61
<i>Δορυφορική εικόνα</i>	62

4.1.3	Χαρτογράφηση της περιοχής.....	64
	<i>Επεξεργασία αναλογικών χαρτών και δημιουργία γεωβάσης.....</i>	64
	<i>Επεξεργασία και θεματική ταξινόμηση δορυφορικής εικόνας.....</i>	64
	<i>Εισαγωγή τηλεπισκοπικών δεδομένων στα ΓΣΠ.....</i>	66
4.1.4	Εκτίμηση της ποικιλότητας τοπίου με τη χρήση δεικτών.....	66
	<i>Δείκτες σύνθεσης τοπίου.....</i>	68
	<i>Δείκτες διάθρωσης τοπίου.....</i>	70
4.2	Διερεύνηση των αλληλεπιδράσεων μεταξύ ποικιλότητας ορνιθοπανίδας και δομής τοπίου.....	72
4.2.1	Επιλογή δειγματοληπτικών επιφανειών.....	72
4.2.2	Καταγραφή της ορνιθοπανίδας.....	73
4.2.3	Μεταβλητές ποικιλότητας της ορνιθοπανίδας.....	74
4.2.4	Περιγραφή περιβαλλοντικών μεταβλητών.....	75
4.2.5	Στατιστική επεξεργασία.....	77
	<i>Σύνθεση της ορνιθοπανίδας.....</i>	77
	<i>Συσχέτιση χωρικών μετρικών.....</i>	78
	<i>Ανάλυση Κύριων Συνιστωσών.....</i>	78
	<i>Ανάλυση κατά Συστάδες.....</i>	79
	<i>Διωνυμική Λογιστική Παλινδρόμηση.....</i>	80
4.3	Επίδραση της ανθρώπινης δραστηριότητας στον πλούτο της ορνιθοπανίδας.....	80
4.3.1	Επιλογή των χωριών.....	80
4.3.2	Καταγραφή της ορνιθοπανίδας.....	81
4.3.3	Ανθρώπινες δραστηριότητες.....	82
4.3.4	Χαρακτηριστικά της βλάστησης.....	82
4.3.5	Στατιστική επεξεργασία.....	82
	<i>Μέτρηση α-ποικιλότητας.....</i>	82
	<i>Συσχέτιση μεταβλητών.....</i>	83
	<i>Γενικό Γραμμικό Μοντέλο.....</i>	83
4.4	Αλληλεπιδράσεις πλούτου ορνιθοπανίδας και σταδίων εξέλιξης του τοπίου.....	85
4.4.1	Επιλογή δειγματοληπτικών επιφανειών.....	85
4.4.2	Καταγραφή της ορνιθοπανίδας.....	87
4.4.3	Μέτρηση συχνότητας εμφάνισης των φυτικών ειδών.....	87
4.4.4	Μέτρηση α-ποικιλότητα.....	87
4.4.5	Συσχέτιση πλούτου ορνιθοπανίδας και χλωρίδας.....	88
4.5	Είδη - δείκτες της ορνιθοπανίδας.....	88
4.5.1	Καταγραφή της ορνιθοπανίδας.....	89
4.5.2	Στατιστική ανάλυση.....	89
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5: ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ.....		91
5.1	Διαφοροποίηση του τοπίου.....	91
5.1.1	Κλίσεις.....	91
5.1.2	Εκθέσεις.....	92
5.1.3	Ψηφιακό μοντέλο εδάφους.....	93
5.1.4	Μητρικό πέτρωμα.....	94
5.1.5	Βάθος εδάφους.....	95
5.1.6	Κίνδυνος χαραδρωτικής διάβρωσης του εδάφους.....	96
5.1.7	Χρήσεις γης.....	97
	<i>Χρήσεις γης στο σύνολο της περιοχής έρευνας.....</i>	97
	<i>Διαφοροποίηση των χρήσεων γης ανά τοπίο.....</i>	99
5.1.8	Δείκτες τοπίου.....	99

<i>Δείκτες τοπίου στο σύνολο της περιοχής έρευνας</i>	99
<i>Δείκτες τοπίου ανά τοπίο</i>	103
5.2 Αλληλεπιδράσεις ποικιλότητας ορνιθοπανίδας και δομής τοπίου	108
5.2.1 Η ορνιθοπανίδα	108
<i>Διαφοροποίηση της ορνιθοπανίδας ανά τοπίο</i>	116
5.2.2 Ποικιλότητα και αφθονία της ορνιθοπανίδας	119
5.2.3 Διαφοροποίηση ποικιλότητας ορνιθοπανίδας ανά τοπίο	128
5.2.4 Επίδραση της δομής του τοπίου στην ορνιθοπανίδα	132
<i>Συντελεστής συσχέτισης Spearman</i>	132
<i>Ανάλυση Κύριων Συνιστωσών</i>	133
5.2.5 Λειτουργικές ομάδες πουλιών	143
5.3 Επίδραση της ανθρώπινης δραστηριότητας στον πλούτο της ορνιθοπανίδας.....	147
5.3.1 Σύθεση της ορνιθοπανίδας	148
5.3.2 α-ποικιλότητα ορνιθοπανίδας ανά τύπο τοπίου	150
5.3.3 Αλληλεπιδράσεις δομής τοπίου και πλούτου ορνιθοπανίδας.....	154
<i>Αναπαραγωγική περίοδος</i>	154
<i>Φθινόπωρο</i>	168
5.4 Επίδραση του σταδίου εξέλιξης του τοπίου στον πλούτο της ορνιθοπανίδας.....	180
5.4.1 Χλωριδική διαφοροποίηση μεταξύ των σταδίων εξέλιξης του τοπίου.....	180
5.4.2 Επίδραση του πλούτου της χλωρίδας στην ορνιθοπανίδα	184
5.5 Είδη πουλιών – δείκτες	184
5.5.1 Σε σχέση με τη σύθεση του τοπίου	188
5.5.2 Σε σχέση με τη χωρική διάρθρωση τοπίου	190
<i>Σχήμα, διασπορά και γειτνίαση χωροσηφίδων</i>	190
<i>Συνδεσιμότητα τοπίου</i>	191
5.5.3 Σε σχέση με την απόσταση από τους οικισμούς.....	192
5.5.4 Σε σχέση με την απόσταση από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις	193
5.5.5 Σε σχέση με την απόσταση από τα γεωργικά κτίρια	195
5.5.6 Θηκογράμματα.....	196
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 6: ΣΥΖΗΤΗΣΗ	198
6.1 Χωρικά μοτίβα των τριών τοπίων.....	198
6.2 Διαβάθμιση ποικιλότητας ορνιθοπανίδας ανά τοπίο διαφορετικής υψομετρικής ζώνης	200
6.3 Επίδραση της δομής του τοπίου στην ορνιθοπανίδα	203
6.4 Ανθρώπινη δραστηριότητα και ορνιθοπανίδα	206
<i>Μέγεθος οικισμών</i>	208
<i>Ανθρώπινες υποδομές</i>	208
6.5 Είδη-δείκτες	210
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 7: ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ – ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ	213
7.1 Συμπεράσματα	213
7.2 Προτάσεις μελλοντικής έρευνας.....	215
ABSTRACT	217
ΕΛΛΗΝΙΚΗ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	219
ΞΕΝΟΓΛΩΣΣΗ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	224
ΗΛΕΚΤΡΟΝΙΚΕΣ ΠΗΓΕΣ	262

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Ι. Ταξινόμηση της δορυφορικής εικόνας – Ακρίβεια της ταξινόμησης.	263
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙ. Έντυπα πεδίου	270
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙΙ. Γεωγραφικές συντεταγμένες κτηνοτροφικών εγκαταστάσεων και γεωργικών κτιρίων	272
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙV. Είδη πουλιών που εξαιρούνται της ανάλυσης.....	276
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ V. Πίνακας του Συντελεστή Συσχέτισης Spearman για τις μετρικές τοπίου	278

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΠΙΝΑΚΩΝ

Πίνακας 3.2.2.α. Θερμοκρασία αέρα και βροχόπτωση στους μετεωρολογικούς σταθμούς Καλαμπάκας και Κονισκού Τρικάλων για τις αντίστοιχες χρονικές περιόδους λειτουργίας τους.....	43
Πίνακας 3.2.2.β Θερμοκρασία αέρα, σχετική υγρασία και βροχόπτωση στο μετεωρολογικό σταθμό του Φλαμουλίου Τρικάλων της Εθνικής Μετεωρολογικής Υπηρεσίας (EMY) για την χρονική περίοδο 1974 – 2009.....	44
Πίνακας 3.3.1. Εκτάσεις και ποσοστιαία κατανομή των δημοτικών διαμερισμάτων στην περιοχή έρευνας. Η κατανομή (%) αφορά την ποσοστιαία συμμετοχή του κάθε Δημοτικού διαμερίσματος στη συνολική έκταση των δυο Καλλικρατικών δήμων (http://geodata.gov.gr/geodata/). Στα σκιαγραφημένα Δημοτικά διαμερίσματα δεν λήφθησαν δειγματοληπτικές επιφάνειες για την καταγραφή της ορνιθοπανίδας.....	52
Πίνακας 3.3.3.α. Καλλιεργούμενες εκτάσεις στην περιοχή έρευνας για το έτος 2007 (ΕΛ.ΣΤΑΤ 2007). Στα σκιαγραφημένα Δημοτικά διαμερίσματα δεν λήφθησαν δειγματοληπτικές επιφάνειες για την καταγραφή της ορνιθοπανίδας.....	54
Πίνακας 3.3.3.β. Αριθμός βοοειδών και αιγοπροβάτων της περιοχής έρευνας για το έτος 2007 (ΕΛ.ΣΤΑΤ 2007). Στα σκιαγραφημένα Δημοτικά διαμερίσματα δεν λήφθησαν δειγματοληπτικές επιφάνειες για την καταγραφή της ορνιθοπανίδας.....	58
Πίνακας 4.1.3.α. Το σύστημα ταξινόμησης που υιοθετήθηκε στην περιοχή έρευνας.....	65
Πίνακας 4.1.3.β. Η ακρίβεια της ταξινόμησης ανάλογα με το μέγεθος του δείγματος.....	66
Πίνακας 4.1.4.α. Κατηγορίες δεικτών του προγράμματος FRAGSTATS.....	67
Πίνακας 4.1.4.β. Περιγραφή των δεικτών σύνθεσης του τοπίου που συμπεριλήφθηκαν στην ανάλυση. Οι μαθηματικές εξισώσεις για τους δείκτες δίνονται από τους McGarigal and Marks (1995)	68
Πίνακας 4.1.4.γ. Περιγραφή των δεικτών χωρικής διάρθρωσης του τοπίου που συμπεριλήφθηκαν στην ανάλυση. Οι μαθηματικές εξισώσεις για τους δείκτες δίνονται από τους McGarigal and Marks (1995)	76
Πίνακας 4.2.4. Κλάσεις διάβρωσης των μονάδων του χάρτη γαιών της περιοχής έρευνας	76
Πίνακας 5.1.7.α. Κατανομή της έκτασης της περιοχής έρευνας στις κλάσεις καλύψεων/χρήσεων γης.....	98
Πίνακας 5.1.7.β. Ποσοστιαία κατανομή της έκτασης κάθε κλάσης κάλυψης/χρήσης γης ανά τοπίο της περιοχής έρευνας.....	99
Πίνακας 5.1.8.α. Δείκτες τοπίου για τη συνολική περιοχή έρευνας.....	100
Πίνακας 5.1.8.β. Δείκτες κλάσεις για τη συνολική περιοχή έρευνας.....	102
Πίνακας 5.1.8.γ. Δείκτες τοπίου για τα τρία τοπία της περιοχής έρευνας.....	103
Πίνακας 5.1.8.δ. Δείκτες κλάσης για το πεδινό τοπίο της περιοχής έρευνας.....	105
Πίνακας 5.1.8.ε. Δείκτες κλάσης για το ημιορεινό τοπίο της περιοχής έρευνας.....	106
Πίνακας 5.1.8.στ. Δείκτες κλάσης για το ορεινό τοπίο της περιοχής έρευνας.....	107
Πίνακας 5.2.1.α. Κατάλογος των ειδών πουλιών που καταγράφηκαν στην περιοχή έρευνας. Τα είδη που συγκαταλέγονται στο Παράρτημα I δεν θηρεύονται. Η φαινολογία (Φ) των ειδών διακρίνεται ως εξής: Κ: αναπαραγόμενο επιδημητικό είδος, μόνιμος κάτοικος, Μ: περαστικό κατά τη μετανάστευση, Χ: χειμερινός επισκέπτης, Α: αναπαραγόμενο είδος που εγκαταλείπει το χειμώνα. Για τα είδη που συγκαταλέγονται στο Παράρτημα I πρέπει να ληφθούν μέτρα διατήρησης των ενδιαιτημάτων τους, ενώ τα είδη στο Παράρτημα II μέρος 1 (II/1) είναι δυνατόν να θηρεύονται στη γεωγραφική θαλάσσια και χερσαία ζώνη εφαρμογής της οδηγίας και στο Παράρτημα II μέρος 2 (II/2), είναι δυνατόν να θηρεύονται μόνο στα κράτη μέλη, για τα οποία έχουν σημειωθεί.....	110
Πίνακας 5.2.1.β. Συχνότητα εμφάνισης των 103 ειδών πουλιών που καταγράφηκαν στην περιοχή έρευνας την άνοιξη και το φθινόπωρο τα έτη 2008 και 2010	114
Πίνακας 5.2.1.γ. Πίνακας της ανάλυσης διακύμανσης της συχνότητας εμφάνισης των πιο κοινών ειδών πουλιών στα τρία τοπία κατά την αναπαραγωγική περίοδο	118
Πίνακας 5.2.2. Μέσοι όροι αφθονίας (\pm τυπική απόκλιση) και πυκνότητας των επιλεγμένων 51 ειδών (b.p./ha) που καταγράφηκαν κατά την αναπαραγωγική περίοδο στην περιοχή έρευνας (N = 315).....	121
Πίνακας 5.2.3.α. Περιγραφική στατιστική για τον πλούτο, την αφθονία και πυκνότητα των ειδών πουλιών	129
Πίνακας 5.2.3.β. Δείκτες ποικιλότητας, ισομέρειας και κυριαρχίας των ειδών πουλιών στα τρία τοπία της περιοχής έρευνας. Η σημαντικότητα στις τιμές των δεικτών υποδεικνύεται με τα γράμματα “a”, “b” και “c”. Οι τιμές που ακολουθούνται από το ίδιο γράμμα δεν διαφέρουν σημαντικά για το επίπεδο σημαντικότητας $p = 0,05$	132
Πίνακας 5.2.4.α. Μήτρα συσχετίσεων μεταξύ των μεταβλητών.....	134
Πίνακας 5.2.4.β. Ποσοστά διακύμανσης των περιβαλλοντικών μεταβλητών.....	136
Πίνακας 5.2.4.γ. Ερμηνεία της συνολικής διακύμανσης.....	138
Πίνακας 5.2.4.δ. Μήτρα συνιστωσών με τους συντελεστές των μεταβλητών	139
Πίνακας 5.2.4.ε. Νέα μήτρα συνιστωσών με τους συντελεστές των μεταβλητών μετά την ορθογώνια περιστροφή των αξόνων. Αναφέρονται οι σημαντικές μεταβλητές στο σχηματισμό του παράγοντα, δηλαδή όσες έχουν συντελεστές περισσότερο από 0,5	140

Πίνακας 5.2.5. Το επίπεδο σημαντικότητας P όπως προέκυψε από την ανάλυση της διωνυμικής λογιστικής παλινδρόμησης για τα 51 είδη πουλιών, που καταγράφηκαν την αναπαραγωγική περίοδο, σε σχέση με επιλεγμένες μετρικές τοπίου (SHAPE_AM, AREA_CV, GYRATE_CV, AI, IJI και FRAC_AM). Με έντονη γραφή σημειώνονται οι σημαντικές τιμές $P \leq 0,05$	146
Πίνακας 5.3.1. Κατάλογος, φαινολογία και συχνότητα εμφάνισης (%) των ειδών πουλιών που καταγράφηκαν την άνοιξη και το φθινόπωρο του έτους 2009 στην περιοχή έρευνας. Η φαινολογία των ειδών διακρίνεται στις εξής κατηγορίες: K: αναπαραγόμενο επιδημητικό είδος, μόνιμος κάτοικος, M: περαστικό κατά τη μετανάστευση, X: χειμερινός επισκέπτης, A: αναπαραγόμενο είδος που εγκαταλείπει την περιοχή το χειμώνα, καλοκαιρινός επισκέπτης.....	149
Πίνακας 5.3.2.α. Μέσοι όροι του πλούτου ειδών και τυπικές αποκλίσεις (\pm SD) υπολογίστηκαν για κάθε τύπο τοπίου και για τα 9 επιλεγμένα χωριά για την αναπαραγωγική περίοδο. Τα είδη των πουλιών αναλύθηκαν στατιστικά συνολικά και ξεχωριστά με ομάδες που καθορίστηκαν με βάση τη μεταναστευτική τους συμπεριφορά και την οικογένεια που ανήκουν. Χρησιμοποιήθηκε το <i>post hoc</i> Tukey test για να διαφανούν οι στατιστικώς σημαντικές διαφορές μεταξύ των τριών τοπίων και οι οποίες υποδεικνύονται με τα γράμματα “a”, “b” και “c”. Τιμές που ακολουθούνται από το ίδιο γράμμα δεν διαφέρουν σημαντικά για το επίπεδο σημαντικότητας $p = 0,05$. Παρουσιάζονται οι οικογένειες για τις οποίες καταγράφηκαν στην περιοχή έρευνας τουλάχιστον 2 είδη	152
Πίνακας 5.3.2.β. Μέσοι όροι του πλούτου ειδών και τυπικές αποκλίσεις (\pm SD) υπολογίστηκαν για κάθε τύπο τοπίου και για τα 9 επιλεγμένα χωριά για το φθινόπωρο. Τα είδη των πουλιών αναλύθηκαν στατιστικά συνολικά και ξεχωριστά με ομάδες που καθορίστηκαν με βάση τη μεταναστευτική τους συμπεριφορά και την οικογένεια που ανήκουν. Χρησιμοποιήθηκε το <i>post hoc</i> Tukey test για να διαφανούν οι στατιστικώς σημαντικές διαφορές μεταξύ των τριών τοπίων και οι οποίες υποδεικνύονται με τα γράμματα “a”, “b” και “c”. Τιμές που ακολουθούνται από το ίδιο γράμμα δεν διαφέρουν σημαντικά για το επίπεδο σημαντικότητας $p = 0,05$. Παρουσιάζονται οι οικογένειες για τις οποίες καταγράφηκαν στην περιοχή έρευνας τουλάχιστον 2 είδη	153
Πίνακας 5.3.2.γ. Οι δείκτες ποικιλότητας Shannon (H') και Margalef (D_{Mg}) υπολογίστηκαν για τα 3 τοπία και για κάθε επιλεγμένο χωριό. Χρησιμοποιήθηκε το <i>post hoc</i> Tukey test για να διαφανούν οι στατιστικώς σημαντικές διαφορές μεταξύ των τριών τοπίων και οι οποίες υποδεικνύονται με τα γράμματα “a”, “b” και “c”. Τιμές που ακολουθούνται από το ίδιο γράμμα δεν διαφέρουν σημαντικά για το επίπεδο σημαντικότητας $p = 0,05$. Παρουσιάζονται οι οικογένειες για τις οποίες καταγράφηκαν στην περιοχή έρευνας τουλάχιστον 2 είδη	154
Πίνακας 5.3.3.α. Συντελεστής συσχέτισης Pearson μεταξύ των ποσοτικών μεταβλητών κατά την αναπαραγωγική περίοδο στο πεδινό τοπίο	156
Πίνακας 5.3.3.β. Το γενικό γραμμικό μοντέλο επίδρασης των σημαντικότερων παραγόντων στον πλούτο ορνιθοπανίδας για το σύνολο των πουλιών και τα είδη των οικογενειών Emberizidae, Laniidae και Sylviidae κατά την αναπαραγωγική περίοδο στο πεδινό τοπίο	159
Πίνακας 5.3.3.γ. Συντελεστής συσχέτισης Pearson μεταξύ των ποσοτικών μεταβλητών κατά την αναπαραγωγική περίοδο στο ημιορεινό τοπίο.....	161
Πίνακας 5.3.3.δ. Το γενικό γραμμικό μοντέλο επίδρασης των σημαντικότερων παραγόντων στον πλούτο ορνιθοπανίδας για το σύνολο των πουλιών και τα είδη της οικογένειας Sylviidae κατά την αναπαραγωγική περίοδο στο ημιορεινό τοπίο.....	163
Πίνακας 5.3.3.ε. Συντελεστής συσχέτισης Pearson μεταξύ των ποσοτικών μεταβλητών κατά την αναπαραγωγική περίοδο στο ορεινό τοπίο	165
Πίνακας 5.3.3.στ. Το γενικό γραμμικό μοντέλο επίδρασης των σημαντικότερων παραγόντων στον πλούτο ορνιθοπανίδας για το σύνολο των πουλιών, τα είδη μόνιμοι κάτοικοι και τα είδη της οικογένειας Sylviidae κατά την αναπαραγωγική περίοδο στο ορεινό τοπίο.....	167
Πίνακας 5.3.3.ζ. Συντελεστής συσχέτισης Pearson μεταξύ των ποσοτικών μεταβλητών κατά την διάρκεια του φθινοπώρου στο πεδινό τοπίο.....	169
Πίνακας 5.3.3.η. Το γενικό γραμμικό μοντέλο επίδρασης των σημαντικότερων παραγόντων στον πλούτο ορνιθοπανίδας για το σύνολο των πουλιών και τα είδη των οικογενειών Emberizidae, Laniidae και Sylviidae κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου στο πεδινό τοπίο.....	171
Πίνακας 5.3.3.θ. Συντελεστής συσχέτισης Pearson μεταξύ των ποσοτικών μεταβλητών κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου στο ημιορεινό τοπίο	172
Πίνακας 5.3.3.ι. Το γενικό γραμμικό μοντέλο επίδρασης των σημαντικότερων παραγόντων στον πλούτο ορνιθοπανίδας για το σύνολο των πουλιών και τα είδη της οικογένειας Sylviidae κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου στο ημιορεινό τοπίο.....	174
Πίνακας 5.3.3.κ. Συντελεστής συσχέτισης Pearson μεταξύ των ποσοτικών μεταβλητών κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου στο ορεινό τοπίο	175

Πίνακας 5.3.3.λ. Το γενικό γραμμικό μοντέλο επίδρασης των σημαντικότερων παραγόντων στον πλούτο ορνιθοπανίδας για το σύνολο των πουλιών, τα είδη μόνιμοι κάτοικοι και τα είδη των οικογενειών Fringillidae, Picidae και Turdidae κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου στο ορεινό τοπίο	178
Πίνακας 5.4.1.α. Αριθμός οικογενειών, γενών και ειδών στα διάφορα στάδια εξέλιξης του τοπίου	180
Πίνακας 5.4.1.β. Είδη με την υψηλότερη (> 20%) μέση συχνότητα εμφάνισης (%) στα τέσσερα στάδια εξέλιξης του τοπίου	181
Πίνακας 5.4.1.γ. Δείκτες ποικιλότητας, ισομέρειας και κυριαρχίας των φυτικών ειδών στα τέσσερα στάδια εξέλιξης του τοπίου. Οι τιμές που ακολουθούνται από το ίδιο γράμμα δεν διαφέρουν σημαντικά για το επίπεδο σημαντικότητας $p = 0,05$	183
Πίνακας 5.4.2. Πίνακας της ανάλυσης διακύμανσης για τον πλούτο ειδών πουλιών σε σχέση με τον πλούτο φυτικών ειδών.....	184
Πίνακας 5.5.1. Πίνακας της ανάλυσης διακύμανσης για τον αριθμό χωροσηφίδων (NP) και το ποικιλότητας τοπίου Shannon (SHDI)	188
Πίνακας 5.5.2.α. Πίνακας της ανάλυσης διακύμανσης για τους δείκτες σχήματος (SHAPE_AM, FRAC_AM), επιφάνειας (GYRATE_CV) και κατακερματισμού του τοπίου (JI).....	190
Πίνακας 5.5.2.β. Πίνακας της ανάλυσης διακύμανσης για το δείκτη συνεκτικότητας (COHESION) των χωροσηφίδων του τοπίου	191
Πίνακας 5.5.3. Πίνακας της ανάλυσης διακύμανσης για την απόσταση από τους οικισμούς.....	192
Πίνακας 5.5.4. Πίνακας της ανάλυσης διακύμανσης για την απόσταση από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις	193
Πίνακας 5.5.5. Πίνακας της ανάλυσης διακύμανσης για την απόσταση από τα γεωργικά κτίρια.....	195

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΕΙΚΟΝΩΝ

Εικόνα 2.1.1. Τα συστατικά του τοπίου	17
Εικόνα 2.1.3. Μέσα σε ένα ουδέτερο μωσαϊκό π.χ. με δένδρα (Α), κάθε είδος απαιτεί μια συγκεκριμένη χωρική διάταξη. Για κούρνιασμα, ένας οργανισμός απαιτεί τη διάρθρωση (Β), ενώ για αναζήτηση τροφής απαιτεί τη διάρθρωση (Γ). Εάν το μωσαϊκό έχει τέτοιους πιθανούς σχηματισμούς, τότε αποτελεί και ενδιαίτημα γι' αυτούς τους οργανισμούς.....	21
Εικόνα 2.2.1.α. Οι μορφές αποθήκευσης γεωγραφικών δεδομένων είναι: (Α) η διανυσματική μορφή (vector), (Β) η ψηφιδωτή (raster) και (Γ) η τριγωνική (ΤΙΝ) (παράδειγμα: η περιοχή της Θεσσαλίας).....	23
Εικόνα 2.2.1.β. Σχηματική παράσταση της διαδικασίας της οικολογικής αξιολόγησης με και χωρίς τη συμμετοχή οικολογικών μοντέλων και εργαλείων των ΓΣΠ της οικολογίας τοπίου	32
Εικόνα 4.1.2. Ορθοεικόνα ASTER ως ψευδοέγχρωμη απεικόνιση των καναλιών 1, 2 και 3 (RGB: 3N-2-1) που χρησιμοποιήθηκε στην παραγωγή δεδομένων κάλυψης/χρήσης γης	63
Εικόνα 4.1.4. Επίδραση της ισομέρειας των χωροψηφίδων διαφορετικών τύπων κάλυψης στην τιμή του δείκτη ποικιλότητας Shannon.....	69
Εικόνα 4.4.1. Οι τέσσερις τύποι βλάστησης.....	86

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΓΡΑΦΗΜΑΤΩΝ

Γράφημα 3.2.2. Ομβροθερμικό διάγραμμα σύμφωνα με τα στοιχεία του Μετεωρολογικού Σταθμού Φλαμουλίου Τρικάλων της Εθνικής Μετεωρολογικής Υπηρεσίας (ΕΜΥ) για την χρονική περίοδο 1974 – 2009.....	45
Γράφημα 3.3.2. Πραγματικός πληθυσμός στις 6 Δημοτικές Ενότητες της περιοχής έρευνας κατά την απογραφή του 2001	53
Γράφημα 3.3.3.α. Κατανομή στρεμμάτων ανά είδος δενδρώδους καλλιέργειας για το σύνολο της περιοχής έρευνας το έτος 2007 (ΕΛ.ΣΤΑΤ 2007).....	
Γράφημα 3.3.3.β. Κατανομή στρεμμάτων ανά είδος καλλιέργειας για το σύνολο της περιοχής έρευνας το έτος 2007 (ΕΛ.ΣΤΑΤ 2007).....	
Γράφημα 3.3.3.γ. Διαχρονική μεταβολή των αρδευόμενων εκτάσεων γεωργικής γης για τον Ν. Τρικάλων τη χρονική περίοδο 1997-2007	
Γράφημα 3.3.3.δ. Διαχρονική μεταβολή των γεωργικών εκτάσεων σε αγρανάπαυση για το σύνολο της περιοχής έρευνας τη χρονική περίοδο 1997-2007.....	
Γράφημα 4.1. Επισκόπηση της εννοιολογικής προσέγγισης και του πειραματικού σχεδιασμού της παρούσας διατριβής. Η ορνιθοπανίδα καταγράφηκε σε τρία τοπία διαφορετικής υψομετρικής ζώνης (315 θέσεις δειγματοληψίας) και περιμετρικά 9 χωριών στις διαφορετικές υψομετρικές ζώνες (288 θέσεις δειγματοληψίας).....	60
Γράφημα 5.2.1.α. Ποσοστό συμμετοχής των διαφόρων τάξεων πουλιών που καταγράφηκαν στην περιοχή έρευνας.....	109
Γράφημα 5.2.1.β. Συχνότητα εμφάνισης (%) των ειδών πουλιών που καταγράφηκαν στην περιοχή έρευνας κατά την αναπαραγωγική περίοδο (επάνω) και το φθινόπωρο (κάτω).....	116
Γράφημα 5.2.1.γ. Συχνότητα εμφάνισης (%) των οικογενειών πουλιών στο πεδινό τοπίο της περιοχής έρευνας	117
Γράφημα 5.2.1.δ. Συχνότητα εμφάνισης (%) των οικογενειών πουλιών στο ημιορεινό τοπίο της περιοχής έρευνας.....	117
Γράφημα 5.2.1.ε. Συχνότητα εμφάνισης (%) των οικογενειών πουλιών στο ορεινό τοπίο της περιοχής έρευνας	118
Γράφημα 5.2.2.α. Η κατανομή που ακολουθεί η ορνιθοπανίδα της περιοχής έρευνας με βάση τα δυο μοντέλα Log series και Log Normal.....	120
Γράφημα 5.2.2.β. Απεικόνιση της σχέσης μεταξύ του πλούτου ειδών S, του δείκτη ποικιλότητας Shannon-Wiener H' και της ομοιομορφίας κατανομής E για την κατανομή της ορνιθοπανίδας στο τοπίο.....	120
Γράφημα 5.2.2.γ. Κατανομή των τιμών του δείκτη ποικιλότητας Shannon-Weiner και Margalef της ορνιθοπανίδας για την περιοχή έρευνας	127
Γράφημα 5.2.3.α. Καμπύλες συσσώρευσης των ειδών πουλιών στο πεδινό (Α), ημιορεινό (Β) και ορεινό (Γ) τοπίο	128
Γράφημα 5.2.3.β. Θηκογράμματα κατανομής του πλούτου ειδών πουλιών στα τρία τοπία της περιοχής έρευνας κατά την αναπαραγωγική περίοδο. Οι ακραίες τιμές περιγράφονται με «ο»	130
Γράφημα 5.2.3.γ. Θηκογράμματα κατανομής της αφθονίας πουλιών στα τρία τοπία της περιοχής έρευνας κατά την αναπαραγωγική περίοδο. Οι ακραίες τιμές περιγράφονται με «ο», ενώ με «*» περιγράφονται οι εξαιρετικά ακραίες τιμές	130
Γράφημα 5.2.3.δ. Θηκογράμματα κατανομής της πυκνότητας (b.p./ha) αναπαραγόμενων πουλιών στα τρία τοπία της περιοχής έρευνας κατά την αναπαραγωγική περίοδο. Οι ακραίες τιμές περιγράφονται με «ο», ενώ με «*» περιγράφονται οι εξαιρετικά ακραίες τιμές	131
Γράφημα 5.2.4.α. Scree plot για τις περιβαλλοντικές μεταβλητές	137
Γράφημα 5.2.4.β. Τρισδιάστατο γράφημα των τριών κύριων συνιστωσών. Τα τοπογραφικά χαρακτηριστικά που απεικονίζονται είναι τα εξής: υψόμετρο=elevation, Β=βόρειες εκθέσεις, Ε=επίπεδες εκθέσεις, ΒΕ=βόρειες και επίπεδες εκθέσεις, ΒΝ=βόρειες και νότιες εκθέσεις, ΝΒ=νότιες και βόρειες εκθέσεις, Ν=νότιες εκθέσεις, αλλούβια=allouvia, τριτογενείς αποθέσεις=tritogeneis, γνεύσιοι=gneysioi, σκληροί σχιστόλιθοι=skliroi_sxistolithoi, σχιστόλιθοι=sxistolithoi, αβαθές έδαφος=avathes, βαθύ έδαφος=deep, μέτρια διάβρωση=slight_erosion και καμία διάβρωση=no_erosion. Τα φυσιογνωμικά χαρακτηριστικά του τοπίου που απεικονίζονται είναι τα εξής: % κάλυψη ποωδών φυτών=herb, % κάλυψη χαμηλών θάμνων=small_shrubs, % κάλυψη υψηλών θάμνων=tall_shrubs, % κάλυψη δένδρων=tree, % κάλυψη γυμνού εδάφους=bareground, αριθμός ειδών θάμνων= shrub_sp, αριθμός ειδών δένδρων=tree_sp και μέσο ύψος δένδρων=tree_height.Τέλος, απεικονίζεται ο πλούτος των ειδών πουλιών (richness) και οι χωρικές μετρικές: ο δείκτης σταθμισμένου μέσου κλασματικής διάστασης επιφάνειας χωροσηφίδας (FRAC_AM) και ο δείκτης διασποράς και γειτνίασης (II)	141
Γράφημα 5.2.4.γ. Διάγραμμα χωροδιάταξης των περιβαλλοντικών μεταβλητών στους δυο κύριους άξονες της ανάλυσης κύριων συνιστωσών. Τα τοπογραφικά χαρακτηριστικά που απεικονίζονται είναι τα εξής: υψόμετρο=elevation, Β=βόρειες εκθέσεις, Ε=επίπεδες εκθέσεις, ΒΕ=βόρειες και επίπεδες εκθέσεις,	

αλλούβια=allouvia, τριτογενείς αποθέσεις=tritogeneis, γνεύσιοι=gneysioi, σχιστόλιθοι=sxistolithoi, αβαθές έδαφος=avathes, βαθύ έδαφος=deep, μέτρια διάβρωση=slight erosion και καμία διάβρωση=no erosion. Τα φυσιγνωμικά χαρακτηριστικά του τοπίου που απεικονίζονται είναι τα εξής: % κάλυψη ποωδών φυτών=% herbaceous, % κάλυψη χαμηλών θάμνων= % small shrubs, % κάλυψη υψηλών θάμνων=% tall shrubs, % κάλυψη δένδρων=% tree, % κάλυψη γυμνού εδάφους=% bare ground, αριθμός ειδών θάμνων= shrub sp., αριθμός ειδών δένδρων=tree sp. και μέσο ύψος δένδρων=tree height. Οι χωρικές μετρικές που απεικονίζονται είναι ο δείκτης σταθμισμένου μέσου κλασματικής διάστασης επιφάνειας χωρονηφίδας=FRAC_AM και ο δείκτης διασποράς και γειτνίασης=IIJ.....	143
Γράφημα 5.2.5. Ομαδοποίηση των ειδών πουλιών με βάση τον τύπο ενδιαίτηματος που καταγράφηκαν ...	145
Γράφημα 5.4.1.α. Μέσοι όροι και τυπικά σφάλματα του πλούτου των φυτικών ειδών στα τέσσερα στάδια εξέλιξης του τοπίου. Οι μέσες τιμές που ακολουθούνται από το ίδιο γράμμα στο σχήμα δεν διαφέρουν σημαντικά για το επίπεδο σημαντικότητας $p=0,05$	182
Γράφημα 5.4.1.β. Μέσοι όροι και τυπικά σφάλματα της αφθονίας των φυτικών ειδών στα τέσσερα στάδια εξέλιξης του τοπίου	182
Γράφημα 5.4.1.γ. Διάγραμμα κατάταξης των φυτοκοινοτήτων των τεσσάρων σταδίων εξέλιξης του τοπίου κατά τη φυτοποικιλότητά τους (διάγραμμα Rényi).....	184
Γράφημα 5.5.1. Διάστημα εμπιστοσύνης των μέσων όρων για τα επτά είδη πουλιών σε σχέση με δυο δείκτες σύνθεσης του τοπίου, τον αριθμό χωρονηφίδων (επάνω) και το δείκτη ποικιλότητας Shannon (κάτω).....	189
Γράφημα 5.5.2.α. Διάστημα εμπιστοσύνης των μέσων όρων για τα επτά είδη πουλιών σε σχέση με τους δείκτες σχήματος (SHAPE_AM, FRAC_AM), επιφάνειας (GYRATE_CV) και κατακερματισμού του τοπίου (IIJ).....	191
Γράφημα 5.5.2.β. Διάστημα εμπιστοσύνης των μέσων όρων για τα επτά είδη πουλιών σε σχέση με το δείκτη συνεκτικότητας (COHESION) των χωρονηφίδων του τοπίου	192
Γράφημα 5.5.3. Διάστημα εμπιστοσύνης των μέσων όρων για τα επτά είδη πουλιών σε σχέση με την απόσταση από τους οικισμούς.....	193
Γράφημα 5.5.4. Διάστημα εμπιστοσύνης του μέσου όρου για τα επιλεγμένα είδη πουλιών σε σχέση με την απόσταση από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις	194
Γράφημα 5.5.5. Διάστημα εμπιστοσύνης του μέσου όρου για τα επιλεγμένα είδη πουλιών σε σχέση με την απόσταση από τα γεωργικά κτίρια	195
Γράφημα 5.5.6.α. Θηκογράμματα κατανομής των επτά ειδών πουλιών σε σχέση με τον αριθμό χωρονηφίδων. Οι ακραίες τιμές περιγράφονται με «ο», ενώ οι εξαιρετικά ακραίες τιμές περιγράφονται με «*»	196
Γράφημα 5.5.6.β. Θηκογράμματα κατανομής των επτά ειδών πουλιών σε σχέση με την απόσταση από τους οικισμούς. Οι ακραίες τιμές περιγράφονται με «ο»	197
Γράφημα 5.5.6.γ. Θηκογράμματα κατανομής των επτά ειδών πουλιών σε σχέση με την απόσταση από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις. Οι ακραίες τιμές περιγράφονται με «ο», ενώ οι εξαιρετικά ακραίες περιγράφονται με «*».....	197

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΧΑΡΤΩΝ

Χάρτης 3.1. Χάρτης προσανατολισμού της περιοχής έρευνας με τα τρία διαφορετικά τοπία (κεντρικό και ανατολικό τμήμα του Νομού Τρικάλων).....	41
Χάρτης 3.2.1. Χάρτης των βιοκλιματικών ορόφων της Ελλάδας.....	42
Χάρτης 3.2.3. Γεωτεκτονικό σχήμα των Ελληνίδων ζωνών. Rh: Μάζα της Ροδόπης, Sm: Σερβομακεδονική μάζα, CR: Περιοδοπική ζώνη, (Pe: Ζώνη Παιονίας, Pa: Ζώνη Πάικου, Al: Ζώνη Αλμωπίας ή Ζώνη Αξιού, Pl: Πελαγονική Ζώνη, Ac: Αττικο – Κυκλαδική ζώνη, Sp: Υποπελαγονική ζώνη ή ζώνη Ανατολικής Ελλάδας, Pk: Ζώνη Παρνασσού – Γκιώνας, P: Ζώνη Πίνδου, G: Ζώνη Γαβρόβου – Τρίπολης, I: Ιόνιος Ζώνη, Px: Ζώνη Παζών ή Προαπούλια, Au: Ενότητα «Ταλέα όρη – πλακώδεις ασβεστόλιθοι» πιθανόν της Ιονίου ζώνης.....	46
Χάρτης 3.2.4.α. Φυτοκοινωνικός χάρτης της Ελλάδας κατά Ντάφη (1973).....	48
Χάρτης 3.2.4.β. Χάρτης Βλάστησης της Ελλάδας κατά Μαυρομμάτη (1978).....	49
Χάρτης 3.3.3. Κλιμάκωση του μεγέθους των αγροτεμαχίων (σε στρέμματα) σε δειγματοληπτική επιφάνεια 1 Km ² στα τρία τοπία της περιοχής έρευνας.....	57
Χάρτης 4.3.2. Πειραματικό σχέδιο συστηματικής δειγματοληψίας στις τέσσερις κατευθύνσεις του ορίζοντα γύρω από το κέντρο ενός χωριού (Υπόβαθρο: Google Earth).....	81
Χάρτης 4.4.1. Κατανομή των πειραματικών επιφανειών για τους διαφορετικούς τύπους βλάστησης στις τέσσερις κατευθύνσεις του ορίζοντα κατά μήκος νοητής ευθείας (Υπόβαθρο: Google Earth).....	87
Χάρτης 5.1.1. Χάρτης κλίσεων της περιοχής έρευνας.....	92
Χάρτης 5.1.2. Χάρτης εκθέσεων της περιοχής έρευνας.....	93
Χάρτης 5.1.3. Ψηφιακό μοντέλο του εδάφους της περιοχής έρευνας.....	94
Χάρτης 5.1.4. Χάρτης κατανομής μητρικού πετρώματος της περιοχής έρευνας.....	95
Χάρτης 5.1.5. Χάρτης βάθους εδάφους της περιοχής έρευνας.....	96
Χάρτης 5.1.6. Χάρτης υφιστάμενης διάβρωσης εδάφους της περιοχής έρευνας.....	97
Χάρτης 5.1.7. Καλύψεις/χρήσεις γης της περιοχής έρευνας.....	98
Χάρτης 5.3. Τα εννέα επιλεγμένα χωριά με την αντίστοιχη πληθυσμιακή τους πυκνότητα (κατ./km ²) στα τρία τοπία της περιοχής έρευνας.....	148

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1

ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Το τοπίο σύμφωνα με τη Σχολή Γεωγραφίας του Μπέρκλεϋ ορίστηκε αρχικά ως ένα τμήμα της επιφάνειας της γης που γίνεται κατανοητό με μια ματιά (Jackson 1984). Παραδοσιακά, το τοπίο νοείται από τη γεωγραφική επιστήμη ως μια ορατή έκφραση του ανθρωπογενούς περιβάλλοντος (Urry 1995). Το τοπίο δηλαδή αποτελεί τρόπο συσχετισμού του ανθρώπου με το χώρο, είναι γεωγραφική σχέση (Τερκενλή 2005). Πέρα όμως από κάποιες φυσικές διαδικασίες, όπως οι ηφαιστιακές εκρήξεις, οι πυρκαγιές, η κλιματική αλλαγή, που μπορούν να αποτελέσουν αίτια αλλοίωσης του τοπίου, ο άνθρωπος είναι αναμφισβήτητα η κυριότερη αιτία αλλοίωσης του τοπίου. Ιδιαίτερα τα αγροτικά τοπία προκύπτουν από το διαφορετικό τρόπο άσκησης της γεωργίας και κτηνοτροφίας πάνω στα φυσικά στοιχεία ενός τοπίου, όπως αλσύλλια, φυτοφράχτες, λογωμένες εκτάσεις, καθώς και από το ιδιοκτησιακό καθεστώς των εκμεταλλεύσεων. Με άλλα λόγια, ένα αγροτικό τοπίο είναι ένας συνδυασμός αγροτεμαχίων, το μέγεθος των οποίων, η μορφή και ο τρόπος με τον οποίο συνδυάζονται στο χώρο, τόσο μεταξύ τους όσο και με άλλα στοιχεία (δρόμους, οικισμούς, γεωργικά κτίρια, κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις), καθορίζουν τη δομή του.

Ένα οικοσύστημα χαρακτηρίζεται περισσότερο σταθερό όσο μεγαλύτερη είναι η βιοποικιλότητά του. Η βιολογική ποικιλότητα ή απλώς βιοποικιλότητα ενός οικοσυστήματος συσχετίζεται με την πολυπλοκότητα των σχέσεων και λειτουργιών των διαφόρων έμβιων ειδών· η μεγαλύτερη βιοποικιλότητα ισοδυναμεί με περισσότερα είδη και μεγέθη τροφικών σχέσεων ανάμεσα στους οργανισμούς που εντάσσονται σε αυτή. Το μέγεθός της ορίζεται από το πλήθος των ειδών από τα οποία απαρτίζεται η βιοκοινότητα. Σε περίπτωση που αυτή είναι μικρή, τότε σε μια σημαντική εξωτερική διαταραχή είναι πιθανόν το οικοσύστημα να μη διαθέτει τους μηχανισμούς που θα το επαναφέρουν στην αρχική κατάσταση ισορροπίας του (ομοιόσταση) και να καταστραφεί. Συνεπώς, σε κάθε περίπτωση υπάρχει ένα ελάχιστο όριο ειδών, κάτω από το οποίο τα οικοσυστήματα δεν μπορούν να λειτουργήσουν. Για παράδειγμα, κανένα οικοσύστημα δεν μπορεί να λειτουργήσει χωρίς φυτά και αποικοδομητές. Συμπερασματικά, η ποικιλότητα μιας

βιοκοινότητας ενδυναμώνει τη σταθερότητά της, ενώ η μείωσή της την οδηγεί σε ομοιομορφία, ενθαρρύνοντας την αστάθεια, με αποτέλεσμα το οικοσύστημα να οδηγείται προς την καταστροφή. Στην προσπάθεια να επιβραδυνθεί ο ρυθμός απώλειας των ειδών διεξάγονται έρευνες που αφορούν στις επιπτώσεις της απώλειας, υποβάθμισης και κατακερματισμού των ενδιαιτημάτων με απώτερο σκοπό τον περιορισμό αυτών των απωλειών. Αυτό αποτελεί σημαντικό ερευνητικό πεδίο στις επιστήμες της Οικολογίας, της Οικολογίας Τοπίου, της Βιολογίας Διατήρησης και της Διαχείρισης Φυσικών Πόρων.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2

ΑΝΑΣΚΟΠΗΣΗ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑΣ

2.1 Η έννοια του τοπίου και της οικολογίας τοπίου

Ο όρος «οικολογία τοπίου» (landscape ecology) συνδέθηκε με το γερμανό βιογεωγράφο Carl Troll προς τα τέλη του 1930 που ήθελε να συνδυάσει τη δομικά «οριζόντια» προσέγγιση των γεωγράφων με τη λειτουργικά «κατακόρυφη» προσέγγιση των οικολόγων (Farina 2006). Υπάρχουν πολλοί διαφορετικοί ορισμοί για τον ευρέως χρησιμοποιούμενο όρο «τοπίο» (landscape). Η έννοια του τοπίου περιλαμβάνει μια έκταση γης, η οποία συντίθεται από ένα μωσαϊκό χωροσηφίδων (patches) ή μικρότερων στοιχείων τοπίου (landscape elements) (McGarigal and Marks 1995). Αυτός ο ορισμός διαφέρει από την έννοια του οικοσυστήματος γιατί εστιάζει σε ένα σύνολο από οικοσυστήματα και στις αλληλεπιδράσεις τους. Σύμφωνα με τον Ισπικούδη (2007), το τοπίο είναι ένα παλίμψηστο πάνω στο οποίο η κάθε γενιά εγγράφει τις δραστηριότητές της, τις εντυπώσεις της, ενώ αφαιρεί κάποια από τα ίχνη και τα σημάδια των προηγούμενων γενιών. Πολλά από τα χαρακτηριστικά στοιχεία του τοπίου, όταν εξετάζονται μεμονωμένα, πιθανόν να είναι ασήμαντα, αλλά όλα μαζί συνθέτουν μια σημαντική ολότητα, που χαρακτηρίζει έναν τόπο.

Ως χωροσηφίδες χαρακτηρίζονται τα βασικά στοιχεία από τα οποία αποτελείται το τοπίο. Άλλοι όροι οι οποίοι αναφέρονται σε αυτό το βασικό στοιχείο του τοπίου και που χρησιμοποιούν οι οικολόγοι τοπίου είναι ο «οικότοπος» (ecotope), ο «βιότοπος» (biotope), το «συστατικό του τοπίου» (landscape component), το «συστατικό στοιχείο του τοπίου» (landscape element), η «μονάδα τοπίου» (landscape unit), το «κύτταρο τοπίου» (landscape cell) και ο «γεώτοπος» (geotope) (Naveh and Lieberman 1984, Woodmansee 1992, Zonneveld 1995). Οι χωροσηφίδες από τις οποίες αποτελείται ένα τοπίο δεν είναι αυτοκαθοριζόμενες, αλλά καθορίζονται ανάλογα με το φαινόμενο στο οποίο αναφέρονται. Από οικολογικής πλευράς, οι χωροσηφίδες είναι σχετικά ασυνεχείς περιοχές ή χρονικές περίοδοι από σχετικά ομοιογενείς περιβαλλοντικές συνθήκες σε εύρος χωρικής και χρονικής κλίμακας. Από γεωγραφικής άποψης, τα τοπία, ως πολυσύνθετη πραγματικότητα, υπάρχουν στον ιστορικό χρόνο και λειτουργούν ως συστήματα ενέργειας, ύλης και

πληροφοριών τα οποία ρέουν και περιπλέκονται σε ένα πραγματικό, αντιληπτικό και συμβολικό επίπεδο. Με άλλα λόγια, αναπαριστούν δομές ύλης οι οποίες αντανakλούν στη βασική οργάνωση της κοινωνίας και της οικονομίας (Terkenli 2001).

Η οικολογία τοπίου είναι από τους νεότερους κλάδους της επιστήμης της οικολογίας που αρχικά συσχετίστηκε με την επίδραση του ανθρώπου (Naveh and Lieberman 1984), ενώ σχετικά γρήγορα έγινε αποδεκτή από τους οικολόγους ως μια πολλά υποσχόμενη νέα πτυχή των οικολογικών μελετών (Forman and Godron 1986, Turner et al. 1989, Wiens et al. 1993, Forman 1995, Farina 1998, Turner et al. 2001). Η οικολογία τοπίου ως ξεχωριστή επιστήμη μπορεί να προσδιοριστεί με ποικίλους ορισμούς:

«Οικολογία τοπίου είναι η επιστήμη που εστιάζει το ενδιαφέρον της πάνω στα εξής τρία χαρακτηριστικά του τοπίου: (1) τη δομή (structure), δηλαδή τις χωρικές σχέσεις ανάμεσα στα ευδιάκριτα οικοσυστήματα που αφορούν στην κατανομή της ενέργειας, της ύλης και των ειδών, σε σχέση με το μέγεθος, τα σχήματα, τις κατηγορίες και τους σχηματισμούς των οικοσυστημάτων, (2) τη λειτουργία (function), δηλαδή τις αλληλεπιδράσεις μεταξύ των στοιχείων του χώρου και των δομικών χαρακτηριστικών του τοπίου, όπως είναι η ροή της ενέργειας, η κίνηση της ύλης και των ειδών ως συστατικά του συστήματος και (3) την αλλαγή (change), δηλαδή τη μεταβολή της δομής και λειτουργίας του τοπίου με την πάροδο του χρόνου, που οφείλεται κυρίως σε ανθρωπογενείς αιτίες και λιγότερο σε φυσικές» (Forman 1983).

«Οικολογία τοπίου είναι η επιστήμη που έχει ως κίνητρο την ανάγκη να κατανοήσει την ανάπτυξη και δυναμική του μοτίβου των οικολογικών φαινομένων, το ρόλο της διαταραχής στα οικοσυστήματα και τις χαρακτηριστικές χωρικές και χρονικές κλίμακες των οικολογικών συμβάντων» (Urban et al. 1987).

«Οικολογία τοπίου είναι η επιστήμη που δίνει έμφαση σε χωρικά μεγάλες κλίμακες και στις οικολογικές επιπτώσεις της χωρικής διάρθρωσης των οικοσυστημάτων» (Turner et al. 1989).

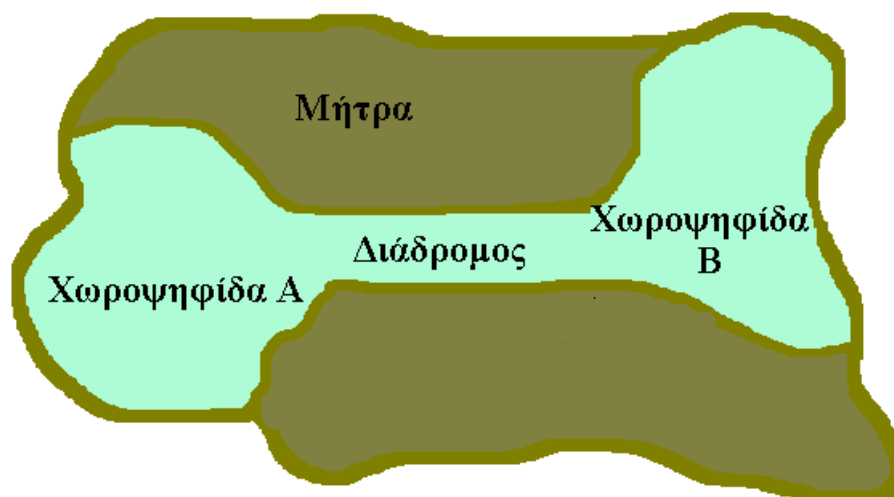
«Οικολογία τοπίου είναι η μελέτη των λειτουργικών, δομικών και χρονικών ιδιοτήτων ενός τοπίου που αποτελείται από χαρακτηριστική διάταξη οικοσυστημάτων» (Vos and Stordelder 1992).

«Οικολογία τοπίου είναι η επιστήμη που σχετίζεται με τις επιδράσεις της χωρικής διάρθρωσης του μωσαϊκού σε μια μεγάλη ποικιλία οικολογικών φαινομένων» (Wiens et al. 1993).

Σύμφωνα με τη θεώρηση του Zonneveld (1995), η οικολογία τοπίου περιλαμβάνει τη μελέτη της διάταξης ή διάρθρωσης των τοπίων (landscape patterns) στην εξέλιξη του χρόνου, δηλαδή τη διαχρονική μελέτη των αλλαγών χρήσεων γης και της δομής του τοπίου σε σχέση με τις αλλαγές στη διαχείρισή του. Όμως, ο Bankon (1998) υποστηρίζει ότι αυτή η θεώρηση είναι ανεπαρκής για να εξηγήσει τις σύνθετες σχέσεις που αναπτύσσονται μεταξύ του τύπου του μωσαϊκού των τοπίων και των αιτιών που το διαμορφώνουν και για αυτό δεν πρέπει να ερευνάται μόνο η διάρθρωση των τοπίων αλλά και η σύνδεσή της με τις ανθρώπινες δραστηριότητες.

2.1.1 Συστατικά του τοπίου

Ένα τοπίο αποτελείται από ένα μωσαϊκό χωροψηφίδων. Ο πρωτεύον ρόλος της οικολογίας τοπίου είναι η παραδοχή ότι οι οικολογικές διεργασίες (δυναμική των πληθυσμών, βιοποικιλότητα, οικοφυσιολογικές διεργασίες των οικοσυστημάτων) επηρεάζουν και επηρεάζονται από τη δυναμική αλληλεπίδραση στο εσωτερικό των οικοσυστημάτων. Η διάκριση των δομικών συστατικών ενός τοπίου διαφέρει ανάλογα με το αν η προσέγγιση είναι ανθρωποκεντρική ή πιο ανεξάρτητη. Το δημοφιλέστερο μοντέλο στη βιβλιογραφία για την απόδοση των συστατικών του τοπίου σε ένα θεματικό χάρτη είναι γνωστό ως το μοντέλο χωροψηφίδα-διάδρομος-μήτρα (patch-corridor-matrix model) (Forman 1995). Σύμφωνα με αυτό το μοντέλο, αναγνωρίζονται τρία βασικά στοιχεία του τοπίου, ενώ η έκταση και η διάρθρωση αυτών των στοιχείων καθορίζει το χωρικό μοτίβο του τοπίου (Forman and Godron 1986, Ισπικούδης 2007) (Εικόνα 2.1.1):



Εικόνα 2.1.1. Τα συστατικά του τοπίου.

1. Χωροψηφίδες (patches): ένα μωσαϊκό τοπίου αποτελείται συνήθως από ένα σύνολο διαφορετικών χωροψηφίδων (Urban et al. 1987), με ή χωρίς βλάστηση και διακρίνονται σε:

- (α) εφήμερες χωροψηφίδες (ephemeral patches) που είναι εποχιακές λόγω μιας διαταραχής,
- (β) σημειακές χωροψηφίδες διαταραχής (spot disturbance patches) που αφορούν μικρή διαταραγμένη περιοχή ή μεγάλη γύρω από μικρή αδιατάρακτη,
- (γ) εισαγόμενες χωροψηφίδες (introduced patches) από τον άνθρωπο, όπως οι καλλιέργειες και οι κατοικίες,
- (δ) περιβαλλοντικές χωροψηφίδες (environmental resource patches) που είναι σχετικά μόνιμες εξαιτίας της χωροταξικής ψηφιδοποίησης των περιβαλλοντικών πόρων (έδαφος, τοπογραφικοί παράγοντες) και
- (ε) απομεινάρια χωροψηφίδων (remnant patches) προερχόμενα από μια εκτεταμένη διαταραχή γύρω από μια σχετικά μικρή περιοχή.

Οι χωροψηφίδες είναι δυναμικές και υπάρχουν σε μια ποικιλία χωρικής και χρονικής κλίμακας. Μια χωροψηφίδα οποιασδήποτε κλίμακας έχει μια εσωτερική δομή που προκύπτει από τον κατακερματισμό στις πιο μικρές κλίμακες. Για παράδειγμα, η μικρότερη κλίμακα στην οποία ένας οργανισμός αντιδρά στη δομή της χωροψηφίδας είναι το ίχνος (grain) του. Αυτή η κατώτερη κλίμακα της ετερογένειας είναι το επίπεδο της ανάλυσης στο οποίο το μέγεθος της χωροψηφίδας γίνεται τόσο μικρό που το άτομο ή το είδος σταματά να αντιδρά σε αυτό, ακόμη και αν η δομή της χωροψηφίδας μπορεί να υπάρξει και σε μια λεπτή ανάλυση. Παρόμοια, η «έκταση» (extent) είναι η ανώτερη

κλίμακα της ετερογένειας στην οποία αντιδρά ένας οργανισμός. Σε επίπεδο ατόμου, η έκταση καθορίζεται από τη διάρκεια της ζωής του ατόμου και ποικίλει ανάμεσα στα άτομα και τα είδη. Πιο γενικά, η έκταση ποικίλει ανάλογα με το επίπεδο οργάνωσης (άτομο, πληθυσμός, μεταπληθυσμός).

2. Διάδρομοι (corridors): είναι γραμμικές χωροσηφίδες που χρησιμεύουν για την κίνηση του νερού, της άγριας πανίδας ή των ανθρώπων και διακρίνονται σε:

(α) γραμμικούς (φράχτες, πρανή δρόμων), (β) λωρίδες (αντιπυρικές, γραμμές όπου περνούν καλώδια), (γ) δίκτυα και (δ) υδάτινους. Μπορούν να κυμαίνονται από ευρείς σε στενούς, με υψηλή αλλά και χαμηλή συνδεσιμότητα. Αυτές οι μεταβλητές επηρεάζουν το ρόλο που παίζουν οι διάδρομοι στα χωρικά μοτίβα του τοπίου και τις οικολογικές διαδικασίες. Οι διάδρομοι αποτελούν συχνά διασυνδεδεμένα δίκτυα σε όλο το τοπίο, όπως είναι για παράδειγμα τα οδικά δίκτυα και τα δίκτυα θαμνοστοιχιών. Χαρακτηριστικά των διαδρόμων όπως το πλάτος, η συνδεσιμότητα, η στένωση, η καμπυλότητα και οι κόμβοι ελέγχουν τη σημαντική λειτουργία ενός διαδρόμου ως «γέφυρα» ή «εμπόδιο» για την κίνηση των ειδών (Forman and Godron 1984). Τα περισσότερα είδη αποφεύγουν να διασχίσουν στενούς διαδρόμους (Cantwell and Forman 1993).

3. Θεμελιώδης επιφάνεια ή μήτρα (matrix): είναι το υπόβαθρο όπου τοποθετούνται οι χωροσηφίδες και οι διάδρομοι, το οποίο ασκεί ισχυρή επιρροή σε όλες τις διεργασίες που συμβαίνουν μέσα σ' αυτό. Διακρίνονται τέσσερις βασικοί τύποι τοπίου με βάση τη μήτρα: (α) τοπία με διάσπαρτες χωροσηφίδες, (β) τοπία με πλέγμα (δικτυωτό) διαδρόμων ή και συνδυασμού με χωροσηφίδες, (γ) τοπία με αλληλομπλεκόμενα τα δομικά συστατικά τους και (δ) τοπία τύπου σκακιέρας, όπως για παράδειγμα τα αγροτικά τοπία. Τα χαρακτηριστικά της δομής της μήτρας του τοπίου είναι η πυκνότητα των χωροσηφίδων (patch density), το σχήμα της περιμέτρου των ορίων (shape of edge/boundary), τα πρότυπα γραμμικών δικτύων του τοπίου (landscape patterns of linear networks) και η ετερογένεια (heterogeneity). Για παράδειγμα, όταν ένα δάσος κατακερματίζεται, οι χωροσηφίδες είτε μπορεί να είναι αρκετά κοντά μεταξύ τους και να επιτρέπουν την κίνηση των ειδών, είτε να συμβαίνει το αντίθετο. Το σχήμα της περιμέτρου των ορίων έχει επίσης επιπτώσεις στα είδη που προτιμούν τα όρια μεταξύ των ενδιαιτημάτων. Όσο πιο ακανόνιστο είναι το σχήμα της περιμέτρου των ορίων ενός ενδιαιτηματος, τόσο μεγαλύτερη περίμετρο έχουν τα ενδιαιτήματα.

Ο Forman (2006), τονίζοντας την άποψη ότι το μωσαϊκό του τοπίου ανήκει σε όλα τα είδη των οργανισμών που υπάρχουν σε αυτό, διακρίνει τις χωροσηφίδες σε: (α) δομικές, συνήθως αποτελούμενες από έναν τύπο εδάφους και καλυμμένες με βλάστηση, (β)

λειτουργικές, δηλαδή ομοιογενείς περιοχές για μια λειτουργία ή έναν φυσικό παράγοντα, (γ) χωροψηφίδες - πόρους, κυρίως όταν μελετάται η ζωϊκή οικολογία, (δ) χωροψηφίδες - ενδιαιτήματα και (ε) χωροψηφίδες - διαδρόμους. Τα τοπία λοιπόν ταξινομούνται ανάλογα με την επιστημονική προσέγγιση του προς εξέταση οικολογικού φαινομένου και είναι ευδιάκριτα από τις χωρικές σχέσεις μεταξύ των συστατικών τους. Χαρακτηρίζονται τόσο από τη σύνθεση όσο και τη διαμόρφωσή τους, που είτε ανεξάρτητα ή σε συνδυασμό, μπορούν να επηρεάσουν τις οικολογικές διεργασίες, καθώς και τους οργανισμούς.

2.1.2 Σύνθεση του τοπίου

Εννοιολογικά και μεθοδολογικά, υπάρχουν δύο διαφορετικοί τρόποι ανάλυσης του τοπίου. Σύμφωνα με τον González Bernáldez (1981), τα τοπία μπορεί να θεωρηθούν ως φαινοσυστήματα (rhenosystems), δηλαδή εξωτερικά παρατηρήσιμες δομές ή μοτίβα. Η ανάλυση των εξωτερικών χαρακτηριστικών των τοπίων βοηθά στην αξιολόγηση των χαρακτηριστικών και περιβαλλοντικών αξιών που υποκρύπτουν. Για το σκοπό αυτό χρησιμοποιούνται τα δεδομένα κάλυψης/χρήσης γης που ωστόσο είναι μια περιορισμένη πηγή πληροφοριών για τη διαστρωμάτωση του τοπίου. Από δεδομένα κάλυψης/χρήσης γης μπορεί να προκύψουν η παρουσία ενός ορισμένου τύπου κάλυψης γης, η χωρική σύνδεσή του με άλλους τύπους κάλυψης και τα δομικά χαρακτηριστικά τους (Gulinck et al. 2001). Ως κάλυψη γης ορίζεται η φυσική κατάσταση της επιφάνειας της γης, αλλά και η επίστρωση υπό την επιφάνεια (Turner et al. 1995), ενώ η χρήση γης αφορά στον τρόπο και τον σκοπό με τον οποίο διαχειρίζονται οι βιοφυσικές ιδιότητες του εδάφους (Di Gregorio and Jansen 1996, Haines-Young 2009). Επιπλέον, σύμφωνα με τη Διεθνή Οργάνωση Τροφίμων και Γεωργίας (Food and Agriculture Organization), κάλυψη γης είναι η φυσική κάλυψη συμπεριλαμβανομένης της βλάστησης και των ανθρώπινων κατασκευών που καλύπτουν την επιφάνεια της γης (http://www.fao.org/docrep/003/x0596e/X0596e01e.htm# P213_18188).

Η σύνθεση του τοπίου (landscape composition) αναφέρεται στα χαρακτηριστικά της παρουσίας και την ποσότητα κάθε τύπου χωροψηφίδας εντός του τοπίου (π.χ. αγρός ή θαμνότοπος), αλλά χωρίς να είναι αυτά χωρικά προσδιορισμένα. Ουσιαστικά, η σύνθεση του τοπίου περιλαμβάνει την ποικιλία και αφθονία των τύπων χωροψηφίδων μέσα σε ένα μωσαϊκό τοπίου, αλλά όχι την ακριβή θέση των χωροψηφίδων στο εσωτερικό του μωσαϊκού. Πολλά χαρακτηριστικά της σύνθεσης του τοπίου μπορούν να προκύψουν από τις μετρικές του τοπίου (landscape metrics) που υπολογίζονται με τη χρήση λογισμικών

όπως το ArcGIS (ESRI), Hawth's Tools, GRASS GIS, FRAGSTATS (McGarigal and Marks 1995), Patch Analyst (Rempel 2008), UTools, και V-LATE (Tiede).

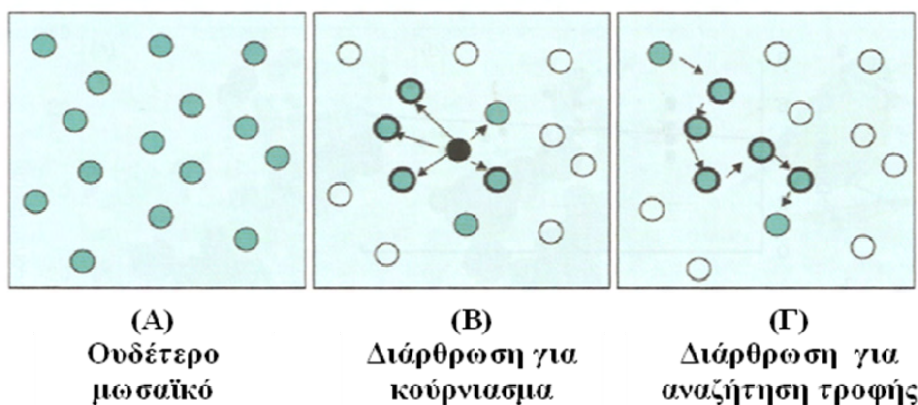
Η σύνθεση του τοπίου είναι κρίσιμη για τη σύνθεση της κοινότητας των ειδών αλλά και για τις οικολογικές διεργασίες (Hobbs 1993, Lindenmayer et al. 2002, Bennett et al. 2004). Για παράδειγμα, πολλά είδη σπονδυλωτών χρειάζονται συγκεκριμένους τύπους ενδιαιτήματος και το συνολικό ποσοστό του κατάλληλου ενδιαιτήματος πιθανότατα να επηρεάσει την παρουσία και την αφθονία τους (Kareiva 1990). Έχουν γίνει πολλές προσπάθειες να καταγραφεί και να αξιολογηθεί ο πλούτος των ειδών στο εσωτερικό των τοπίων, βασιζόμενοι μόνο στη σύνθεση του τοπίου. Οι Paquet et al. (2006) έδειξαν ότι δασικές περιοχές με διάκενα στο νότιο Βέλγιο δεν περιείχαν συναθροίσεις πουλιών αποτελούμενες από δασικά και αγροτικά είδη πουλιών, αλλά μάλλον αποτελούσαν καταφύγιο συγκεκριμένων ειδών πουλιών. Η έρευνά τους έδειξε ότι εάν τα εύκρατα δάση της Ευρώπης εξελιχθούν σε ανομήλικα και κλειστά δάση χωρίς διάκενα, τότε απαιτείται η άμεση λήψη διαχειριστικών μέτρων, όπως η ημι-φυσική αποκατάσταση οικοτόπων για τη διατήρηση κοινοτήτων πουλιών που σχετίζονται με τα πρώτα στάδια διαδοχής της βλάστησης. Όσον αφορά στα αγροτικά οικοσυστήματα, οι Herzog and O' Hara (2007) έδειξαν ότι ο πλούτος ειδών, η αφθονία και η ποικιλότητα των κοινοτήτων αγροτικών ειδών πουλιών στις χώρες της Βαλτικής, Εσθονία, Λετονία και Λιθουανία, σχετίζονται θετικά με τον αριθμό των αγροτικών υπολλειμμάτων στα χωράφια, την μείξη ετήσιων καλλιεργειών με χορτολιβαδικές εκτάσεις και την ποικιλία των τύπων χωραφιών. Επιπλέον έδειξαν ότι αυτή η θετική συσχέτιση ήταν περισσότερο εμφανής σε ανοικτά τοπία. Η θεωρία υποστηρίζει ότι συμβαίνει μια δυσανάλογη απώλεια των ειδών πουλιών όταν η συνολική κάλυψη των διαφόρων τύπων ενδιαιτημάτων μειώνεται στο 10-30% του τοπίου. Μέχρι τη συστηματική καταγραφή δασικών ειδών πουλιών σε 24 τοπία (κάθε 100 km²), έχοντας ως κριτήριο τη διαβάθμιση της κάλυψης γης από <2% έως 60%, των Radford et al. (2005), λίγα εμπειρικά στοιχεία είχαν συγκεντρωθεί για να εξεταστούν τα όρια αυτά, ιδίως στην κλίμακα του τοπίου. Η έρευνά τους έδειξε ότι υπήρξε απότομη πτώση στον πλούτο των ειδών πουλιών σε τοπία με κάλυψη γης λιγότερη από το 10%.

2.1.3 Διάρθρωση του τοπίου

Η διάρθρωση του τοπίου (landscape configuration) αναφέρεται στη φυσική κατανομή ή τους χωρικούς χαρακτήρες των χωροσηφίδων εντός του τοπίου. Μερικές όψεις της διάρθρωσης του τοπίου, όπως η απομόνωση μιας χωροσηφίδας (patch isolation) ή η διασπορά της (patch interspersion), είναι μετρήσεις της θέσης των χωροσηφίδων. Μια

άλλη άποψη της διάρθρωσης του τοπίου είναι η εγγύτητα (proximity) ή η συνάθροιση (contagion) των χωροσηφίδων του, και αυτές οι μετρήσεις είναι μετρήσεις θέσης ενός τύπου χωροσηφίδων σε σχέση με άλλους τύπους χωροσηφίδων, είτε από την περίμετρο των ορίων του τοπίου ή από άλλα χαρακτηριστικά ενδιαφέροντος. Άλλες πλευρές της διάρθρωσης του τοπίου, όπως το σχήμα (shape) ή ο πυρήνας (core area), είναι μετρήσεις του χωρικού χαρακτήρα των χωροσηφίδων του.

Έχουν γίνει πολλές προσπάθειες μοντελοποίησης της διάρθρωσης ετερογενών τοπίων μέσα από τις οικολογικές διεργασίες και τις δυναμικές των πληθυσμών. Τέτοιου είδους μοντέλα είναι γνωστά ως «μοντέλα διαδοχικών βημάτων» (Stepping stone models) (Kareiva 1990). Σε αντίθεση με τα «νησιωτικά μοντέλα» (island models), τα μοντέλα διαδοχικών βημάτων έχουν χωρική διάσταση και μπορούν να χρησιμοποιηθούν για μεγάλες αποστάσεις και περιβαλλοντική μεταβλητότητα με χωρική δομή. Έχουν γίνει σημαντικές αυξήσεις στα επίπεδα αξιοπιστίας αυτών των μοντέλων, γεγονός το οποίο έχει επιδράσει θετικά στο σχεδιασμό και τη διαχείριση των τοπίων (Lamberson et al. 1992, McKelvey et al. 1992). Σχετικά πρόσφατα οι Farina and Belgrano (2004) εισήγαγαν την υπόθεση του οικο-χωραφιού (the eco-field hypothesis), σύμφωνα με την οποία η κάθε λειτουργία ενός είδους απαιτεί συγκεκριμένη χωροδιάταξη των δομικών συστατικών του τοπίου (Εικόνα 2.1.3).



Εικόνα 2.1.3. Μέσα σε ένα ουδέτερο μωσαϊκό π.χ. με δένδρα (Α), κάθε είδος απαιτεί μια συγκεκριμένη χωρική διάταξη. Για κούρνιασμα, ένας οργανισμός απαιτεί τη διάρθρωση (Β), ενώ για αναζήτηση τροφής απαιτεί τη διάρθρωση (Γ). Εάν το μωσαϊκό έχει τέτοιους πιθανούς σχηματισμούς, τότε αποτελεί και ενδιαίτημα γι' αυτούς τους οργανισμούς (Farina and Belgrano 2006).

2.2 Μέθοδοι και μέσα μελέτης του τοπίου

2.2.1 Γεωγραφικά Συστήματα Πληροφοριών (ΓΣΠ) (Geographical Information Systems, GIS)

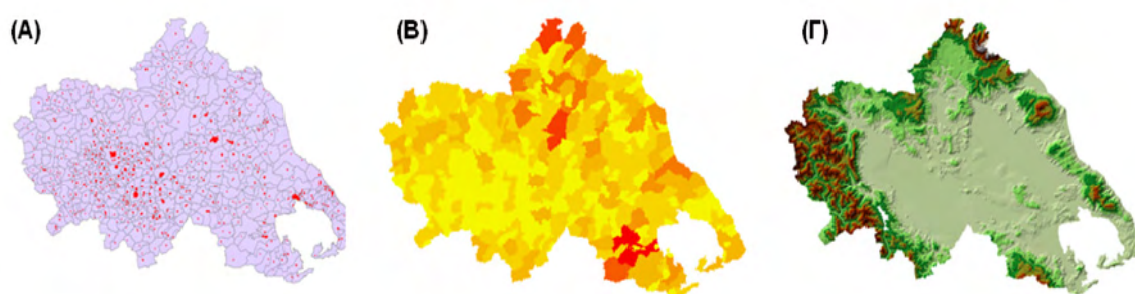
Τα Γεωγραφικά Συστήματα Πληροφοριών (ΓΣΠ), τα οποία είναι ευρέως γνωστά με τον αγγλικό όρο Geographic Information Systems (GIS), αποτελούν ένα ισχυρό σύνολο εργαλείων για τη συλλογή, αποθήκευση, ανάλυση και απεικόνιση χωρικών στοιχείων του πραγματικού κόσμου (Burrough 1983, Bonham-Carter 1994). Ένα ΓΣΠ περιλαμβάνει μηχανισμούς και διαδικασίες τόσο για τη διαχείριση των χωρικών πληροφοριών όσο και των γεωγραφικών. Σε κάθε στοιχείο του χώρου αντιστοιχίζονται: (α) χωρικά δεδομένα (spatial data), που προσδιορίζουν τα γεωμετρικά χαρακτηριστικά του στοιχείου (θέση, διαστάσεις, σχήμα) και έχουν άμεση σχέση με τον εντοπισμό του, και (β) περιγραφικά δεδομένα ή μη χωρικά δεδομένα (aspatial data or attributes) που αναφέρονται σε χαρακτηριστικά ή ιδιότητες που αποδίδονται στο συγκεκριμένο στοιχείο του χώρου και δεν σχετίζονται άμεσα με τον εντοπισμό του (Κουτσόπουλος 2005).

Η ανάπτυξη των ΓΣΠ διαχρονικά συνδέεται άμεσα με την εξέλιξη στον τομέα διαχείρισης και απόκτησης της πληροφορίας και την πρόοδο που σημειώθηκε στην τεχνολογία των υπολογιστών. Η αρχική ιδέα των ΓΣΠ εστιάζεται χρονικά στις αρχές της δεκαετίας του 1960. Από το 1962 μέχρι το 1970 μερικά από τα σημαντικότερα γεγονότα που έλαβαν χώρα στην εξέλιξη των ΓΣΠ είναι ο καθορισμός του συστήματος GPS (Global Positioning System), η ανάπτυξη του προβολικού συστήματος WGS – 66. Από το 1970 έως το 1990 αναπτύσσεται το προβολικό σύστημα WGS - 84, γίνεται χρήση των GPS, διευρύνεται η αγορά για τη χρήση του Internet και την κινητή τηλεφωνία και εφευρέθηκε το WorldWideWeb από τον Berners – Lee. Από το 1990 ξεκινά το ενδιαφέρον για τον περιβαλλοντικό σχεδιασμό και προωθείται η ιδέα των ΓΣΠ ανοικτού κώδικα (Brimicombe 2003). Το 1987 υλοποιήθηκε το Ελληνικό Γεωδαιτικό Σύστημα Αναφοράς (ΕΓΣΑ87) (Greek Grid) που βασίζεται στο νέο Ελληνικό Datum.

Αναπαράσταση χωρικών δεδομένων

Στα Γεωγραφικά Συστήματα Πληροφοριών ενδιαφέρει η μοντελοποίηση επιφανειών όπως το υψόμετρο, η μόλυνση, η βροχόπτωση, γνωστά και ως μοντέλα Digital Terrain Models (DTM). Με τη χρήση του προγράμματος ArcGIS και την εργαλειοθήκη ArcToolbox του ίδιου λογισμικού, τα γεωγραφικά φαινόμενα εντός μιας χωρικής βάσης δεδομένων αναπαριστάνονται και αναλύονται χωρικά με τη χρήση γεωγραφικών (χωρικών) δεδομένων. Υπάρχουν τρεις μέθοδοι με τις οποίες κωδικοποιούνται τα γεωγραφικά φαινόμενα και αποθηκεύονται σε βάσεις δεδομένων ενός υπολογιστή. Οι μορφές αποθήκευσης γεωγραφικών δεδομένων είναι: η διανυσματική μορφή (vector), η ψηφιδωτή (raster) και η τριγωνική (TIN) (Εικόνα 2.2.1.α). Με δεδομένο ότι στα διανυσματικά

μοντέλα οι οντότητες αντιπροσωπεύονται από τα αντίστοιχα γεωμετρικά στοιχεία, η απεικόνισή τους νομοτελειακά θα πρέπει να αναφέρεται σε σημεία, γραμμές, δίκτυα και πολύγωνα (Laurini and Thompson 1992, Worboys 1995, Burrough and McDonnell 1998, Κουτσόπουλος και Ανδρουλακάκης 2003).



Εικόνα 2.2.1.α. Οι μορφές αποθήκευσης γεωγραφικών δεδομένων είναι: (Α) η διανυσματική μορφή (vector), (Β) η ψηφιδωτή (raster) και (Γ) η τριγωνική (TIN) (παράδειγμα: η περιοχή της Θεσσαλίας) (Κουτσόπουλος και Ανδρουλακάκης 2005).

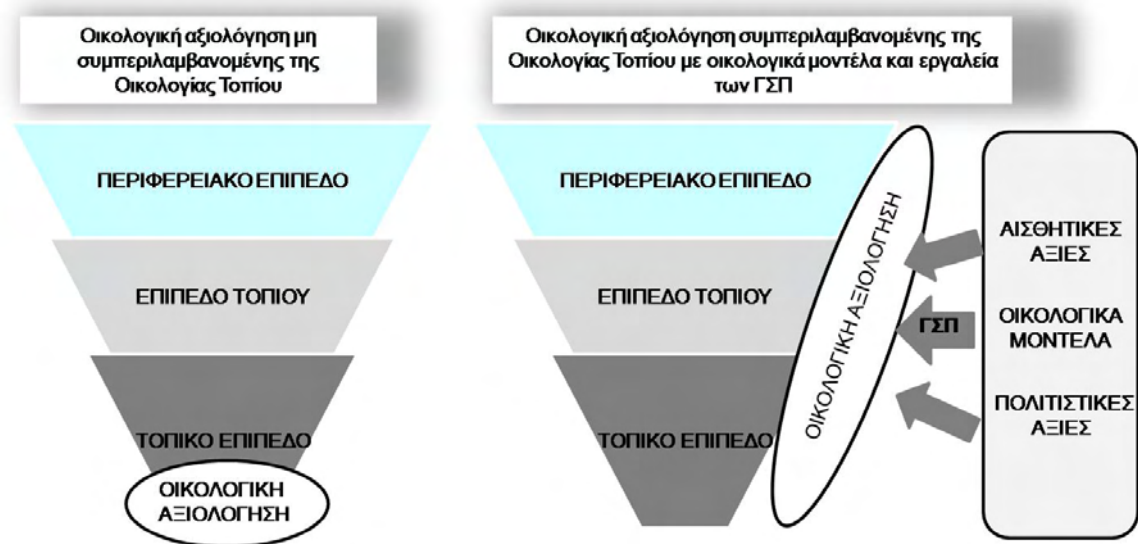
Στο πλαίσιο των ψηφιδωτών μοντέλων, η απλούστερη μορφή απεικόνισης δεδομένων συνίσταται στη σειριακή (μονοδιάστατη) απόδοση των εικονοστοιχείων. Συγκεκριμένα, κάθε εικονοστοιχείο προσδιορίζεται από το ζεύγος σειράς-στήλης του αντίστοιχου πίνακα και έναν αριθμό που προσδιορίζει το είδος ή την τιμή του χαρακτηριστικού που απεικονίζει (Laurini and Thompson 1992, Adam and Gangopadhyay 1997). Όταν σε μια ψηφιδωτή αναπαράσταση υπάρχει ένα πλέγμα, όπου σε κάθε εικονοστοιχείο υπάρχει μια μόνο τιμή που αναπαριστά την z συντεταγμένη (ύψος), αποκαλείται Ψηφιακό Μοντέλο Εδάφους (Digital Elevation Model, DEM). Αναφορικά με το τριγωνικό μοντέλο (TIN), είναι ένα αποτελεσματικό και ακριβές μοντέλο αναπαράστασης μίας συνεχόμενης επιφάνειας, ιδίως όταν πρόκειται για υψόμετρα. Γενικά, μπορεί να λεχθεί ότι η ανάγκη χρήσης των ψηφιδωτών μοντέλων προκύπτει από την οικονομία κλίμακας και αποδοτικότητας που προκύπτουν από τη συλλογή με μηχανικά μέσα μεγάλου όγκου στοιχείων (π.χ. μηχανήματα σάρωσης σε τηλεπισκοπικούς δορυφόρους), ενώ η επιλογή για τα διανυσματικά μοντέλα οφείλεται στην ανάγκη για ακριβή αναπαράσταση των χαρακτηριστικών του χώρου.

Λειτουργίες των ΓΣΠ

Η επεξεργασία όλων αυτών των χωρικών και μη δεδομένων που προκύπτουν κατά την ανάλυση του τοπίου είτε μεμονωμένα είτε συνδυαστικά μεταξύ τους θα ήταν μια

χρονοβόρα και επίπονη διαδικασία αν δεν είχαν αναπτυχθεί ειδικευμένα λογισμικά προγράμματα ΓΣΠ και τηλεπισκόπησης. Τα ΓΣΠ επιτελούν σημαντικές λειτουργίες όπως:

- ικανότητα οργάνωσης της πληροφορίας σε επίπεδα με διαφορετική πληροφορία που δύνανται να τοποθετηθούν το ένα πάνω στο άλλο αποδίδοντας το σύνολο της πληροφορίας συγκεντρωμένο,
- δυνατότητα επεξεργασίας χωρικών και περιγραφικών δεδομένων στο ίδιο περιβάλλον,
- δυνατότητα δημιουργίας εναλλακτικών σεναρίων και προβλέψεων που μπορούν να απεικονιστούν σε δισ- και τρισδιάστατο σύστημα συντεταγμένων, αυτό δηλαδή που έλειπε παλιότερα στις οικολογικές έρευνες (Byron et al. 2000), με αποτέλεσμα την ταχύτατη αποδοχή των τεχνολογιών των ΓΣΠ (Goodchild 2002) και της χρήσης τους σε περιβαλλοντικά μοντέλα,
- δυνατότητα δημιουργίας ζωνών ουδετερότητας (buffer command) όσον αφορά στη λήψη διαχειριστικών μέτρων περιμετρικά των προστατευόμενων περιοχών με ευεργετικές επιδράσεις προστασίας σε είδη ενδιαφέροντος (<http://library.wur.nl/frontis/landscaperesearch/24gontier.pdf>), και
- συμβολή στη διαδικασία της οικολογικής αξιολόγησης (Εικόνα 2.2.1.β).



Εικόνα 2.2.1.β. Σχηματική παράσταση της διαδικασίας της οικολογικής αξιολόγησης με και χωρίς τη συμμετοχή οικολογικών μοντέλων και εργαλείων των ΓΣΠ της οικολογίας τοπίου (τροποποιημένο από Aspinall and Pearson 2000).

Στη βιβλιογραφία υπάρχει πληθώρα μελετών ανάλυσης του τοπίου με τη χρήση των ΓΣΠ (Burrough 1986, Milne et al. 1989, Jonston and Bonde 1989, Burke et al 1990,

Geneletti 2002, 2007, Krisp 2004, Mazzoleni et al. 2004, Χουβαρδάς 2007, Tzanopoulos and Vogiatzakis 2011).

Ο ρόλος των ΓΣΠ στην οικολογία τοπίου

Όλες οι οικολογικές διεργασίες συμβαίνουν μέσα σε ένα χωρικό πλαίσιο. Η εξέλιξη της οικολογίας τοπίου έχει δώσει μεγάλη έμφαση στη σπουδαιότητα των χωρικών μοτίβων ενός τοπίου. Η ραγδαία εξέλιξη της τεχνολογίας των υπολογιστών καθιστά εφικτές πολλές εφαρμογές που εξαιτίας του όγκου και της πολυπλοκότητας της διαθέσιμης πληροφορίας μέχρι πριν λίγα χρόνια παρέμειναν ανέφικτες. Τα ΓΣΠ προσφέρουν γρήγορη πρόσβαση σε χωρικά και περιγραφικά δεδομένα μιας περιοχής και δυνατότητα χωρικής ανάλυσης.

Τα ΓΣΠ έχουν χρησιμοποιηθεί εκτενώς για να μελετηθούν επιμέρους πτυχές στους παρακάτω τομείς:

Ποικιλότητα ειδών

- Στη διερεύνηση της επίδρασης των χωρικών μοτίβων ενός τοπίου στη βιοποικιλότητα. Για παράδειγμα, η επίδραση του οδικού δικτύου στην προσβασιμότητα και ποιότητα των ενδιαιτημάτων μπορεί να μοντελοποιηθεί με βασικά εργαλεία των ΓΣΠ (Kameyama et al. 2007, Eigenbrod et al. 2008).
- Στην πρόβλεψη κατανομής των ειδών στο χώρο και χωροθέτησης επικείμενων κινδύνων για τη βιοποικιλότητα (Spens et al. 2007). Συγκεκριμένα, τα ΓΣΠ διαδραματίζουν σημαντικό ρόλο στην εξαγωγή και μοντελοποίηση δεδομένων κατανομής ειδών (Lopez-Lopez et al. 2007, Zhang et al. 2007), καθώς και στη μελέτη της επίδρασης σημαντικών μεταβλητών, όπως μια διαταραχή (Pennington 2007).
- Στην ιεράρχηση και ένταξη νέων περιοχών σε καθεστώς προστασίας (Vogiatzakis et al. 2006, Cayuela et al. 2006, Tchouto et al. 2006, Schulman et al. 2007, Friedlander et al. 2007, Wood and Dragicevic 2007). Τα ΓΣΠ μπορούν να διαδραματίσουν σημαντικό ρόλο και μετά την οριοθέτηση των νέων περιοχών στην οικονομική και πληθυσμιακή ανάπτυξη αυτών (Nagendra et al. 2004).

Ποικιλότητα τοπίου

- Στη διερεύνηση των διαχρονικών μεταβολών στο τοπίο εξαιτίας των φυσικών και ανθρώπινων διαταραχών (Turner 1987, Turner et al. 1989) και επομένως την επίδραση των μεταβολών του μεγέθους χωροψηφίδων στις μετακινήσεις των ειδών (Galli et al

1976, Connell 1978, Merriam 1988, Hobbs and Huenekke 1992, Bengtsson et al. 2000, Maclean et al. 2006).

- Στην ανάλυση της συνδεσιμότητας ενός τοπίου σε διαφορετικές κλίμακες, ενώ υπάρχει η δυνατότητα τρισδιάστατης οπτικοποίησης των οικολογικών εμποδίων που οδηγούν στον κατακερματισμό του τοπίου (Krisp 2004).
- Στον υπολογισμό ή την πρόβλεψη μοτίβων διάβρωσης του εδάφους.
- Στην απεικόνιση του μωσαϊκού αγροτικών τοπίων και στη μετέπειτα χωρική ανάλυση της επίδρασης γειννίας των διαφορετικών καλλιεργειών, συνδυάζοντας δορυφορικά δεδομένα και δεδομένα πεδίου.

2.2.2 Τηλεπισκόπηση και δορυφορικά συστήματα καταγραφής

Τηλεπισκόπηση ή τηλεανίχνευση (Remote Sensing), με την γενική της έννοια, είναι η επιστήμη και τέχνη συλλογής με τεχνικά μέσα και χωρίς φυσική επαφή δεδομένων για ένα αντικείμενο που βρίσκεται επί της επιφάνειας της γης και ανάλυσης αυτών με βάση τις καταγραφές των διαφορών της ηλεκτρομαγνητικής ενέργειας (HME) (Τσακίρη – Στρατή 1998, Καρτέρης 2004). Η πληροφορία παράγεται από τις μετρήσεις του ποσού της ηλεκτρομαγνητικής ακτινοβολίας που αντανακλάται, εκπέμπεται ή διαχέεται από τις διάφορες οντότητες. Η ηλεκτρομαγνητική ακτινοβολία (HMA) περιλαμβάνει το φως, τη θερμότητα και τα ραδιοκύματα. Όταν η HMA προσπίπτει πάνω στην ύλη (σε στερεή ή υγρή ή αέρια μορφή) είναι δυνατόν να προκληθεί ένα πλήθος αλλαγών στην ακτινοβολία, όπως αλλαγή μεγέθους και διεύθυνσης. Η συλλογή αυτών των στοιχείων επιτυγχάνεται μέσω ενός τηλεπισκοπικού συστήματος που χρησιμοποιεί μια πηγή ενέργειας, τις αλληλεπιδράσεις της HME με τη γήινη επιφάνεια, τις αλληλεπιδράσεις της HME με την ατμόσφαιρα και δορυφόρους εφοδιασμένους με διάφορα αισθητήρια όργανα (δέκτες) που είναι ευαισθητοποιημένα στο ηλεκτρομαγνητικό φάσμα (Τσακίρη – Στρατή 1998).

Αρχικά, χάρτες κάλυψης παράγονταν σε τοπικό επίπεδο, μέσω της ανάλυσης ασπρόμαυρων αεροφωτογραφιών, ενώ με την υλοποίηση του προγράμματος LANDSAT το 1970 έγινε δυνατή η παραγωγή μέτριας μέχρι υψηλής ανάλυσης εικόνες, για μεγαλύτερες περιοχές (Woodcock et al. 2001) και αργότερα ακολούθησαν οι δορυφορικές εικόνες SPOT (Clark and Pellikka 2009). Το Φασματοραδιόμετρο Απεικόνισης Μέσης Ανάλυσης (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer, MODIS) αντικατέστησε το Προηγμένο Ραδιόμετρο Πολύ Υψηλής Ανάλυσης (Advanced Very High Resolution Radiometer, AVHRR) στην παρακολούθηση της κάλυψης γης, καθώς έχει μεγαλύτερη

ακρίβεια στις μετρήσεις και τις συντεταγμένες. Υψηλής ανάλυσης δορυφορικές εικόνες, ακρίβειας 5m, από δορυφόρους όπως οι Ikonos, QuickBird και GeoEye-1, έχουν υψηλό κόστος απόκτησης και μικρή έκταση καταγραφής (ο Ikonos καλύπτει επιφάνειες 11,3 x 11,3 km), με αποτέλεσμα ο LANDSAT να προβάλλει ως το δημοφιλέστερο μέσο απόκτησης εικόνων κάλυψης γης σε τοπικό επίπεδο. Για την κάλυψη γης που μπορεί να προκύψει από ανάλυση δορυφορικών καταγραφών με την εφαρμογή μεθόδων φασματικής ταξινόμησης (Haack et al. 1987, Gong and Howarth 1990, Bastin 1997, Ridd and Liu 1998, Vogelmann et al. 1998, Stefanov et al. 2001, Chrysoulakis 2003) επιχειρείται ταξινόμηση με βάση την ψηφιακή τιμή κάθε εικονοστοιχείου, ωστόσο, η τεχνική αυτή δεν είναι πάντα αξιόπιστη σε ανομοιογενείς επιφάνειες με μικρή χωρική διάσταση στοιχείων (Foody 2000, Kontoes et al. 2000).

Τα δορυφορικά συστήματα καταγραφής τηλεπισκοπικών δεδομένων διακρίνονται σε δύο βασικές κατηγορίες με βάση την πηγή της ηλεκτρομαγνητικής ακτινοβολίας:

(i) Τα παθητικά συστήματα καταγραφής, όταν η πηγή της ακτινοβολίας είναι ο ήλιος. Τα συστήματα αυτά χρησιμοποιούν το τμήμα του φάσματος, το οποίο εκτείνεται από την περιοχή των πολύ μικρών μηκών κύματος (μικρότερα των 0,4 μm) της υπεριώδους ακτινοβολίας έως την περιοχή του μήκους κύματος των 1000 μm.

(ii) Τα ενεργητικά συστήματα καταγραφής, όταν η πηγή της ακτινοβολίας είναι τα ίδια τα συστήματα (Richards 1986, Atkinson and Tate 1999).

Βασικά χαρακτηριστικά της δορυφορικής τηλεπισκόπησης είναι η χωρική διακριτική ικανότητα (spatial resolution), η χρονική διακριτική ικανότητα (temporal resolution), η ραδιομετρική διακριτική ικανότητα (radiometric resolution) και η φασματική διακριτική ικανότητα (spectral resolution), ενώ ιδιαίτερη σημασία δίνεται στις διορθώσεις της καταγραφόμενης ακτινοβολίας (ατμοσφαιρική, γεωμετρική, ραδιομετρική, θόρυβος).

Δορυφορικά δεδομένα ASTER

Το ραδιόμετρο ASTER (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer), βρίσκεται στο δορυφόρο TERRA, τη βάση δηλαδή του προγράμματος τηλεπισκόπησης Earth Observing System (EOS) της αμερικανικής υπηρεσίας διαστήματος (NASA) (<http://asterweb.jpl.nasa.gov/index.asp>). Πρόκειται για ένα πρόγραμμα που συγχρηματοδοτήθηκε από τις ΗΠΑ και την Ιαπωνία και λειτουργεί από το Δεκέμβριο του 1999. Το ASTER παρέχει πολυφασματική κάλυψη σε 15 φασματικές περιοχές, από την ορατή έως τη θερμική υπέρυθρη περιοχή του ηλεκτρομαγνητικού φάσματος (Abrams 2000). Διαθέτει τρία ξεχωριστά οπτικά συστήματα, το καθένα από τα οποία καταγράφει την

εισερχόμενη ηλεκτρομαγνητική ακτινοβολία σε διαφορετική φασματική περιοχή: το VNIR (Visible and Near Infrared) με 4 κανάλια, το SWIR (Shortwave Infrared) με 6 κανάλια και το TIR (thermal Infrared) με 5 κανάλια. Η χωρική διακριτική του ικανότητα είναι 15 m, 30 m και 90 m για τα VNIR, SWIR και TIR, αντίστοιχα. Για κάθε σκηνή ASTER υπάρχει η δυνατότητα παραγωγής ψηφιακού μοντέλου εδάφους (DEM) (Abrams and Hook 2002).

Ο ρόλος της τηλεπισκόπησης στην οικολογία τοπίου

Στην οικολογία τοπίου έχει χρησιμοποιηθεί η τηλεπισκόπηση για τη μετατροπή τηλεπισκοπικών δορυφορικών δεδομένων σε θεματικούς χάρτες κάλυψης/χρήσης γης (Quattrochi and Pelletier 1991). Η τηλεπισκόπηση έχει πολλούς ρόλους όσον αφορά στην οικολογία τοπίου και κατηγοριοποιούνται σε γενικές γραμμές ως εξής (Gulinck et al. 2000):

- κατηγορίες κάλυψης/χρήσης γης,
- γεωγραφική κατανομή συγκεκριμένων χαρακτηριστικών του περιβάλλοντος: χρήσεις γης, έδαφος, βλάστηση, βιομάζα,
- μέγεθος, μορφή και διάταξη των χαρακτηριστικών στην επιφάνεια της γης,
- χρονική δυναμική του τοπίου, δηλαδή διαχρονική μεταβλητότητα όλων των παραπάνω δεδομένων.

Επίσης, δρα καταλυτικά στη δόμηση γνώσης σχετικά με τη λειτουργία του τοπίου και μεταφέρει τη θεωρία της οικολογίας τοπίου σε πρακτικό επίπεδο. Η τηλεπισκόπηση και τα ΓΣΠ, παρόλο που αναπτύχθηκαν ανεξάρτητα, σήμερα θεωρούνται από όλους ως πολύ στενά συνδεδεμένα επιστημονικά πεδία. Σύμφωνα με τους Αστάρα και άλλους (2007), οι λόγοι που υποστηρίζουν αυτή τη σχέση είναι οι εξής:

- Η τηλεπισκόπηση αποτελεί σημαντική πηγή πληροφοριών για τα ΓΣΠ. Η μορφή των δεδομένων της τηλεπισκόπησης είναι συμβατή με τα ΓΣΠ.
- Η τηλεπισκόπηση παρέχει πρόσφατα δεδομένα και με χαμηλό κόστος. Αυτό εξυπηρετεί την ενημέρωση της βάσης δεδομένων των ΓΣΠ.
- Πολλά δεδομένα των ΓΣΠ (π.χ. τα τοπογραφικά) χρησιμοποιούνται ως βοηθητικά για τη βελτίωση της ψηφιακής ταξινόμησης των δορυφορικών δεδομένων.
- Η τηλεπισκόπηση και τα ΓΣΠ χρησιμοποιούν παρόμοια όργανα για την επεξεργασία των δεδομένων και την παρουσίαση των αποτελεσμάτων.

2.3 Ανάλυση της δομής του τοπίου

Στην περιοχή της Μεσογείου με τα ιδιαίτερα ετερογενή τοπία, οι χρησιμοποιούμενες τεχνικές ταξινόμησης είναι ζωτικής σημασίας ώστε να παραχθούν ακριβή και με χαμηλό κόστος χάρτες κάλυψης/χρήσης γης (Berberoglu et al. 2000, Lobo et al. 2004). Αυτοί οι χάρτες παρέχουν χρήσιμες πληροφορίες και για τη χαρτογράφηση διαφορετικών τύπων οικοσυστημάτων (Hirataa et al. 2001, Vieira et al. 2003, Zheng et al. 2006). Επιπλέον, τα εργαλεία χωρικής ανάλυσης των ΓΣΠ συμβάλλουν στην ανάλυση του χωρικού μοτίβου ενός τοπίου που ορίζεται ως το αποτέλεσμα της πολύπλοκης αλληλεπίδρασης μεταξύ αβιοτικών περιορισμών, βιοτικών αλληλεπιδράσεων και διαταραχών (Turner et al. 2001). Η μέτρηση και παρακολούθηση του χωρικού μοτίβου ενός τοπίου έχει οδηγήσει στη χρήση μετρικών που αναφέρονται ως χωρικές μετρικές του τοπίου. Ο αριθμός των χωρικών μετρικών του τοπίου που παράγονται από διάφορα λογισμικά είναι φαινομενικά άπειρος (Baker and Cai 1992, McGarigal and Marks 1995, Baskent and Jordan 1995, Mladenoff and DeZonia 1999). Οι χωρικές μετρικές μπορούν να υπολογιστούν είτε στο συνολικό τοπίο, όπως για παράδειγμα για μια συγκεκριμένη κατηγορία κάλυψης γης π.χ. δάσος, ή σε κάθε χωροψηφίδα (συνεχόμενη μονάδα) κάλυψης γης. Η ανάγκη ποσοτικοποίησης του χωρικού μοτίβου της δομής ενός τοπίου έχει οδηγήσει την επιστημονική κοινότητα στο σημείο να μπορεί να ποσοτικοποιήσει πολλά περισσότερα από αυτά στα οποία μπορεί στην ουσία να αποδώσει οικολογικό νόημα (Tischendorf 2001).

Αν και ένας μεγάλος αριθμός μετρικών τοπίου έχει συγκριθεί σε βιβλιογραφικές ανασκοπήσεις (Gardner et al. 1987, Gustafson 1998, Turner 2005, Kindlmann and Burel 2008), παραμένει δύσκολη η επιλογή μετρικής τοπίου για την προσέγγιση μοντέλων κατανομής συγκεκριμένων ειδών, γιατί απαιτούνται άφθονα ποσοτικά δεδομένα, και ειδικότερα για τη μοντελοποίηση κατανομής ειδών που έχουν καταγραφεί αλλοιώσεις των φυσικών ενδιαιτημάτων τους (Kupfer et al. 2006). Η επιλογή των μετρικών για την ανάλυση και τη μετέπειτα αξιολόγηση ενός τοπίου βασίζεται σε μία από τις βασικές αρχές της οικολογίας τοπίου: τη στενή σχέση ανάμεσα στα χωρικά μοτίβα και τις οικολογικές λειτουργίες (Wiens et al. 1993, Forman 1995). Η χωρική ανάλυση παρέχει δείκτες (σχήμα, κυριαρχία, γεωμετρία, συνδεσιμότητα κ.λπ.) που μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την εκτίμηση της κατάστασης των οικολογικών διεργασιών (O'Neill et al. 1988). Για παράδειγμα, για την αξιολόγηση της ετερογένειας ενός τοπίου, που ερμηνεύει τον πλούτο ειδών, χρησιμοποιείται ο δείκτης ποικιλότητας Shannon (Gulinck et al. 2001). Παλιότερες

έρευνες έχουν προσπαθήσει να προσεγγίσουν τις επιδράσεις των ανθρώπινων δραστηριοτήτων στο τοπίο με τη δημιουργία χαρτών «άγριας ζωής (wildness)» (Lesslie et al. 1988, Kliskey 1998, Aplet et al. 2000) ή του «ανθρώπινου αποτυπώματος (human footprint)» (Hannah et al. 1995, Sanderson et al. 2002, Leu et al. 2008, Woolmer et al. 2008), ενώ πρόσφατες έρευνες προσπαθούν να αποτυπώσουν τη «φυσικότητα (naturalness)» ενός τοπίου (Theobald 2010).

Στην Ελλάδα, μελετήθηκαν οι αλλαγές στη χρήση του τοπίου και οι συγκρίσεις στο Μεσογειακού τύπου οικοσύστημα της Δυτικής Κρήτης, όπου μεγάλες ορεινές περιοχές εγκαταλείφθηκαν γιατί οι άνθρωποι μετακινήθηκαν στα αστικά κέντρα και στις παράκτιες περιοχές (Papanastasis and Kazaklis 1998). Αντίθετα, στα νότια Λευκά Όρη έχουν διαμορφωθεί χαρακτηριστικά αγρολιβαδικά τοπία (Papanastasis et al. 2004). Όσον αφορά στην υπόλοιπη νησιωτική Ελλάδα, έχουν γίνει μελέτες για τη δυναμική των αλλαγών του Μεσογειακού αγροτικού τοπίου στη Λέσβο σε σχέση με τα κοινωνικοοικονομικά χαρακτηριστικά του νησιού (Petanidou et al. 2008, Kizos et al. 2010). Τα χαρακτηριστικά του αγροτικού τοπίου στο νησί είναι οι ξηρολιθιές και οι αναβαθμίδες, όταν δεν καταστρέφονται λόγω των αλλαγών του συστήματος διαχείρισης των χρήσεων γης, που ολοένα και περισσότερο εντάσσονται σε σύγχρονα παραγωγικά συστήματα (Kizos and Koulouri 2006).

Σε μια άλλη μελέτη, που αφορούσε την ορεινή περιοχή της Ηπείρου και συγκεκριμένα στον Εθνικό Δρυμό Βίκου - Αώου, εξετάστηκε η επίδραση των ανθρώπινων δραστηριοτήτων, όπως αυτές καταγράφονται μέσω των αλλαγών χρήσεων γης, στα πρότυπα των χωρικών αλλαγών που παρατηρούνται στο τοπίο και στα είδη προτεραιότητας των προστατευόμενων περιοχών στην ευρύτερη περιοχή (Ζωμενή 2009). Η συγκεκριμένη έρευνα εκτιμά την έκταση και τη φύση των αλλαγών του τοπίου τον τελευταίο αιώνα, καθώς και τη μετάβαση από τα παραδοσιακά, μικρής έντασης αγροτικά συστήματα της «παραδοσιακής» περιόδου στα εντατικά και βιομηχανοποιημένα αγροτικά συστήματα της «παραγωγικής» περιόδου. Επιπλέον, η διακοπή των παραδοσιακών ποιμενικών πρακτικών και της αγροτικής δραστηριότητας είχαν ως αποτέλεσμα μια γρήγορη αλλαγή στο μωσαϊκό του τοπίου οφειλόμενη στην επανάκαμψη των δασών. Και παρόλο που σε μερικές μεταβατικές φάσεις η εγκατάλειψη της γης δημιουργεί μεγαλύτερη ετερογένεια τοπίου ωστόσο, καθώς η διαδοχή προχωρά, οι βοσκότοποι μετατρέπονται σε ομοιόμορφες δασωμένες εκτάσεις (Saratsi 2000).

Δυο άλλα σημαντικά τοπία στην Ελλάδα, το ορεινό τοπίο του Πορταϊκού του νομού Τρικάλων και το ημιορεινό τοπίο του Λαγκαδά του νομού Θεσσαλονίκης,

μελετήθηκαν ως προς το χαρακτήρα τους (Χουβαρδάς 2007). Παρόλο που τα δυο τοπία της ορεινής/ημιορεινής Ελλάδας δέχτηκαν στο πέρασμα του χρόνου τις ίδιες κοινωνικοοικονομικές επιδράσεις, φαίνεται ότι διαφορετικές τοπικές φυσιογραφικές ιδιαιτερότητες και ιστορικές συνθήκες διαμόρφωσαν διαφορετική πορεία εξέλιξης.

2.4 Ποικιλότητα τοπίου και ορνιθοπανίδας

Ποικιλότητα ειδών είναι μια από τις πολλές πλευρές της οικολογικής ποικιλότητας που παρουσιάζει μια βιοκοινότητα ή γενικότερα ένα οικοσύστημα (Primack 1995), ενώ ποικιλότητα τοπίου είναι το τέταρτο επίπεδο της βιοποικιλότητας που εκφράζεται με τον αριθμό των τύπων τοπίων που εμφανίζονται σε μια ευρύτερη περιοχή. Γενικά, ως βιολογική ποικιλότητα ορίζεται η ετερογένεια που εμφανίζεται σε όλα τα επίπεδα της βιολογικής οργάνωσης (Heywood 1995). Περιλαμβάνει την ποικιλία των ειδών φυτών, ζώων και των υπολοίπων οργανισμών (ποικιλότητα ειδών), τα γονίδια που εμπεριέχουν (γενετική ποικιλότητα), τις κοινότητες και τα οικοσυστήματα που συγκροτούν (οικολογική ποικιλότητα) και τέλος την ποικιλία των τοπίων. Εμπεριέχει, δηλαδή, την ετερογένεια στα πολλαπλά επίπεδα της βιολογικής οργάνωσης, διατεταγμένα με έναν ιεραρχικό τρόπο και περιλαμβάνει όχι μόνο την συνθετική πλευρά του κάθε επιπέδου αλλά και τη δομική και τη λειτουργική του (Noss 1990).

Τα βασικά συστατικά της ποικιλότητας των ειδών είναι ο πλούτος ειδών στη βιοκοινότητα (species richness) (Gaston 1996), η αφθονία (abundance) των ατόμων ενός είδους ή πυκνότητα ενός είδους (species density) και η ισομέρεια (evenness) που αφορά την μεταβολή στις αφθονίες των ειδών που περιέχονται σε βιοκοινότητες (Καρανδεινός 2007). Ο πλούτος των ειδών αναφέρεται στο συνολικό αριθμό ειδών που είναι παρόντα σε μια κοινότητα. Στην αφθονία των ειδών χρησιμοποιούνται τα μοντέλα αφθονίας των ειδών (species abundance models) που περιγράφουν τη σχέση μεταξύ της σχετικής σημασίας του κάθε είδους (μετρημένη σε ποσοστιαία βάση) και της κατάταξής τους (από το πιο άφθονο προς πιο σπάνιο) στην κοινότητα. Τέσσερα είναι τα κύρια μοντέλα (Motomura 1932, Fisher et al. 1943, Whittaker 1965): το λογαριθμικό (log series model), το κανονικό λογαριθμικό (log normal series), το γεωμετρικό (geometric series) και της "τεμαχισμένης ράβδου" (broken stick model). Στην πλειοψηφία των περιπτώσεων όπου οι κοινότητες αποτελούνται από μεγάλες συναθροίσεις ειδών το κανονικό λογαριθμικό μοντέλο περιγράφει καλύτερα την κατανομή της αφθονίας των ειδών (May 1975). Στο γεωμετρικό μοντέλο κυριαρχούν λίγα είδη, ενώ τα υπόλοιπα εκπροσωπούνται από πολύ μικρούς

αριθμούς ατόμων. Στο μοντέλο της "τεμαχισμένης ράβδου" τα είδη παρουσιάζουν εξαιρετικά ομοιόμορφες αφθονίες, φαινόμενο το οποίο έχει παρατηρηθεί σε πολύ λίγες περιπτώσεις στη φύση (Whittaker 1970). Οι Lloyd and Ghelardi (1964) εισάγουν τον όρο ισοκατανομή (equitability) για να εκφράσουν το βαθμό στον οποίο η σχετική αφθονία ενός είδους πλησιάζει το μοντέλο της τεμαχισμένης ράβδου και σύμφωνα με την Magurran (2006) δεν αποτελεί συνώνυμο της ισομέρειας.

Σύμφωνα με την υπόθεση της περιβαλλοντικής ετερογένειας (MacArthur et al. 1966, Tilman and Pacala 1993), παρατηρείται διαβάθμιση της βιοποικιλότητας σε: α) περιοχές με τοπογραφική ετερογένεια (π.χ. παρουσία ορεινών όγκων) οπότε δημιουργούνται πολλά ενδιαιτήματα, β) περιοχές που ευνοείται η απομόνωση των ειδών (ειδογένεση) και γ) περιοχές όπου στοιχεία του περιβάλλοντος μπορεί να βρίσκονται σε στενή σύνδεση με κάποιο οργανισμό (κατακόρυφη ζώνωση – πτηνά). Ορισμένοι πρωτοπόροι οικολόγοι (Whittaker 1970, 1972, Armsworth et al. 2004) πριν από κάποιες δεκαετίες πρότειναν τη διάκριση της ποικιλότητας στα εξής επίπεδα:

- *α*-ποικιλότητα (alpha diversity): ο αριθμός των ειδών που συνυπάρχουν εντός ενός οικοσυστήματος
- *β*-ποικιλότητα (beta diversity): ο ρυθμός αντικατάστασης των ειδών ή ο συνολικός αριθμός των ειδών που διαφοροποιούν ενδιαιτήματα σε δυο «γειτονικές» γεωγραφικά περιοχές με διαφορετικές οικολογικές συνθήκες
- *γ*-ποικιλότητα (gamma diversity): ο συνολικός αριθμός ειδών ενός τοπίου ή μιας γεωγραφικής περιοχής
- *δ*-ποικιλότητα (delta diversity) (Magurran 2006): η αλλαγή στον αριθμό των ειδών μεταξύ της *γ*-ποικιλότητας δύο περιοχών που ανήκουν σε μια ευρύτερη *ε*-ποικιλότητα.
- *ε*-ποικιλότητα (epsilon diversity) (Magurran 2006): η ποικιλότητα μιας ολόκληρης βιογεωγραφικής ζώνης.

Η ποικιλότητα τοπίου (landscape diversity) ή χωρική ετερογένεια τοπίου (spatial landscape heterogeneity) μελετάται ως βασική έννοια στην οικολογία τοπίου διότι επηρεάζονται οικολογικές διεργασίες (Wiens 2002), όπως η μετακίνηση των ζώων (Fahrig 2007), η διατήρηση των πληθυσμών (Fraterrigo et al. 2009), οι αλληλεπιδράσεις ειδών (Polis et al. 2004) και οι λειτουργίες των οικοσυστημάτων (Lovett et al. 2005). Για τη διατήρηση της βιοποικιλότητας σε ανθρωπογενή οικοσυστήματα είναι ιδιαίτερα σημαντικό να κατανοηθεί η σχέση μεταξύ χωρικής ετερογένειας και βιοποικιλότητας σε αγροτικά τοπία (Benton et al. 2003, Tschardt et al. 2005, Le Roux et al. 2008). Οι περισσότερες

μελέτες που έχουν πραγματοποιηθεί σε κλίμακα τοπίου αφορούν σύγκριση της βιοποικιλότητας μεταξύ διαφορετικών αγροτικών οικοσυστημάτων (Jonsen and Fahrig 1997, Holland and Fahrig 2000, Thies et al. 2003, Holzschuh et al. 2010), χωρίς όμως να εστιάζουν στη ετερογένεια του τοπίου. Οι Fahrig and Nettle (2005) αναγνωρίζουν δύο συστατικά της ετερογένειας τοπίου: ένα περισσότερο ετερογενές τοπίο είναι ένα τοπίο με μεγαλύτερη ποικιλία διαφορετικών τύπων κάλυψης γης (συνθετική ετερογένεια) και / ή μια πιο σύνθετη χωρική διάρθρωση αυτών των τύπων κάλυψης (ετερογένεια διάρθρωσης).

Σχετικές με τη ετερογένεια τοπίου μελέτες σε κλίμακα τοπίου, δηλαδή σε επίπεδο χιλιομέτρων (Forman 1995), έδειξαν ότι η ετερογένεια τοπίου εξηγεί καλύτερα την ποικιλότητα ειδών σε σύγκριση με τη διαθέσιμη ενέργεια σε αγροτικά οικοσυστήματα (Böhning-Gaese 1997, Kerr and Packer 1999). Συγκεκριμένα, μελέτες έχουν δείξει ότι τα περισσότερα είδη πουλιών ανταποκρίνονται περισσότερο στη σύνθεση του τοπίου παρά στη διάρθρωσή του (Fauth et al. 2000, Liu et al. 2003). Σε μια μελέτη προσομοίωσης του Fahrig (1997, 1998) διαπιστώθηκε ότι όταν το ποσοστό ενός τύπου ενδιαιτήματος υπερβαίνει το 20% των υπολοίπων τύπων σε ένα τοπίο, τότε η συνεχής παρουσία των ειδών ήταν σχεδόν εξασφαλισμένη, ανεξάρτητα από τη χωρική διάρθρωση του ενδιαιτήματος. Επιπλέον, σε μια βιβλιογραφική ανασκόπηση για τα πουλιά και θηλαστικά (Andrén 1994) αναφέρεται ότι η απομόνωση των χωροσηφίδων ενός τύπου ενδιαιτήματος είναι σημαντική για τον πλούτο ή την αφθονία των ειδών, όταν το ποσοστό του ενδιαιτήματος μειώνεται κάτω από το κατώτατο όριο του 20-30%. Οι McGarigal and McComb (1995) βρήκαν ότι η κάλυψη του τοπίου με δασική βλάστηση σε σύγκριση με τη διάρθρωση του τοπίου εξηγούσε περισσότερο τη διακύμανση αφθονίας των πουλιών. Επιπλέον, οι περισσότερες από τις σημαντικές επιπτώσεις του κατακερματισμού των ενδιαιτημάτων ήταν θετικές στην_αφθονία των πουλιών. Σε παρόμοια αποτελέσματα κατέληξαν και οι Meyer and Irwin (1998) που διαπίστωσαν ότι η κύρια επίδραση της δομής του τοπίου στον πληθυσμό των κουκουβαγιών οφειλόταν στην έκταση του ενδιαιτήματος και όχι στη χωρική του διάρθρωση. Όσον αφορά στη χωρική ετερογένεια του τοπίου, το μέγεθος της χωροσηφίδας ίσως αποτελεί τον σημαντικότερο παράγοντα στη διαμόρφωση της ποικιλότητας των ειδών πουλιών (Uuemaa et al. 2009).

Όσον αφορά στα Μεσογειακά οικοσυστήματα, υπάρχουν πολυάριθμες έρευνες που έχουν μελετήσει γενικά την ποικιλότητα της ορνιθοπανίδας (Di Castri and Vitali-Di Castri 1981, Farina 1997, Santos et al. 2002, Moreira et al. 2005, Katsimanis et al. 2006, Zamora et al. 2007, Fonderflick et al. 2010, Reino et al. 2010, Morgado et al. 2010), αλλά υπάρχουν πολύ λιγότερες που αναφέρονται στην περιγραφή της συσχέτισης μεταξύ δομικών

στοιχείων του τοπίου και ειδών ορνιθοπανίδας. Ακόμη λιγότερες δίνουν έμφαση σε ανθρωπογενείς μεταβλητές, όπως η παρουσία ανθρώπινων υποδομών, που διαμορφώνουν τις συνθήκες ενός ενδιαιτήματος αλλά και της γενικότερης δομής του τοπίου. Σύμφωνα με τους Conas and Blondel (1998), 366 αναπαραγόμενα είδη πουλιών απαντώνται στη Μεσόγειο, σε σύγκριση με τα 500 είδη αναπαραγόμενων πουλιών σε ολόκληρη την Ευρώπη. Στην Ελλάδα, από τα 442 είδη πουλιών που έχουν καταγραφεί, τουλάχιστον τα 122 περιλαμβάνονται στην κατηγορία των απειλούμενων (Λεγάκις και Μαραγκού 2009).

2.5 Η ταυτόχρονη επίδραση του υψομέτρου και των ανθρωπογενών δραστηριοτήτων στην ποικιλότητα των ειδών φυτών και πουλιών

Η μεταβολή του υψομέτρου επηρεάζει σημαντικά την ποικιλότητα των ειδών (Whittaker and Niering 1965, Gall and Longmore 1978, Navarro 1992, Begon et al. 1996, Patterson et al. 1998, Hawkins 1999, Lan and Dunbar 2000). Επιπλέον, η χωρική κατανομή των φυσικών πόρων επηρεάζει σημαντικά την αύξηση, αναπαραγωγή και διασπορά των οργανισμών. Για το λόγο αυτό η μεταβολή της κατανομής φυσικών πόρων στο τοπίο λόγω της αλλαγής χρήσεων γης είναι κρίσιμης σημασίας για την ορθή διαχείριση και το σχεδιασμό χρήσεων γης (Hobbs 1993, Fahrig and Merriam 1994, Noble and Dirzo 1997). Επιπρόσθετα, οι ανθρώπινες δραστηριότητες, όπως εκχερσώσεις, οικιστική ανάπτυξη, αλλαγή κάλυψης/χρήσης γης και κατακερματισμός των ενδιαιτημάτων διαμόρφωσαν το σημερινό μεσογειακό τοπίο από τους ιστορικούς χρόνους (Thomas 1956, Olson and Dirstein 1998, Blondel and Aronson 1999). Παλιότερες έρευνες (Antrop 1988, 2000, Turner et al. 2001) έχουν δείξει ότι ο παράγοντας που εξηγεί το μεγαλύτερο μέρος της μεταβλητότητας της δομής του τοπίου είναι η απόσταση από το σημείο ή την περιοχή όπου εκκινεί ο άνθρωπος, όπως τα χωριά.

Σύμφωνα με την υπόθεση της ενδιάμεσης διαταραχής (Intermediate Disturbance Hypothesis, IDH) (Connell 1978, 1979) η ποικιλότητα των ειδών μεγιστοποιείται όταν η οικολογική διαταραχή δεν είναι ούτε πολύ σπάνια ούτε πολύ συχνή. Σε χαμηλά επίπεδα διαταραχής, οι πιο ανταγωνιστικοί οργανισμοί ωθούν τα δευτερεύοντα είδη σε εξαφάνιση και κυριαρχούν στο οικοσύστημα. Σε υψηλά επίπεδα διαταραχής όλα τα είδη απειλούνται με εξαφάνιση. Σύμφωνα με την υπόθεση της ενδιάμεσης διαταραχής, στα ενδιάμεσα επίπεδα διαταραχής η ποικιλότητα των ειδών μεγιστοποιείται, επειδή είναι δυνατή η συνύπαρξη όλων των ειδών (*K*-selected και *r*-selected). Οι Deuschewitz et al. (2003) διαπίστωσαν ότι ο πλούτος των γηγενών και ξενικών φυτικών ειδών αυξάνεται με

ενδιάμεσα επίπεδα ανθρώπινης διαταραχής σε συνδυασμό με υψηλά επίπεδα χωρικής ετερογένειας σε αστικά, παραποτάμια και περιορισμένης έκτασης αγροτικά οικοσυστήματα.

Οι ανθρώπινες δραστηριότητες είναι αυτές που διαμορφώνουν τις διαχρονικές αλλαγές των χρήσεων γης (Blondel 2006, Serra et al 2008). Ειδικότερα, οι περιοχές της λεκάνης της Μεσογείου έχουν διαμορφωθεί πάνω από χιλιετίες από την ανθρώπινη δραστηριότητα (Geri et al. 2010). Ο ανθρώπινος παράγοντας επηρεάζει τα Μεσογειακά οικοσυστήματα με τέτοιο τρόπο ώστε οι μέτριες διαταραχές ενισχύουν τη βιοποικιλότητα και την ποικιλότητα τοπίου, ενώ οι πιο έντονες ή παρατεταμένες διαταραχές προκαλούν την υποβάθμιση των οικοσυστημάτων (Blondel and Aronson 1999, Argyropoulou et al. 2005, Sadler et al. 2006, Veech 2006, Maclean et al. 2006). Επιπλέον ο Farina (1988) έδειξε ότι η άσκηση γεωργοκτηνοτροφικών εργασιών σύμφωνα με τις παραδοσιακές πρακτικές σε αγροτικά οικοσυστήματα της βόρειας Ιταλίας συνέβαλε σημαντικά στην αύξηση του πλούτου των ειδών πουλιών σε σύγκριση με γειτονικά δασικά οικοσυστήματα. Οι αλληλεπιδράσεις μεταξύ του χωρικού μοτίβου ενός τοπίου και των φυσικών και ανθρωπογενών παραγόντων, που έχουν επηρεάσει το τοπίο, μπορούν να αποτελέσουν τη βάση για τη σύνδεση αυτού του χωρικού μοτίβου με την κατανομή της βιοποικιλότητας (Saura και Carballal 2004). Συγκεκριμένα στα αγροτικά τοπία, η ετερογένεια των ενδιαιτημάτων από τη μικροκλίμακα ενός χωραφιού, με την αύξηση του αριθμού καλλιεργειών ανά χωράφι, μέχρι τη μακροκλίμακα ενός ολόκληρου τοπίου, είναι πιθανόν να επηρεάζει θετικά τον αριθμό των ειδών πουλιών, δεδομένου ότι τα περισσότερα είδη θα είναι σε θέση να βρίσκουν εναλλακτικά κατάλληλα ενδιαιτήματα (Benton et al. 2003). Η επίδραση της ανθρώπινης δραστηριότητας στην κοινότητα των αγροτικών πουλιών (farmland birds) έχει μελετηθεί ελάχιστα, παρά τις δυσανάλογες επιπτώσεις στα αγροτικά οικοσυστήματα σε σύγκριση με άλλα οικοσυστήματα. Το γεγονός αυτό χρήζει ιδιαίτερης σημασίας, καθώς τα αγροτικά είδη πουλιών τεκμηριωμένα απειλούνται με εξαφάνιση τις τελευταίες τρεις δεκαετίες (Donald et al. 2001, Newton 2004, Vickery et al. 2004).

2.6 Η ορνιθοπανίδα ως δείκτης της οικολογικής ισορροπίας του τοπίου

Στις σύγχρονες έρευνες, χρησιμοποιούνται διάφοροι δείκτες για την αξιολόγηση της κατάστασης του περιβάλλοντος, ως προειδοποιητικά μέσα για την ανίχνευση οικολογικών προβλημάτων. Σε αρκετές χώρες, έχει θεσπιστεί σχετική νομοθεσία η οποία υπαγορεύει τη διερεύνηση της κατάστασης του περιβάλλοντος με αξιοποίηση οικολογικών δεικτών με τη

συνδυασμένη χρήση των Γεωγραφικών Συστημάτων Πληροφοριών και της τηλεπισκόπησης. Ως οικολογικοί δείκτες θα μπορούσαν να οριστούν μετρήσιμα χαρακτηριστικά της δομής (γενετικής, πληθυσμού, οικοσυστήματος και τοπίου), της σύνθεσης (γονιδιακή, ειδών, πληθυσμών, κοινοτήτων και τοπίου) ή λειτουργίας (γενετικής, δημογραφικής/ιστορικό εξέλιξης, οικοσυστήματος, και διαδικασιών διαταραχής του τοπίου) των οικολογικών συστημάτων (United States Environmental Protection Agency 2002). Επιπλέον οι δείκτες θα πρέπει να αντικατοπτρίζουν όλα εκείνα τα στοιχεία τα οποία συνδέουν τις ανθρώπινες ενέργειες με τις επιπτώσεις αυτών στο περιβάλλον, να καθορίζουν τα μέτρα που θα επιλεγούν για την αντιμετώπιση αυτών (Smeets and Weterings 1999) και τέλος, να είναι εύκολα αντιληπτοί από το ευρύτερο κοινωνικό σύνολο (Schiller et al. 2001). Τόσο για την παρατήρηση, όσο και για την εκτίμηση της οικολογικής ισορροπίας του τοπίου είναι απαραίτητο ένα σύνολο δεικτών, ευαίσθητων στις περιβαλλοντικές μεταβολές που εστιάζουν στον κίνδυνο της υποβάθμισης και σχετίζονται με τη λειτουργία του οικοσυστήματος (Herrick et al. 1995).

Στην εξέταση όμως ενός οικοσυστήματος παρατηρούνται δυο διαφορετικές προσεγγίσεις. Η πρώτη είναι η πληθυσμιακή-κοινοτική προσέγγιση που εξετάζει ένα οικοσύστημα με όρους των συστατικών ειδών ή πληθυσμών, οργανωμένων σε ομάδες ή κοινότητες, ενώ η δεύτερη, η λειτουργική προσέγγιση, με όρους λειτουργιών (Loreau 2000). Όσον αφορά στην πρώτη προσέγγιση, ο πλούτος των ειδών είναι ένας καλός δείκτης της ικανότητας επαναπροσαρμοστικότητας (resilience) και οικολογικής ισορροπίας του οικοσυστήματος (Rappart et al. 1998, Duelli and Obrist 2003, Moretti et al. 2006, Tzoulas et al. 2007). Η οικολογική επαναπροσαρμοστικότητα αντανακλά την ικανότητα ενός οικοσυστήματος να διατηρεί τις δομές και λειτουργίες του στην παρουσία φυσικών και ανθρωπογενών διαταραχών (Rappart et al. 1998, Walker et al. 2004). Ένα οικοσύστημα είναι πιο ελαστικό όταν είναι πλούσιο σε είδη (Bengtsson et al. 2002). Για παράδειγμα, ένα οικοσύστημα πλούσιο σε είδη είναι πιο ελαστικό στην εισβολή ξενικών ειδών δεδομένου ότι οι διαθέσιμοι φυσικοί πόροι χρησιμοποιούνται πιο αποτελεσματικά (Loreau et al. 2002). Συγκεκριμένα, τα πουλιά έχουν χρησιμοποιηθεί ως δείκτες βιοποικιλότητας σε πολυάριθμες μελέτες γιατί είναι η πιο καλά μελετημένη ταξινόμηση ομάδα ως προς την οικολογία και βιολογία της (Garson et al. 2002, Schulze et al. 2004). Επιπρόσθετα, τα πουλιά, εξαιτίας της υψηλής κινητικότητάς τους, ανταποκρίνονται γρήγορα στις αλλαγές της δομής των ενδιαίτημάτων (Morrison 1986, Fuller et al. 1995, Louette et al. 1995) και έχει αποδειχθεί ότι είναι καλοί δείκτες της δομής του τοπίου.

Ειδικότερα τα αναπαραγόμενα πουλιά είναι από τα συχνότερα χρησιμοποιούμενα είδη ως βιολογικοί δείκτες της υγείας των οικοσυστημάτων (Αναγνωστοπούλου 1996, Canterbury et al. 2000). Η αποτελεσματική παρακολούθηση των αναπαραγόμενων πουλιών είναι ιδιαίτερα σημαντική για τον προσδιορισμό προβλημάτων, αναγκών προστασίας και διαχείρισης (Hagemeyer and Blair 1997, Nikolov 2007, Κατή 2007), ενώ έχει βρεθεί ότι ανταποκρίνονται περισσότερο σε σύγκριση με άλλους οργανισμούς και στο δείκτη βλάστησης NDVI (Hurlbert and Haskell 2003, Hawkins 2004, Evans et al. 2006). Οι Larsen et al. (2010) μελέτησαν κατά πόσο ποσοτικοί παράμετροι της κοινότητας παρυδάτιων πουλιών μπορούν να χρησιμοποιηθούν ως δείκτες της ανθρώπινης επίδρασης κατά μήκος μεσογειακών ρεμάτων στην κεντρική Ιταλία. Στην Ελλάδα, στα οροπέδια του κεντρικού Ζαγορίου μελετήθηκε η ορνιθοπανίδα ως «δείκτης αειφορικής χρήσης» καθώς και εκείνα τα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά των ενδιαιτημάτων που είναι απαραίτητα για την προστασία των αγροτικών ειδών πουλιών (Τσιακίρης 2009). Σύμφωνα με τη διεθνή βιβλιογραφία (Lambeck 1997, Massa et al. 2003, Padoa-Schioppa et al. 2006), ως πουλιά δείκτες χρησιμοποιούνται συνήθως τα επιδημητικά είδη της περιοχής που δεν την εγκαταλείπουν το χειμώνα. Συγκεκριμένα, τα μεταναστευτικά είδη, τα οποία έχουν ιδιαίτερα ευρεία εξάπλωση, είναι δύσκολο να συνδεθούν με τυχόν επιπτώσεις στους πληθυσμούς τους, από κάποια στρεσογόνα πηγή στο έδαφος. Για το λόγο αυτό εξαιρούνται συνήθως τα μεταναστευτικά είδη από την ανάδειξη ειδών - ενδεικτών.

Η λειτουργική προσέγγιση των οικοσυστημάτων οδήγησε στην ομαδοποίηση των ειδών σύμφωνα με την ομοιότητα της συμπεριφοράς που αυτά παρουσιάζουν σε σχέση με μια οικοσυστημική λειτουργία (Woodward and Cramer 1996). Έτσι, στη σύγχρονη οικολογία, τα είδη, ως ταξινομικές μονάδες, υποκαταστάθηκαν από τους λειτουργικούς τύπους (functional groups) των ειδών. Ως λειτουργικός τύπος θεωρείται μια ομάδα οργανισμών, η οποία παίζει τον ίδιο λειτουργικό ρόλο στο οικοσύστημα, είτε αντιδρώντας με τον ίδιο τρόπο σε κάποια διαταραχή, είτε χρησιμοποιώντας τους ίδιους πόρους (Gitay and Noble 1997). Σύμφωνα με τους Woodward and Kelly (1997), με την ταξινόμηση των οργανισμών με βάση τους λειτουργικούς τους τύπους μπορεί να προβλεφθεί με μεγαλύτερη ακρίβεια η «απόκριση» ενός οικοσυστήματος στην επίδραση ανθρώπινων διαταραχών (Croonquist and Brooks 1991, O'Connell et al. 2000, Hausner et al. 2003, Ukmir et al. 2007).

Προσεγγίσεις που βασίζονται στα χαρακτηριστικά ενός λειτουργικού συνόλου (functional guild), που περιλαμβάνει ομάδες ειδών χωρίς να συνδέονται στενά ταξινομικά, έχουν το πλεονέκτημα ότι είναι ανεξάρτητες των ειδών και παράλληλα επιτρέπουν τη

σύγκριση στρεσογόνων παραγόντων για την ομάδα σε ευρείες γεωγραφικές περιοχές (Gayraud and Philippe 2003). Αυτές οι προσεγγίσεις οδήγησαν στην τάση μέτρησης της ποικιλότητας λειτουργικών τύπων, δηλαδή στην έννοια της «λειτουργικής βιοποικιλότητας» (functional biodiversity) (Καρανδεινός 2007). Σύμφωνα με τον Bengtsson (1998), η χρήση κάποιας μονάδας μέτρησης της λειτουργικής ποικιλότητας ενός οικοσυστήματος, μπορεί να αποδειχθεί ίσως ο πιο αποδοτικός και χρήσιμος τρόπος για να συσχετιστεί η βιοποικιλότητα με μια λειτουργία του οικοσυστήματος.

Οι ομάδες των ζωντανών οργανισμών (από το επίπεδο γονιδίων ως και το επίπεδο κοινότητας) μπορούν να ομαδοποιηθούν με βάση τα οικολογικά και ηθολογικά χαρακτηριστικά τους, όπως είναι το μέγεθος του σώματος, η αφθονία, η θέση στην τροφική αλυσίδα, η δυνητική κινητικότητα, η διαφοροποίηση οικοθέσης και η επίδραση που ασκούν στις οικοσυστημικές λειτουργίες. Διακρίνονται δυο κατηγορίες δεικτών σε σχέση με την αλληλεπίδραση τους με τα αγροτικά οικοσυστήματα: βιοδείκτες που σχετίζονται με τις λειτουργίες (process-related bio-indicators) και βιοδείκτες που σχετίζονται με τη υγεία (health-related bio-indicators), όπου «λειτουργία» και «υγεία» αναφέρονται στο αγροοικοσύστημα (Moonen and Barberi 2008). Οι βιοδείκτες λειτουργιών βρίσκονται κυρίως στη βάση της τροφικής αλυσίδας (π.χ. βακτήρια εδάφους, γαιοσκώληκες), ενώ οι βιοδείκτες υγείας αποτελούνται από οργανισμούς που βρίσκονται στα ανώτερα επίπεδα της τροφικής αλυσίδας (κολεόπτερα, τρωκτικά, πουλιά). Αυτοί οι οργανισμοί είναι συνήθως μεγαλύτεροι σε μέγεθος και μετακινούνται και συνεπώς η σύνθεση και διάρθρωση του τοπίου παίζουν σημαντικό ρόλο στην κατανομή της παρουσίας τους, γιατί μέσω αυτών των στοιχείων αντιλαμβάνονται τη θέση των κύριων πηγών τροφής, διαχείμασης και αναπαραγωγής ώστε να ολοκληρώσουν τον κύκλο ζωής τους με επιτυχία (Farina and Belgrano 2004). Ιδίαιτα το χαρακτηριστικό κινητικότητας των ειδών πουλιών σε διαφορετικά επίπεδα, που έχει ως αποτέλεσμα την αποίκιση τους σε κατάλληλες χωροσηφίδες ενδιαιτημάτων, έχει εφαρμογές στην επαναπροσαρμοστικότητα του οικοσυστήματος, ειδικά σε ετερογενή τοπία (Loreau et al. 2003), όπως είναι τα ανθρωπογενή και αγροτικά. Επιπλέον, σύμφωνα με την υπόθεση δομής του τοπίου (the habitat structure hypothesis) διαφορετικές ομάδες ειδών αποικίζουν τοπικές κοινότητες που διαφέρουν ως προς τη δομή του ενδιαιτήματος τους (π.χ. δάση έναντι ανοιχτών χωραφιών) (Tews et al. 2004, Fuller et al. 2005), καταλήγοντας σε διαφορετικές αλληλεπιδράσεις ειδών και ενέργειας (Hurlbert 2004). Πράγματι, διαφορές στη δομή ενός ενδιαιτήματος έχει βρεθεί ότι σχετίζονται με τις διαφορές στο μέγεθος κατανομής των κοινοτήτων πουλιών, το μέγεθος σώματος (Polo and Carrascal 1999) και την αφθονία (Flather and

Sauer 1996, Hurlbert 2004). Για παράδειγμα, οι French and Picozzi (2002) χρησιμοποίησαν λειτουργικές ομάδες πουλιών για να αξιολογήσουν τη λειτουργική βιοποικιλότητα των πουλιών σε σχέση με τα χωρικά πρότυπα κάλυψης/χρήσης γης στη Σκωτία.

2.7 Σκοπός και στόχοι της έρευνας

Ο γενικός σκοπός της παρούσας έρευνας ήταν ο έλεγχος της μηδενικής υπόθεσης ότι η παρουσία και ο πλούτος των ειδών ορνιθοπανίδας στο τοπίο δεν αλληλοσχετίζονται με χωρικούς δείκτες που εκφράζουν ποσοτικά τη δομή του τοπίου και με τις ανθρώπινες υποδομές. Ως βασική συνιστώσα διάρθρωσης του τοπίου μελετήθηκαν οι ανθρώπινες επιδράσεις μέσω της οικιστικής και αγροκτηνοτροφικής δραστηριότητας, που εξαρτώνται από τη χωρική έκταση και κατανομή τους στο χώρο. Μελετήθηκαν επίσης τα διαφορετικά στάδια εξέλιξης του τοπίου που προκύπτουν στο μωσαϊκό της περιοχής ως έμμεση συνέπεια των αλλαγών χρήσεων γης από τον άνθρωπο.

Στο πλαίσιο αυτό η παρούσα έρευνα σχεδιάστηκε να απαντήσει στα παρακάτω ερευνητικά ερωτήματα, που αποτελούν και τους ειδικούς στόχους της έρευνας:

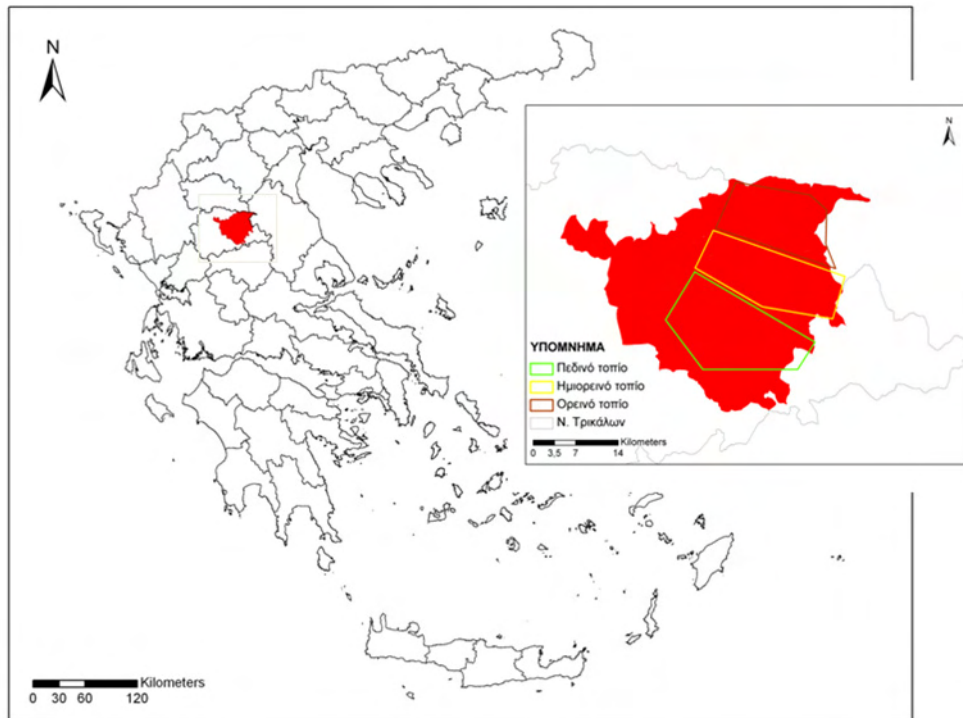
- Πώς επηρεάζει η δομή του τοπίου την αφθονία και ποικιλότητα της ορνιθοπανίδας;
- Πώς επηρεάζει η οικιστική και αγροκτηνοτροφική δραστηριότητα τη βιοποικιλότητα και συγκεκριμένα την ποικιλότητα ορνιθοπανίδας;
- Υπάρχει κάποιος μηχανισμός ταυτόχρονης επίδρασης του υψομέτρου και της ανθρώπινης δραστηριότητας στην ορνιθοπανίδα;
- Πώς επιδρά το στάδιο εξέλιξης του τοπίου στον πλούτο της ορνιθοπανίδας;
- Υπάρχουν είδη πουλιών - δείκτες της οικολογικής ισορροπίας του τοπίου;

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3

ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΠΕΡΙΟΧΗΣ ΕΡΕΥΝΑΣ

3.1. Γεωγραφική θέση της περιοχής έρευνας

Ως περιοχή έρευνας επιλέχθηκαν τρία διαφορετικά τοπία που εκτείνονται στο βορειοανατολικό τμήμα του Νομού Τρικάλων (Χάρτης 3.1) και ανήκουν διοικητικά στους δυο Καλλικρατικούς Δήμους Τρικκαίων και Καλαμπάκας καταλαμβάνοντας έκταση 605 km². Το κέντρο της περιοχής έρευνας έχει συντεταγμένες 21°49'20.92"A και 39°44'28.09"B με βορειότερο σημείο στο 21°51'42.37"A και 39°50'31.04"B και νοτιότερο στο 21°42'4.36"A και 39°33'36.17"B. Εκτείνεται από την ανατολική πλευρά του Θεσσαλικού κάμπου μέχρι τον ορεινό όγκο των Αντιχασίων. Τα Αντιχάσια Όρη είναι σχετικά χαμηλή οροσειρά, με τις κορυφές Οξυά (1.416 m) και Μετερίζια (1381 m) να συνδέονται στα βόρεια με τα Χάσια και τα Καμβούνια όρη, ενώ νότια καταλήγουν στη θεσσαλική πεδιάδα.



Χάρτης 3.1. Χάρτης προσανατολισμού της περιοχής έρευνας με τα τρία διαφορετικά τοπία (κεντρικό και ανατολικό τμήμα του Νομού Τρικάλων).

3.2 Φυσικό περιβάλλον

3.2.1 Κλιματικές συνθήκες

Από την προβολή της περιοχής έρευνας στο χάρτη βιοκλιματικών ορόφων της Ελλάδας του Μαυρομμάτη (1978) (Χάρτης 3.2.1) προκύπτει ότι η περιοχή έρευνας ανήκει στον ύφυγρο βιοκλιματικό υπο-όροφο με μέτρια ψυχρούς χειμώνες και θερμό καλοκαίρι. Συγκεκριμένα, ο χαρακτήρας του βιοκλίματος του πεδινού τοπίου της περιοχής έρευνας, είναι έντονος μέσο - μεσογειακός με 75-100 βιολογικά ξηρές ημέρες κατά τη θερμή περίοδο, ενώ είναι ασθενής προς μέσο - μεσογειακός με ελάχιστο 40 έως 75 βιολογικά ξηρές ημέρες για το ημιορεινό και ορεινό τοπίο.

3.2.2 Μετεωρολογικά δεδομένα

Στην περιοχή έρευνας λειτουργούν τρεις μετεωρολογικοί σταθμοί που καλύπτουν τις διαφορετικές υψομετρικές ζώνες που ανήκουν τα τρία υπό μελέτη τοπία. Συγκεκριμένα, ο μετεωρολογικός σταθμός του Φλαμουλίου Τρικάλων λειτουργεί σε υψόμετρο 163 m, ο σταθμός της Καλαμπάκας σε υψόμετρο 240 m και ο σταθμός του Κονισκού σε υψόμετρο 832 m. Ο τελευταίος σταθμός ανήκει στο δίκτυο αυτόματων σταθμών του Εθνικού Αστεροσκοπείου Αθηνών (ΕΑΑ) που λειτουργεί με ευθύνη της Εθνικής Μετεωρολογικής Υπηρεσίας. Οι μέσες μηνιαίες τιμές της θερμοκρασίας του μετεωρολογικού σταθμού Καλαμπάκας για τα έτη 1974 - 2003 παρουσιάζουν μέγιστο τον Ιούνιο και ελάχιστο τον Ιανουάριο (Πίνακας 3.2.2.α). Επίσης, οι μέσες μηνιαίες τιμές της θερμοκρασίας του μετεωρολογικού σταθμού Κονισκού για τα έτη 2008 - 2011 παρουσιάζουν μέγιστο τον Ιούλιο και ελάχιστο τον Ιανουάριο (Πίνακας 3.2.2.α).

Πίνακας 3.2.2.α. Θερμοκρασία αέρα και βροχόπτωση στους μετεωρολογικούς σταθμούς Καλαμπάκας και Κονισκού Τρικάλων για τις αντίστοιχες χρονικές περιόδους λειτουργίας τους.

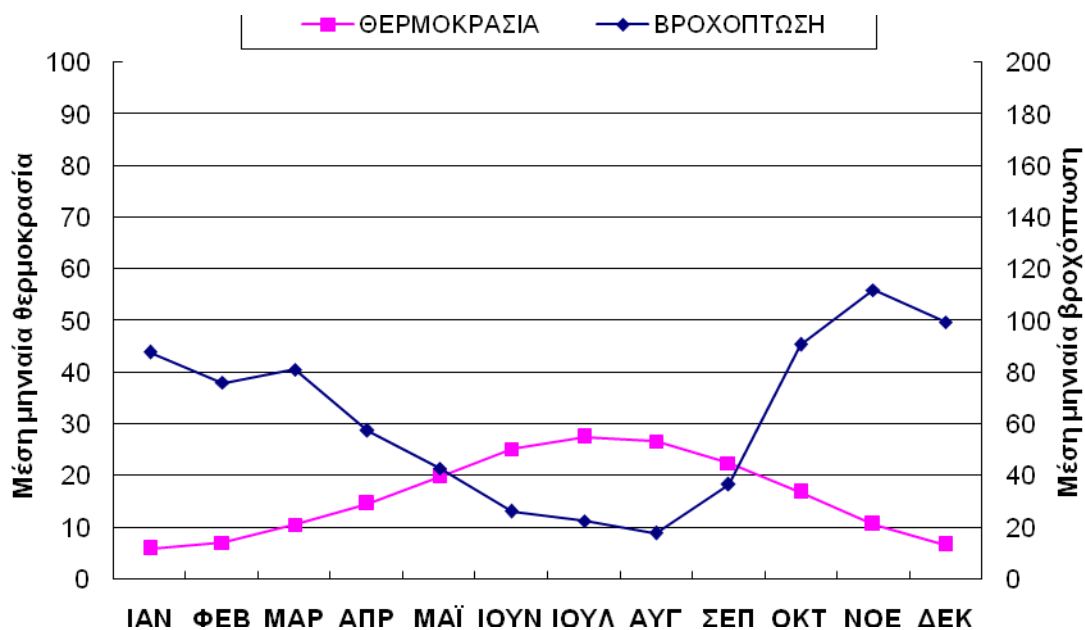
Μετεωρολογικός Σταθμός	Σταθμός Καλαμπάκας (1974-2003)			Σταθμός Κονισκού (2008-2011)		
Μετεωρολογική παράμετρος	Θερμοκρασία °C		Βροχόπτωση	Θερμοκρασία °C		Βροχόπτωση
Μήνας	Μέση μέγιστη	Μέση ελάχιστη	Ύψος βροχής (mm)	Μέση μέγιστη	Μέση ελάχιστη	Ύψος βροχής (mm)
Ιανουάριος	9,14	2,25	89,91	14,57	-8,7	66,27
Φεβρουάριος	10,56	3,08	85,61	15,00	-7,5	81,87
Μάρτιος	13,99	5,48	92,07	19,27	-2,8	67,47
Απρίλιος	18,43	8,89	70,77	22,75	0,3	64,25
Μάιος	24,02	13,34	58,08	27,73	3,0	45,35
Ιούνιος	29,85	17,7	35,39	31,68	7,5	37,80
Ιούλιος	32,45	20,01	26,80	34,90	10,0	25,30
Αύγουστος	31,47	19,44	20,50	33,10	10,8	41,65
Σεπτέμβριος	26,91	16,04	44,59	31,20	5,3	68,25
Οκτώβριος	20,67	11,77	100,42	22,00	-0,2	102,80
Νοέμβριος	14,02	6,75	146,82	20,45	-2,9	56,10
Δεκέμβριος	9,67	3,2	125,38	17,25	-7,9	76,10
Μέσοι όροι Σύνολα	20,10	10,66	896,34	24,16	0,59	733,20

Οι μέσες μηνιαίες και ακραίες τιμές της θερμοκρασίας του μετεωρολογικού σταθμού Φλαμουλίου Τρικάλων για τα έτη 1974 - 2009 παρουσιάζουν μέγιστο τον Ιούλιο και ελάχιστο τον Ιανουάριο (Πίνακας 3.2.2.β). Ομοίως, το μέσο μέγιστο καταγράφεται τον Ιούλιο και το μέσο ελάχιστο τον Ιανουάριο. Η απόλυτα μέγιστη τιμή (44,0°C) σημειώθηκε τον Ιούλιο του 1987, ενώ η απόλυτα ελάχιστη τιμή (-9°C) τον Δεκέμβριο του 2001 και τον Ιανουάριο του 2002. Κατά τη χειμερινή περίοδο είναι πιθανή η εμφάνιση μερικού ή ολικού

παγετού. Ο μήνας με τις περισσότερες βροχοπτώσεις ήταν ο Νοέμβριος με μέση ετήσια βροχόπτωση που έφτανε τα 112 mm, ενώ ο πιο ξηρός μήνας ήταν ο Ιούλιος με 22,6 mm. Από το ομβροθερμικό διάγραμμα (Γράφημα 3.2.2) προκύπτει ότι η ξηρή περίοδος έχει μικρή διάρκεια, αφού ξεκινά από τα μέσα Ιουνίου και ουσιαστικά τελειώνει αρχές Σεπτεμβρίου. Επειδή ο σταθμός Καλαμπάκας λειτούργησε την περίοδο 1974-2003 και ο σταθμός Κονισκού λειτούργησε αρκετά πρόσφατα (Πίνακας 3.2.2.α), για το ομβροθερμικό διάγραμμα της περιοχής έρευνας επιλέξαμε τα μετεωρολογικά δεδομένα του σταθμού Φλαμουλίου Τρικάλων.

Πίνακας 3.2.2.β. Θερμοκρασία αέρα, σχετική υγρασία και βροχόπτωση στο μετεωρολογικό σταθμό του Φλαμουλίου Τρικάλων της Εθνικής Μετεωρολογικής Υπηρεσίας (EMY) για τη χρονική περίοδο 1974 – 2009.

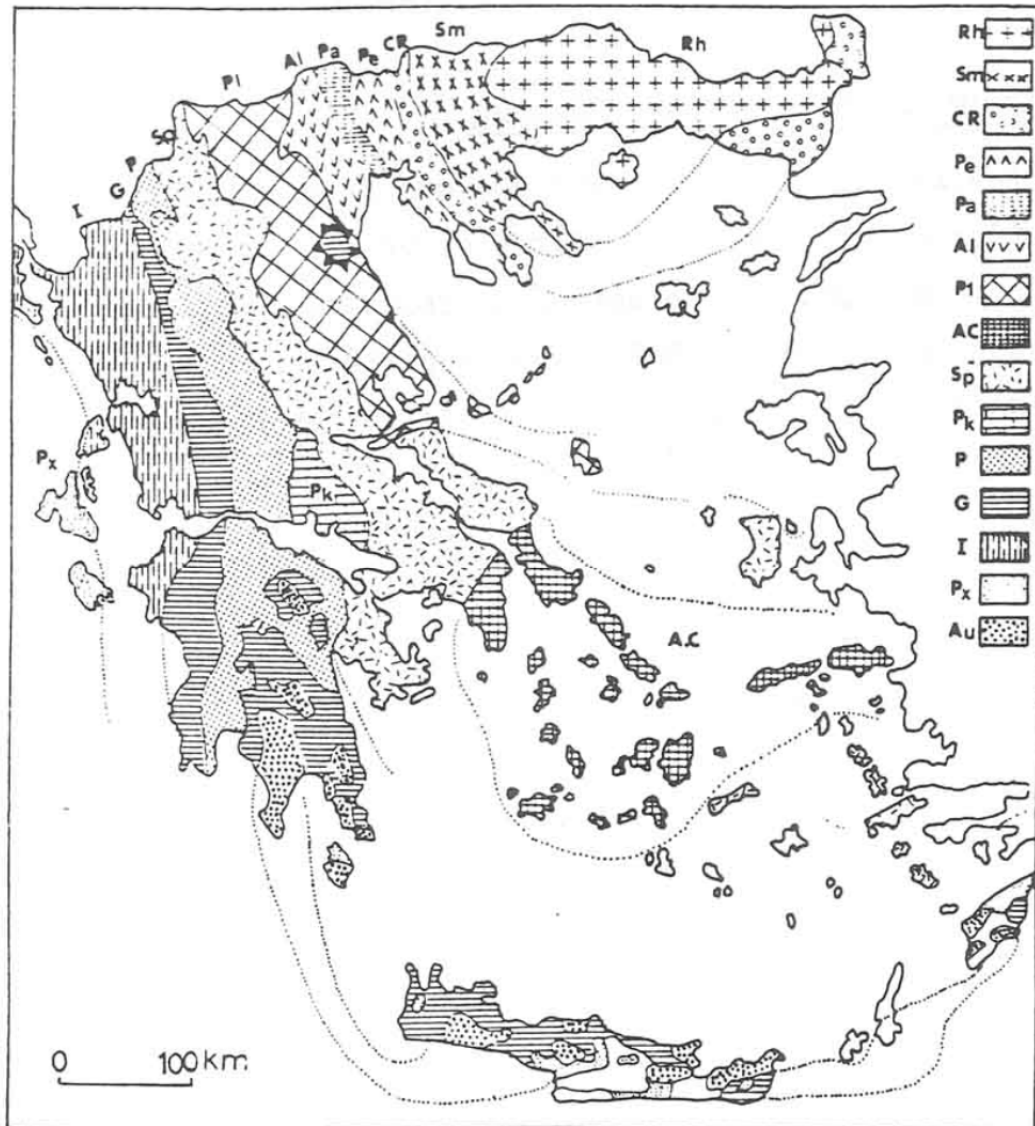
Μετεωρολογικός Σταθμός Φλαμουλίου Τρικάλων (1974-2009)							
Μετεωρολογική παράμετρος Μήνας	Θερμοκρασία °C					Βροχόπτωση	
	Απόλυτα μέγιστη	Μέση μέγιστη	Μέση	Μέση ελάχιστη	Απόλυτα ελάχιστη	Σχετική υγρασία (%)	Ύψος βροχής (mm)
Ιανουάριος	15,95	11,97	5,94	2,25	-3,69	79,03	87,7
Φεβρουάριος	16,18	17,44	7,08	3,08	-2,61	76,36	76
Μάρτιος	20,42	18,97	10,45	5,48	-0,18	71,39	81
Απρίλιος	23,87	21,53	14,58	8,89	3,67	67,32	57,4
Μάιος	29,94	27,61	19,81	13,34	8,53	63,2	42,8
Ιούνιος	35,82	31,86	25,18	17,7	13,22	56,1	26,2
Ιούλιος	37,95	36,68	27,55	20,01	15,6	53,92	22,6
Αύγουστος	37,06	34,1	26,62	19,44	15,42	56,09	17,8
Σεπτέμβριος	32,23	31,03	22,43	16,04	11,88	65,16	36,6
Οκτώβριος	26,88	24,58	16,79	11,77	5,39	75,12	90,7
Νοέμβριος	20,17	17,53	10,64	6,75	1,05	78,76	112
Δεκέμβριος	15,70	13,1	6,62	3,2	-2,9	79,24	99,6
Μέσοι όροι ή Σύνολα	26,01	23,87	16,14	10,66	5,45	68,47	750,40



Γράφημα 3.2.2. Ομβροθερμικό διάγραμμα σύμφωνα με τα στοιχεία του Μετεωρολογικού Σταθμού Φλαμουλίου Τρικάλων της Εθνικής Μετεωρολογικής Υπηρεσίας (ΕΜΥ) για τη χρονική περίοδο 1974 – 2009.

3.2.3 Πετρογραφικές συνθήκες

Τα πετρώματα της περιοχής έρευνας είναι κυρίως σχηματισμοί της Τριτογενούς γεωλογικής περιόδου και μεταμορφωμένα πετρώματα (γνεύσιοι, σχιστόλιθοι) (Χάρτης 3.2.3). Οι γνεύσιοι είναι κυρίως λευκοκρατικοί με κρυστάλλους μέσου – μεγάλου μεγέθους, συνήθως οφθαλμώδεις, ενώ οι σχιστόλιθοι είναι κυρίως μαρμαρυγικοί, χλωριτικοί με ενστρώσεις από χαλαζίτες και μάρμαρα (Μελιάδης και άλλοι 2000). Τα Αντιχάσια Όρη ανήκουν στο σύνολό τους γεωλογικά στην Ελληνική Γεωτεκτονική Πελαγονική Ζώνη (PI) και ένα μέρος στην Υποπελαγονική ζώνη (Sp) ή ζώνη «Ανατολικής Ελλάδας» με διεύθυνση ΒΔ - ΝΑ ξεκινώντας από την ανατολική Αλβανία και συνεχίζοντας προς την κεντρική Θεσσαλία.



Χάρτης 3.2.3. Γεωτεκτονικό σχήμα των Ελληνίδων ζωνών. Rh: Μάζα της Ροδόπης, Sm: Σερβομακεδονική μάζα, CR: Περιοδοσική ζώνη, (Pe: Ζώνη Παιονίας, Pa: Ζώνη Πάικου, Al: Ζώνη Αλμωπίας ή Ζώνη Αξίου, Pl: Πελαγονική Ζώνη, Ac: Αττικό – Κυκλαδική ζώνη, Sp: Υποπελαγονική ζώνη ή ζώνη Ανατολικής Ελλάδας, Pk: Ζώνη Παρνασσού – Γκιώνας, P: Ζώνη Πίνδου, G: Ζώνη Γαβρόβου – Τρίπολης, I: Ιόνιος Ζώνη, Px: Ζώνη Παξών ή Προαπούλια, Au: Ενότητα «Ταλέα όρη – πλακώδεις ασβεστόλιθοι» πιθανόν της Ιονίου ζώνης (Mountrakis et al. 1983, Μουντράκης 1985).

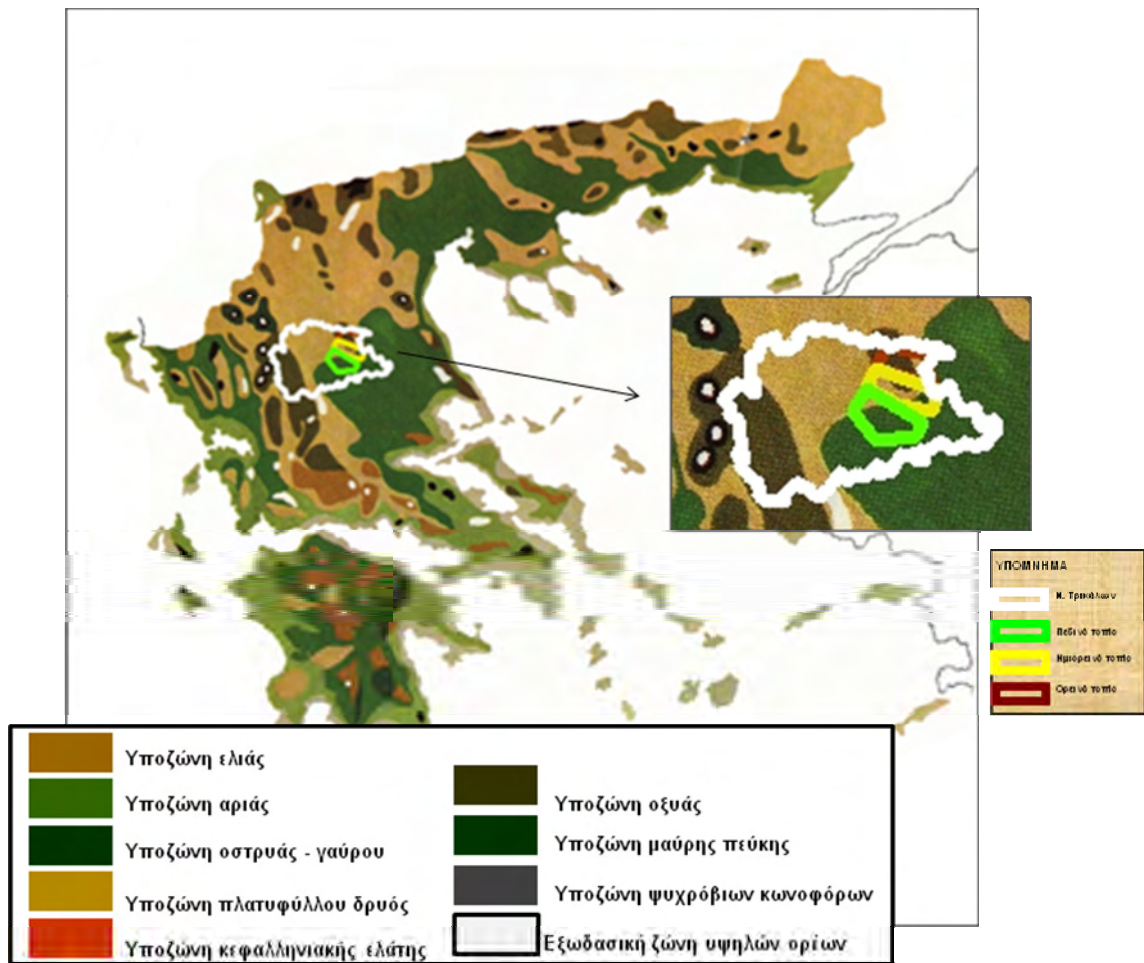
Η Πελαγονική ζώνη συγκροτείται από κρυσταλλοσχιστώδες υπόβαθρο, τους γνευσιωμένους γρανίτες, τα ημιμεταμορφωμένα Περμο – Τριαδικά πετρώματα, τα δυο ανθρακικά καλύμματα Τριαδικού – Ιουρασικού, τους οφειόλιθους και τα Ανωκρητιδικά επικλυσιογενή ιζήματα (Μουντράκης 1985). Η Υποπελαγονική ζώνη παρουσιάζει τρεις διαφορετικές στρωματογραφικές – τεκτονικές διαδοχές των πετρωμάτων της: (α) φλύσχης, σχηματισμός που αποτελείται κυρίως από αργιλικούς σχιστόλιθους, ψαμμίτες, κροκαλοπαγή πετρώματα και μαργαϊκούς ασβεστόλιθους, (β) ασβεστόλιθοι Θεόπετρας, που συναντώνται στην περιοχή της Κοινότητας Θεόπετρας Ν.Α. της Καλαμπάκας πάχους

περίπου 20 m, είναι κυρίως ερυθρόχρωμοι με φλεβίδια ασβεστίτη και βρίσκονται τοποθετημένα πάνω στην οφειολιθική σειρά, και (γ) οφειολιθική σειρά, δηλαδή βασικά πετρώματα που παρουσιάζουν υψηλό βαθμό αλλοίωσης, καστανού χρώματος με μεγάλους υπόλευκους ή ερυθρόχρωμους αστρίους.

Η περιοχή έρευνας ανήκει στην υδατική περιφέρεια ανατολικής Ελλάδας (Κωδ. Α), στο υδατικό διαμέρισμα Θεσσαλίας (Κωδ. Α4) και στην υδρολογική λεκάνη του Πηνειού (Κωδ. 24 01) (Μελιάδης και άλλοι 2000). Προς την πεδιάδα της Δυτικής Θεσσαλίας εκτείνεται η λεκάνη απορροής του Πηνειού ποταμού, συνολικής έκτασης 9.500 km² περίπου, με αποτέλεσμα το υδρογραφικό δίκτυο της περιοχής να είναι αρκετά πυκνό και να διακλαδίζεται γύρω από τον κύριο κορμό του Πηνειού. Οι σημαντικότεροι παραπόταμοι του είναι οι Τιταρήσιος, Μαλακασιώτης, Ίων ή Μουργκάνης, Ληθαίος, Πορταϊκός, Σοφαδίτης, Νεοχωρίτης, οι οποίοι έχουν τις πηγές τους στις γύρω ορεινές – ημιορεινές περιοχές της Θεσσαλικής πεδιάδας.

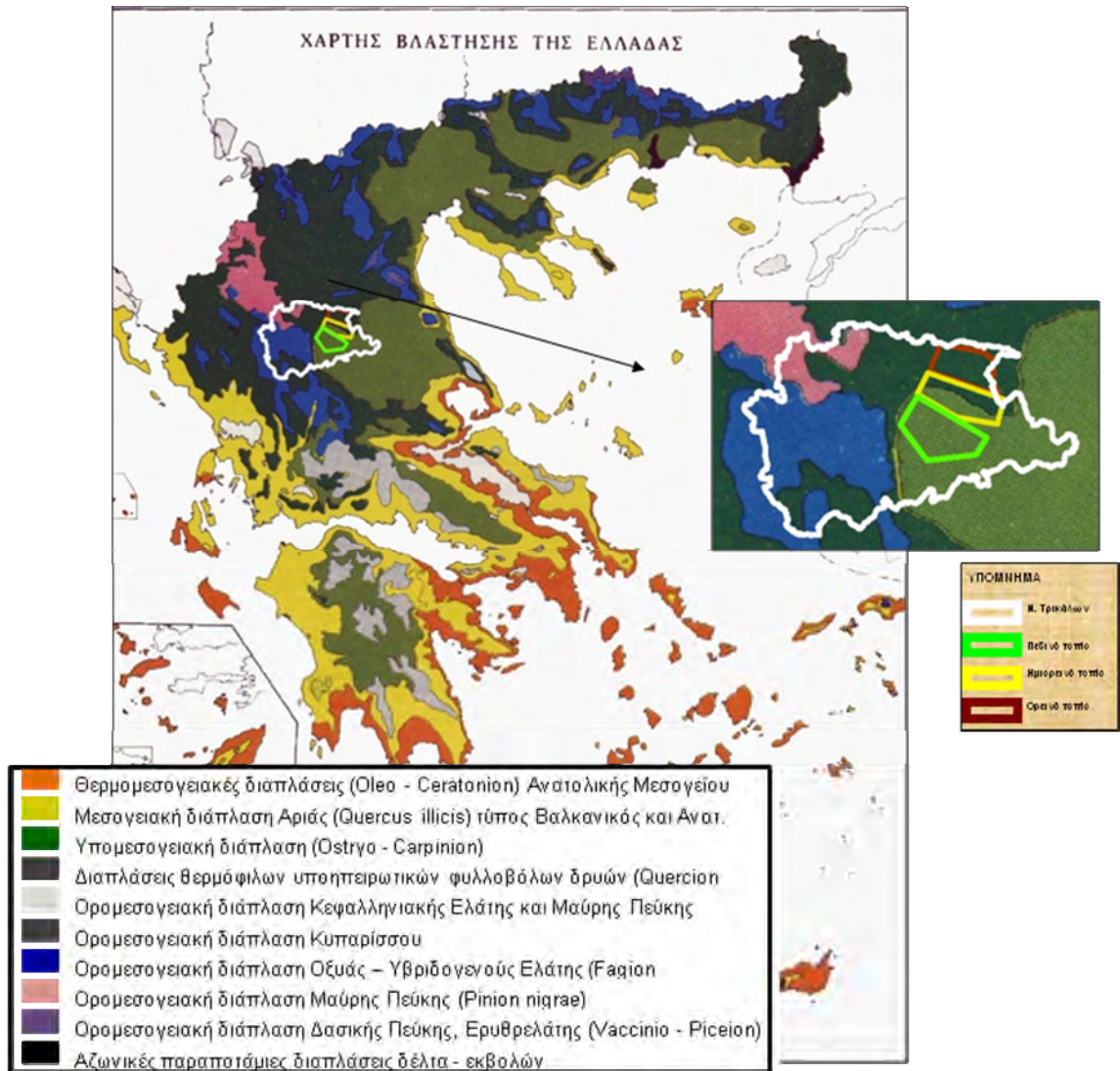
3.2.4 Βλάστηση

Η βλάστηση της περιοχής έρευνας έχει υποστεί τις επιδράσεις των ανθρώπινων δραστηριοτήτων για πολλές χιλιετίδες και σε αρκετές περιπτώσεις εμφανίζεται διαταραγμένη και υποβαθμισμένη. Παρά την υποβάθμιση, που σε ορισμένες περιπτώσεις χαρακτηρίζεται ως έντονη, η βλάστηση παρουσιάζει ακόμα και σήμερα υψηλή ποικιλότητα. Η ποικιλία των διαφόρων οικολογικών παραμέτρων, ήτοι κλίμα, γεωλογικό υπόστρωμα, έκθεση, έδαφος, υψόμετρο, επίδραση του ανθρώπου, συνέβαλαν σημαντικά σε αυτό. Οι ζώνες βλάστησης που παρατηρούνται στην περιοχή έρευνας, σύμφωνα με τις φυτοκοινωνικές μονάδες του συστήματος Braun – Blanquet κατά Ντάφη (1973), είναι η παραμεσογειακή ζώνη βλάστησης *Quercetalia pubescentis* και μόνο ένα μικρό μέρος στα ψηλότερα σημεία καλύπτεται από τη ζώνη της οξυάς (*Fagetalia*) (Χάρτης 3.2.4.α). Το κυρίαρχο δασικό είδος είναι η *Q. frainetto* που συχνά αναμιγνύεται με τις *Q. ithaburensis* var. *cerris* και *Q. pubescens*.



Χάρτης 3.2.4.α. Φυτοκοινωνικός χάρτης της Ελλάδας κατά Ντάφη (1973).

Εκτός από την ταξινόμηση της βλάστησης κατά Ντάφη αναφέρεται και η ταξινόμηση κατά Μαυρομάτη (1978) (Χάρτης 3.2.4.β). Όσον αφορά στην περιοχή έρευνας, οι δύο ταξινομήσεις συμφωνούν.



Εικόνα 3.2.4.β. Χάρτης Βλάστησης της Ελλάδας κατά Μαυρομμάτη (1978).

3.2.5 Οικολογική αξία και καθεστώς προστασίας της περιοχής

Η χλωρίδα του περιοχής παρουσιάζει έντονη ποικιλομορφία και περιλαμβάνει ενδημικά είδη με τη στενή έννοια (στενότοπα), γεγονός που αποδίδεται στο ανάγλυφο και στο σχετικά μεγάλο βαθμό απομόνωσης της περιοχής. Ο De Candolle (1820) χρησιμοποιεί πρώτη φορά τον όρο «ενδημικός» για φυτά με περιορισμένη εξάπλωση, γνωστά από μία και μόνο περιοχή. Η έννοια του ενδημισμού δεν περιλαμβάνει όμως μόνο τη μελέτη της περιοχής, αλλά εμπλέκει ουσιαστικά τους απαραίτητους παράγοντες και μηχανισμούς ενός τέτοιου φαινομένου. Οι περιοχές που καταλαμβάνουν τα ενδημικά είδη είναι περιοχές όπου η χλωρίδα είναι απομονωμένη. Στην περιοχή έρευνας αναφέρονται τα ενδημικά είδη: *Centaurea Kalambakensis*, *Centaurea lactiflora*, (Παράρτημα II της Κοινοτικής Οδηγίας 92/43/EEC) και άλλα σημαντικά είδη όπως το *Anthemis cretica ssp. cretica* (*Anthemis meteorica*). Δασικοί θάμνοι της περιοχής έρευνας είναι: ο σφένδαμος (*Acer sp.*), ο

ανατολικός γαύρος (*Carpinus orientalis*), η φλαμουριά (*Tilia tomentosa*), η αγριογορτσιά (*Pirus amygdaliformis*), η λευκή ιτιά (*Salix alba*), η αγριομηλιά (*Pirus malus*) και ο φράξος (*Fraxinus ornus*).

Σύμφωνα με το πληροφοριακό δελτίο του προγράμματος Natura 2000 (Ντάφης 1996, <http://natura2000.eea.europa.eu/natura2000/SDF.aspx?site=GR1440005>), στην πανίδα της ευρύτερης περιοχής με κωδικό GR1440005 «Ποταμός Πηνειός – Αντιχάσια Όρη» είναι βεβαιωμένη η παρουσία ειδών αμφιβίων και ερπετών, διαφόρων ομάδων πουλιών και θηλαστικών. Τα σημαντικότερα θηλαστικά που απαντούν στην περιοχή είναι τα εξής: *Lutra lutra* (Παράρτημα II της Κοινοτικής Οδηγίας 92/43/EEC), *Tadarida teniotis teniotis*, *Talpa romana*, *Glis glis argenteus*, *Mustela nivalis* και *Sciurus vulgaris* (προστατευόμενα είδη με βάση το Προεδρικό Διάταγμα 67/81) (<http://natura.minenv.gr/natura/server/user/biotoposinfo.asp?siteCode=GR1440003&ln=GR>). Τα είδη *Felis sylvestris* και *Canis lupus* θεωρούνται είδη ενδιαφέροντος, καθώς το πρώτο περιλαμβάνεται στο Παράρτημα IV της Κοινοτικής Οδηγίας 92/43/EEC και το δεύτερο ανήκει στο Παράρτημα II (για πληθυσμούς πάνω από τον 39^ο μεσημβρινό). Αναφορικά με τα αμφίβια και ερπετά, τα σημαντικότερα είδη είναι: *Testudo graeca*, *T. hermanni*, *T. marginata*, *Elaphe situla*, (Παράρτημα II της Κοινοτικής Οδηγίας 92/43/EEC).

Η πρώτη συστηματική έρευνα και καταγραφή δεδομένων της ορνιθοπανίδας στην ευρύτερη περιοχή πραγματοποιήθηκε από τον Hallmann στα πλαίσια της αξιολόγησης της περιοχής για ένταξη στο δίκτυο των Σημαντικών Περιοχών για τα Πουλιά (Grimmett and Jones 1989). Ακολούθησαν καταγραφές στα πλαίσια αναγνώρισης και αξιολόγησης βιοτόπων της ορνιθοπανίδας για ένταξη της περιοχής στο Ευρωπαϊκό Δίκτυο της Οδηγίας 2009/147/EC (Ελληνική Ορνιθολογική Εταιρεία και ΕΘ.Ι.ΑΓ.Ε. 1994, Hallman et al. 1995). Επιπλέον, έγιναν καταγραφές για την Ειδική Περιβαλλοντική Μελέτη και το Σχέδιο Διαχείρισης των Αντιχασίων – Μετεώρων (Μελιάδης και άλλοι 2000), για τον Ασπροπάρη και τον Τσίφτη στην ΖΕΠ Μετεώρων – Αντιχασίων (Μπούσμπουρας 2003), για το πρόγραμμα παρακολούθησης της ορνιθοπανίδας στην περιοχή Όρη Αντιχάσια – Μετέωρα (Μπουρδάκης 2003) και την έρευνα για τον Ασπροπάρη το 2008 (Μπουρδάκης 2009).

Η σημασία του φυσικού περιβάλλοντος της περιοχής αποδεικνύεται από τις υπάρχουσες μελέτες και από την Τυποποιημένη Μορφή Δεδομένων του Δικτύου Φύση 2000. Η περιοχή έρευνας είναι η Σημαντική Περιοχή για τα Πουλιά «GR053 Αντιχάσια όρη – Μετέωρα» έκτασης 65.000 εκταρίων. Η περιοχή περιλαμβάνει τα Αντιχάσια όρη εντός των ορίων του νομού Τρικάλων, τα βράχια των Μετεώρων, την κοιλάδα του ποταμού Ίωνα, την πεδιάδα του ποταμού Ληθαίου, τον κάμπο και την κοίτη του ποταμού

Πηνειού και το βορειοδυτικό τμήμα του όρους Κερκέτιο (Κόζιακα). Στα Αντιχάσια Όρη - Μετέωρα έχουν θεσμοθετηθεί και οριοθετηθεί οι εξής προστατευόμενες ή ειδικής διαχείρισης περιοχές:

- Καταφύγια Άγριας Ζωής: Κοτρώني Γερακαρίου έκτασης 1.892 εκταρίων, Καναλάκι (Καστρακίου-Βλαχάβας) έκτασης 662 εκταρίων, Αρκουδόρεμα - Πλαστήρας (Σπαθάδων) έκτασης 593 εκταρίων, Σβόρος-Πετρομαγούλα (Ελληνοκάστρου - Λιοπράσου) έκτασης 1.165 εκταρίων.
- Ελεγχόμενη Κυνηγετική Περιοχή Κόζιακα 48.360 εκταρίων
- Ειδική Ζώνη Διατήρησης (ΕΖΔ) (Special Area of Conservation, SAC) «GR1440003 Αντιχάσια Όρη - Μετέωρα», έκτασης 60.625,03 εκταρίων, που περιλαμβάνεται στον κατάλογο των Τόπων Κοινοτικής Σημασίας για τη Μεσογειακή βιογεωγραφική περιοχή [Απόφαση 2006/613/ΕΚ της Επιτροπής των Ευρωπαϊκών Κοινοτήτων της 19.7.2006 (ΕΕ L.259 της 21.9.2006)].
- Ζώνη Ειδικής Προστασίας (ΖΕΠ) (Special Protection Area, SPA) «GR1440005 Αντιχάσια Όρη και Μετέωρα», έκτασης 72.047,1 εκταρίων.
- Μνημείο Παγκόσμιας Κληρονομιάς «Μοναστήρια Μετεώρων» έκτασης 375 εκταρίων.

3.3 Ανθρωπογενές Περιβάλλον

3.3.1 Διοικητικά στοιχεία

Η πόλη Τρίκκη, όπως ονομάζονταν τα Τρίκαλα κατά την αρχαιότητα, θεωρείται η γενέτειρα του Ασκληπιού (Παπαστεργίου 1998). Ιδρύθηκε στα μέσα της 3^{ης} χιλιετηρίδας π.Χ. Διοικητικά η Τρίκκη ανήκε στην τετραρχία Εστιαιώτιδα και μετά τους Περσικούς πολέμους προσχώρησε στη Θεσσαλική νομισματική ένωση με κέντρο τη Λάρισα (Νημάς 1987). Στις 23 Αυγούστου του 1881, τα Τρίκαλα ελευθερώθηκαν και ενσωματώθηκαν στο ελληνικό κράτος. Από το 1997, με την εφαρμογή του Ν. 2539/1997 «Ι. Καποδίστριας», περί «Συγκρότησης της Πρωτοβάθμιας Τοπικής Αυτοδιοίκησης» τα 37 Δημοτικά Διαμερίσματα και χωριά συγκρότησαν τους Καποδιστριακούς δήμους Βασιλικής, Καλαμπάκας, Παληοκάστρου, Παραληθαίων, Τυμφαίων, Τρικκαίων και Φαλώρειας (Πίνακας 3.3.1).

Η σημερινή μορφή της ευρύτερης περιοχής έρευνας ορίζεται από τα όρια των Καλλικρατικών Δήμων, με βάση το Νόμο 3852/2010 σύμφωνα με τον οποίο μεταρρυθμίστηκε η διοικητική διαίρεση της Ελλάδας και επανακαθορίστηκαν τα όρια των

αυτοδιοικητικών μονάδων. Η σημερινή μορφή του δήμου Τρικκαίων, συνολικής έκτασης 608,48 km², προέκυψε με την συνένωση των προϋπαρχόντων δήμων Τρικκαίων, Παληοκάστρου, Εστιαιώτιδας, Καλλιδένδρου, Μεγάλων Καλυβίων, Φαλωρείας, Παραληθαίων και Κόζιακα. Τέλος, η σημερινή μορφή του δήμου Καλαμπάκας, συνολικής έκτασης 1.650,19 km², του δεύτερου σε έκταση δήμου της Ελλάδας, προέκυψε με τη συνένωση των προϋπαρχόντων δήμων Καλαμπάκας, Χασίων, Μαλακασίου, Τυμφαίων, Καστανιάς, Βασιλικής, Κλεινοβού και της Κοινότητας Ασπροποτάμου.

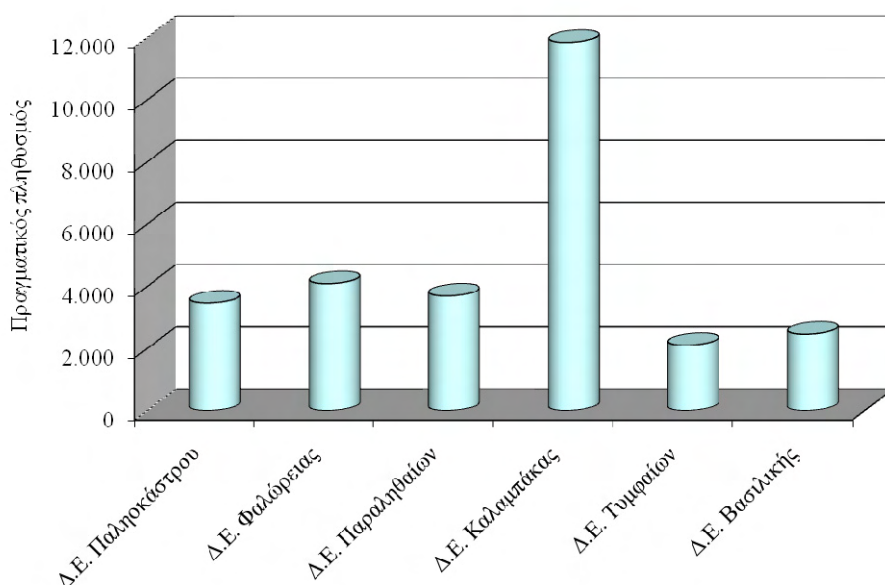
Πίνακας 3.3.1. Εκτάσεις και ποσοστιαία κατανομή των δημοτικών διαμερισμάτων στην περιοχή έρευνας. Η κατανομή (%) αφορά την ποσοστιαία συμμετοχή του κάθε Δημοτικού διαμερίσματος στη συνολική έκταση των δυο Καλλικρατικών δήμων (<http://geodata.gov.gr/geodata/>). Στα σκιαγραφημένα Δημοτικά διαμερίσματα δεν λήφθησαν δειγματοληπτικές επιφάνειες για την καταγραφή της ορνιθοπανίδας.

Καλλικρατικός Δήμος	Δημοτική Ενότητα (πρώην Καποδιστριακός δήμος)	Δημοτικό διαμέρισμα	Έκταση (km ²)	Κατανομή (%)
Δ. Τρικκαίων	Δ. Παληοκάστρου	Παλαιόπυργος	39	1,73
		Αγρελιά	34	1,51
		Αρδάνι	20	0,89
		Ζηλευτή	11	0,49
		Κουμαριά	65	2,88
		Κρηνίτσα	6	0,27
		Λιόπρασσο	24	1,06
	Δ. Φαλώρειας	Κεφαλόβρυσο	13	0,58
		Διαλεκτό	11	0,49
		Διπόταμος	6	0,27
		Μεγάλο Κεφαλόβρυσο	7	0,31
		Μεγάρχης	39	1,73
	Δ. Παραληθαίων	Ρίζωμα	21	0,93
		Ελληνόκαστρο	26	1,15
		Πλάτανος	19	0,84
		Ράξα	13	0,58
		Σπαθάδες	19	0,84
Καλαμπάκα		48	2,13	
Δ. Καλαμπάκας	Δ. Καλαμπάκας	Αύρα	19	0,84
		Βλαχάβα	28	1,24
		Διάβα	24	1,06
		Καστράκι	47	2,08
		Κρύα Βρύση	24	1,06
		Μεγάλη Κερασέα	25	1,11
		Ορθοβούνι	16	0,71
		Σαρακήνα	9	0,40
		Κονισκός	42	1,86
		Γερακάρι	47	2,08
	Δ. Τυμφαίων	Καλλιθέα	17	0,75
		Λογγάς	44	1,95
		Μαυρέλι	55	2,44
		Φλαμπουρέσι	37	1,64
		Φωτεινό	20	0,89
		Βασιλική	23	1,02

Θεόπετρα	15	0,66
Περιστέρα	4	0,18

3.3.2 Δημογραφικά στοιχεία

Όπως φαίνεται στο γράφημα 3.3.2, σύμφωνα με τα δελτία απογραφής πληθυσμού του 2001, η Δημοτική Ενότητα Καλαμπάκας παρουσιάζει το μεγαλύτερο πραγματικό πληθυσμό σε σύγκριση με τις υπόλοιπες Δημοτικές Ενότητες, των οποίων ο πληθυσμός κυμαίνεται στα ίδια περίπου επίπεδα.



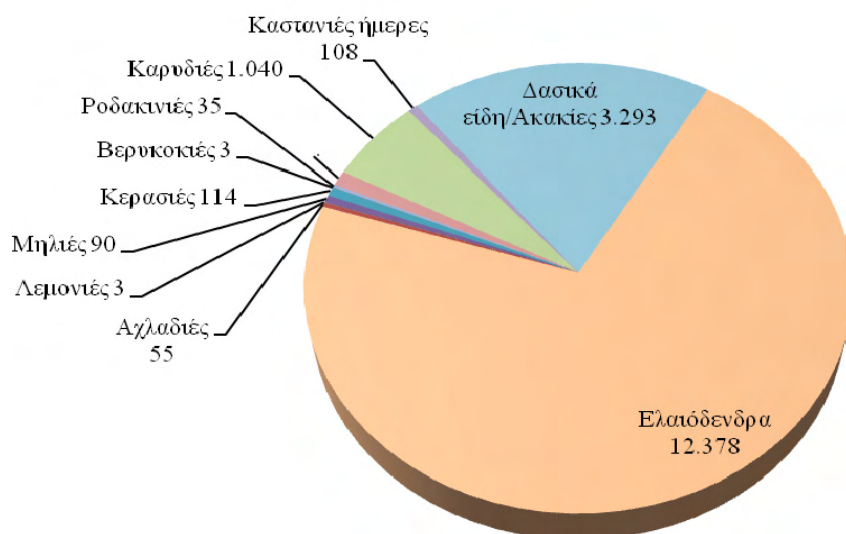
Γράφημα 3.3.2. Πραγματικός πληθυσμός στις 6 Δημοτικές Ενότητες της περιοχής έρευνας κατά την απογραφή του 2001 (ΕΛ.ΣΤΑΤ 2001).

3.3.3 Απασχόληση – Χρήσεις γης

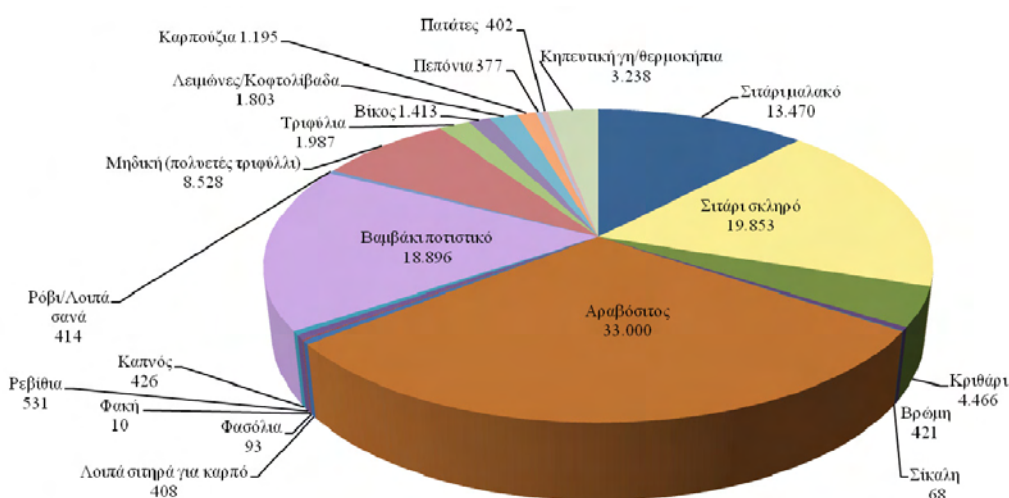
Σύμφωνα με τα στοιχεία της Ελληνικής Στατιστικής Αρχής (ΕΛ.ΣΤΑΤ) η γεωργική δραστηριότητα στην περιοχή αφορά κυρίως αροτραίες καλλιέργειες και σε μικρότερο βαθμό δενδρώδεις (Πίνακας 3.3.3.α). Στις δενδρώδεις καλλιέργειες επικράτουν τα ελαιόδενδρα και έπονται κάποια φυλλοβόλα δασικά είδη, όπως ακακίες και καρυδιές (Γράφημα 3.3.3.α). Αναφορικά με τις αροτραίες καλλιέργειες, υπερτερούν στην περιοχή οι καλλιέργειες του καλαμποκιού, σκληρού σιταριού και βαμβακιού (Γράφημα 3.3.3.β). Ένα μικρό μόνο τμήμα των αροτραίων εκτάσεων χρησιμοποιείται για την παραγωγή ζωοτροφών (μηδική, κοφτολίβαδα).

Πίνακας 3.3.3.α. Καλλιεργούμενες εκτάσεις στην περιοχή έρευνας για το έτος 2007 (ΕΛ.ΣΤΑΤ 2007). Στα σκιαγραφημένα Δημοτικά διαμερίσματα δεν λήφθησαν δειγματοληπτικές επιφάνειες για την καταγραφή της ορνιθοπανίδας.

Καλλικρατικός Δήμος	Δημοτική Ενότητα	Δημοτικό Διαμέρισμα	Αροτραίες εκτάσεις (στρ.)	Δενδρώδεις εκτάσεις (στρ.)	Άμπελοι (στρ.)	Άγραν/ση (στρ.)		
Δ. Τρικκαίων	Δ. Παληοκάστρου	Παλαιόπυργος	7.071	259	50	33		
		Αγρελιά	746	426	7	82		
		Αρδάνι	5.325	2.525	100	32		
		Ζηλευτή	8.626	24	50	3		
		Κουμαριά	0	0	0	0		
		Κρηνίτσα	3.535	355	70	45		
		Λιόπρασο	162	588	70	44		
		Δ. Παραληθαίων	Ρίζωμα	5.563	2.277	260	0	
			Ελληνόκαστρο	1.656	289	55	0	
			Πλάτανος	4.032	2.344	124	0	
	Ράξα		7.746	431	113	300		
	Σπαθάδες		8.502	938	60	300		
	Δ. Φαλώρειας		Κεφαλόβρυσο	7.370	137	120	53	
		Διαλεκτό	6.958	117	120	55		
		Διπόταμος	5.293	57	50	32		
		Μεγάλο Κεφαλόβρυσο	5.612	158	110	112		
		Μεγάρχη	11.306	519	195	309		
		Δ.Καλαμπάκας	Δ. Βασιλικής	Βασιλική	13.128	695	200	515
				Θεόπετρα	4.938	800	100	500
				Περιστέρα	2.661	270	30	240
Δ. Καλαμπάκας			Καλαμπάκα	3.670	940	210	600	
			Αύρα	4.032	1.758	105	300	
	Βλαχάβα		527	13	0	477		
	Διάβα		2.921	211	138	346		
	Καστράκι		3.108	222	100	500		
	Κρύα Βρύση		4.631	297	50	571		
	Μεγάλη Κερασέα		1.862	108	10	302		
Δ. Τυμφαίων	Ορθοβούνι	1.094	65	15	113			
	Σαρακήνα	6.622	418	50	25			
	Κονισκός	2.144	361	11	0			
	Γερακάρι	1.056	158	1	0			
	Καλλιθέα	84	18	12	0			
	Λογγάς	1.252	104	0	0			
	Μαυρέλι	1.756	275	0	0			
	Φλαμπουρέσι	3.108	1.161	5	0			
Φωτεινό	1.205	27	25	0				
Σύνολο			149.302	19.345	2.616	5.889		

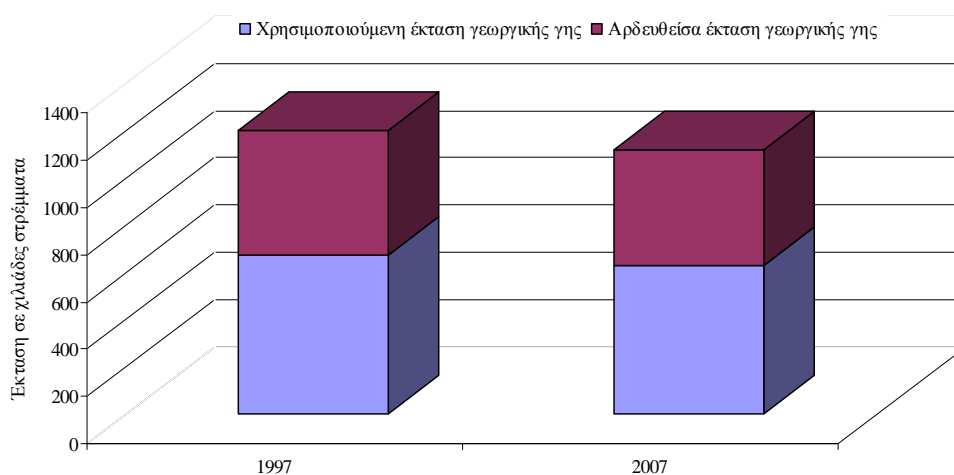


Γράφημα 3.3.3.α. Κατανομή στρεμμάτων ανά είδος δενδρώδους καλλιέργειας για το σύνολο της περιοχής έρευνας το έτος 2007 (ΕΛ.ΣΤΑΤ 2007).

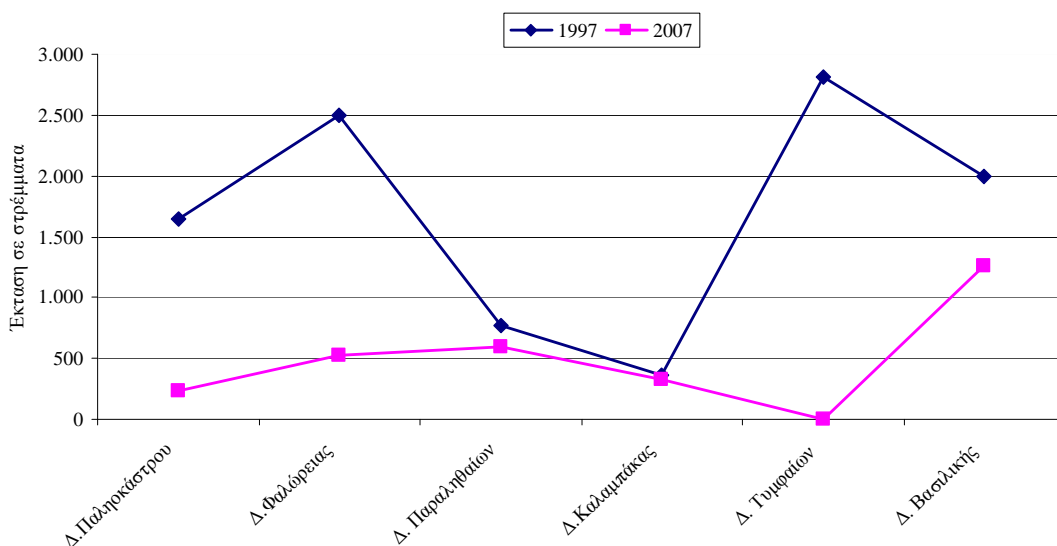


Γράφημα 3.3.3.β. Κατανομή στρεμμάτων ανά είδος καλλιέργειας για το σύνολο της περιοχής έρευνας το έτος 2007 (ΕΛ.ΣΤΑΤ 2007).

Το μεγαλύτερο ποσοστό των γεωργικών εκτάσεων του νομού (περίπου 80%) αρδεύεται χωρίς να σημειώνεται διαχρονικά (1997-2007) κάποια ιδιαίτερη μεταβολή σε αυτό το ποσοστό (Γράφημα 3.3.3.γ). Όσον αφορά στις γεωργικές εκτάσεις της περιοχής έρευνας που είναι σε αγρανάπαυση παρατηρείται μια σημαντική μείωση των εγκαταλειμμένων αγρών σε όλες τις δημοτικές ενότητες για τη χρονική περίοδο 1997-2007 (Γράφημα 3.3.3.δ).



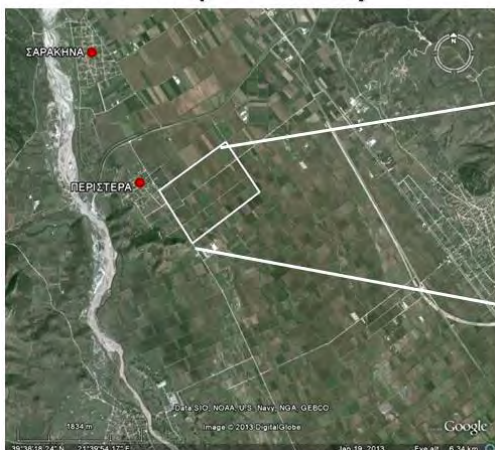
Γράφημα 3.3.3.γ. Διαχρονική μεταβολή των αρδευόμενων εκτάσεων γεωργικής γης για τον Ν. Τρικάλων τη χρονική περίοδο 1997-2007 (ΕΛ.ΣΤΑΤ 1997, 2007).



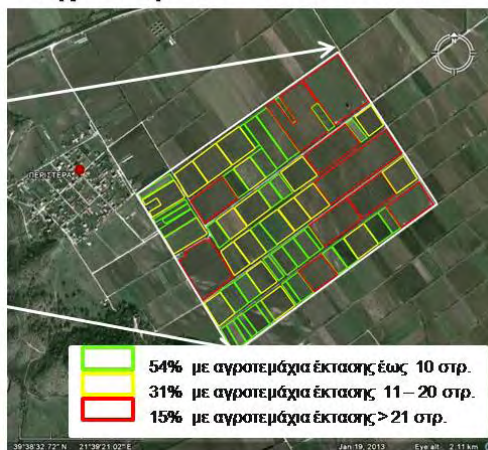
Γράφημα 3.3.3.δ. Διαχρονική μεταβολή των γεωργικών εκτάσεων σε αγρανάπωση για το σύνολο της περιοχής έρευνας τη χρονική περίοδο 1997-2007 (ΕΛ.ΣΤΑΤ 1997, 2007).

Για το μέγεθος των γεωργικών εκμεταλλεύσεων δεν υπάρχουν στατιστικά δεδομένα της Ελληνικής Στατιστικής Αρχής. Επιλέγοντας τυχαία ένα δειγματοληπτικό τετράγωνο διαστάσεων 1 km x 1 km στα τρία διαφορετικά τοπία της περιοχής έρευνας και διακρίνοντας τρεις κατηγορίες μεγέθους των αγροτεμαχίων προέκυψε ότι το μεγαλύτερο ποσοστό των αγροτεμαχίων στο ημιορεινό και ορεινό τοπίο είναι έκτασης μικρότερης των 10 στρεμμάτων (Χάρτης 3.3.3).

Πεδινό τοπίο (100 – 150m)



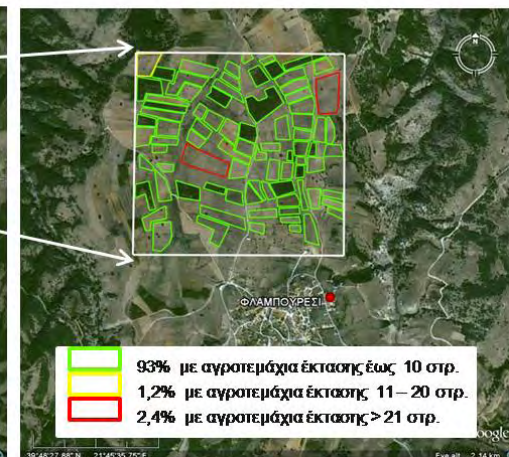
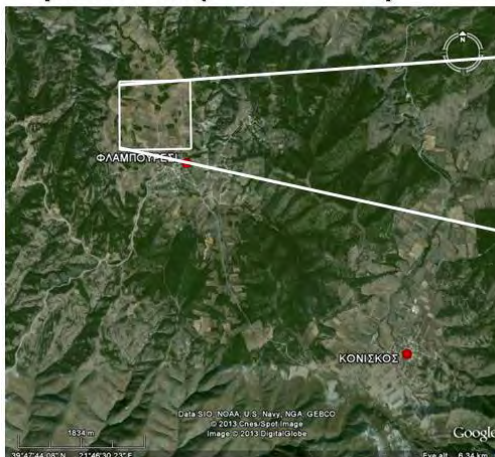
Δειγματοληπτικό πλαίσιο 1kmx1km



Ημιορεινό τοπίο (151 – 750 m)



Ορεινό τοπίο (751 – 1300 m)



Χάρτης 3.3.3. Κλιμάκωση του μεγέθους των αγροτεμαχίων (σε στρέμματα) σε δειγματοληπτική επιφάνεια 1 Km² στα τρία τοπία της περιοχής έρευνας (Υπόβαθρο: Google Earth).

Όσον αφορά στην κτηνοτροφία, ο αριθμός των αιγοπροβάτων υπερτερεί έναντι εκείνου των βοοειδών (Πίνακας 3.3.3.β). Τέλος, είναι χαρακτηριστικό ότι τα χοιροστάσια είναι συγκεντρωμένα σε ένα μόνο Δημοτικό διαμέρισμα, το Αρδάνι.

Πίνακας 3.3.3.β. Αριθμός βοοειδών και αιγοπροβάτων της περιοχής έρευνας για το έτος 2007 (ΕΛ.ΣΤΑΤ 2007). Στα σκιαγραφημένα Δημοτικά διαμερίσματα δεν λήφθησαν δειγματοληπτικές επιφάνειες για την καταγραφή της ορνιθοπανίδας.

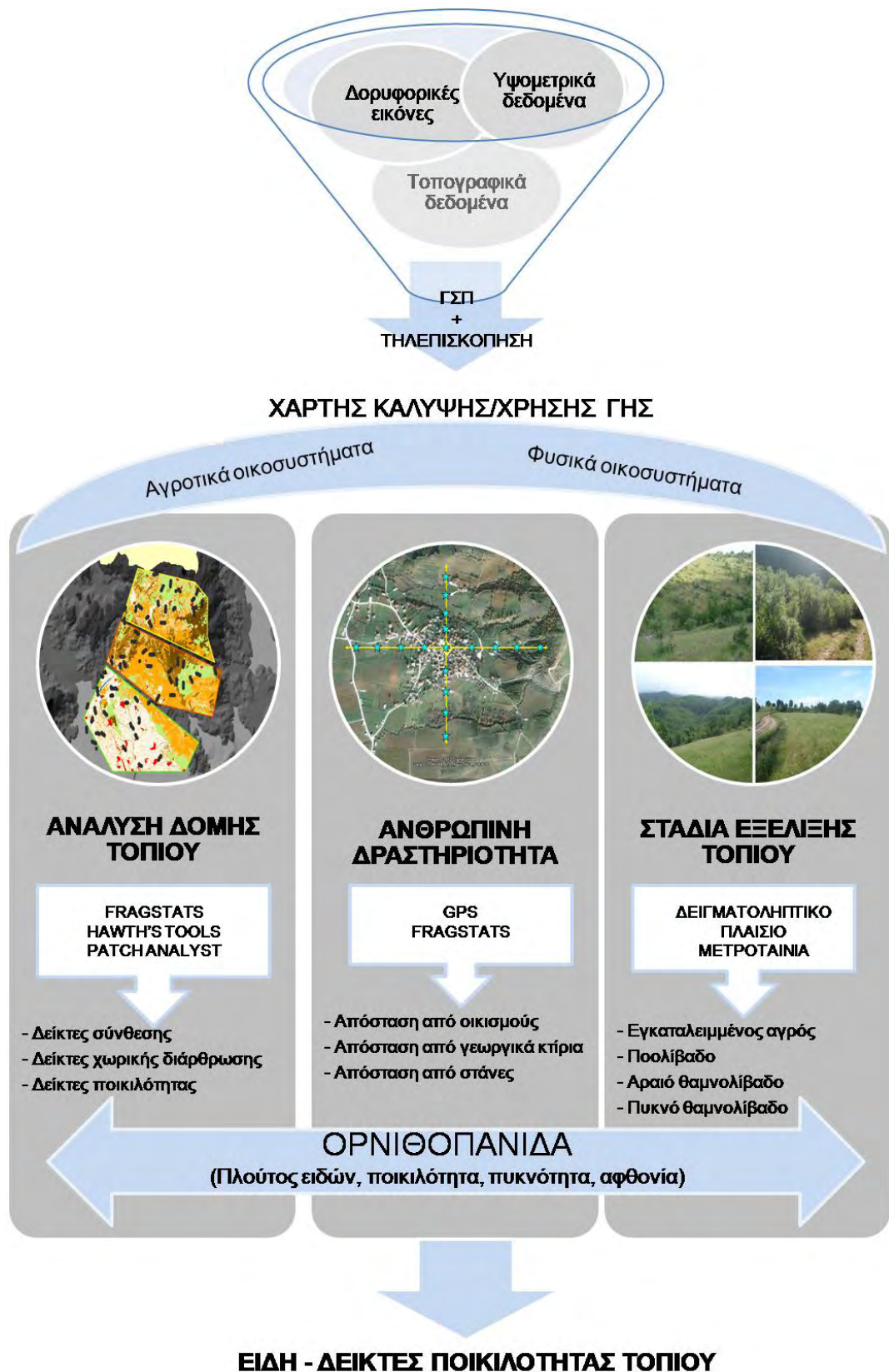
Καλλικρατικός Δήμος	Δημοτική Ενότητα	Δημοτικό Διαμέρισμα	Αιγοπρόβατα (αρ. κεφαλών)	Χοίροι (αρ. κεφαλών)	Βοοειδή (αρ. κεφαλών)	
Δ. Τρικκαίων	Δ. Παληοκάστρου	Παλαιόπυργος	6.649	0	892	
		Αγρελιά	4.365	213	2.324	
		Αρδάνι	1.005	5.900	247	
		Ζηλευτή	1.911	0	174	
		Κουμαριά	0	0	0	
		Κρηνίτσα	1.386	703	48	
		Λιόπρασο	5.920	0	241	
	Δ. Παραληθαίων	Ρίζωμα	1.950	390	0	
		Ελληνόκαστρο	3.649	335	0	
		Πλάτανος	1.881	88	462	
		Ράξα	1.465	20	0	
		Σπαθάδες	4.536	131	279	
		Κεφαλόβρυσο	1.706	0	0	
	Δ. Φαλώρειας	Διαλεκτό	Διαλεκτό	1.592	0	57
			Διπόταμος	517	40	43
			Μεγάλο Κεφαλόβρυσο	431	0	168
		Δ. Βασιλικής	Μεγάρχη	7.513	62	604
Βασιλική			1.558	910	0	
Θεόπετρα			1.528	18	175	
Περιστέρα			755	0	2	
Δ. Καλαμπάκας			Καλαμπάκα	7.510	480	594
			Αύρα	2.570	230	195
			Βλαχάβα	5.550	19	800
	Διάβα	3.532	77	534		
Δ. Τυμφαίων	Δ. Τυμφαίων	Καστράκι	5.045	30	900	
		Κρύα Βρύση	1.152	47	60	
		Μεγάλη Κερασέα	1.590	3	0	
		Ορθοβούνι	1.215	5	0	
		Σαρακήνα	540	0	224	
		Κονισκός	4.455	0	249	
		Γερακάρι	1.086	40	2	
		Καλλιθέα	1.571	0	292	
		Λογγάς	600	0	123	
		Μαυρέλι	1.875	30	378	
Φλαμπουρέσι	2.490	20	183			
Φωτεινό	4.961	0	0			
Σύνολο			96.059	9.791	10.250	

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4

ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

4.1 Ανάλυση της δομής τοπίου

Η εννοιολογική προσέγγιση της παρούσας διατριβής απεικονίζεται στο γράφημα 4.1. Για την ανάλυση της δομής του τοπίου της περιοχής έρευνας πραγματοποιήθηκε αρχικά συλλογή πρωτογενών δεδομένων, αναλογικών και δορυφορικών. Ακολούθησε επεξεργασία των δεδομένων με σκοπό τη δημιουργία γεωβάσης με περιγραφικά και χωρικά δεδομένα. Στα δεδομένα της γεωβάσης προστέθηκαν τα δεδομένα πεδίου από την καταγραφή της ορνιθοπανίδας, καθώς και ποσοτικοί δείκτες που υπολογίστηκαν και αφορούν στη σύνθεση και διάρθρωση του τοπίου.



Γράφημα 4.1. Επισκόπηση της εννοιολογικής προσέγγισης και του πειραματικού σχεδιασμού της παρούσας διατριβής. Η ορνιθοπανίδα καταγράφηκε σε τρία τοπία διαφορετικής υψομετρικής ζώνης (315 θέσεις δειγματοληψίας) και περιμετρικά 9 χωριών στις διαφορετικές υψομετρικές ζώνες (288 θέσεις δειγματοληψίας).

4.1.1 Επιλογή τριών τοπίων

Από τη δορυφορική εικόνα ASTER επιλέχθηκε ένα τμήμα που θα επεξεργαστούμε περαιτέρω. Η μάσκα ανάλυσης ορίστηκε από τα φυσικά όρια του νομού και τα όρια της προστατευόμενης περιοχής «Αντιχάσια Όρη – Μετέωρα». Επιπλέον, ως μάσκα ανάλυσης ορίστηκε το πολύγωνο που περιλαμβάνει τα τρία τοπία που εκτείνονται σε διαφορετικό υψόμετρο και παρουσιάζουν διαφορετική δομή του τοπίου. Επιπρόσθετα κριτήρια ήταν η υφιστάμενη οικιστική ανάπτυξη, ώστε να εξασφαλιστεί η διερεύνηση αλληλεπίδρασης της ανθρώπινης δραστηριότητας με τη βιοποικιλότητα, και συγκεκριμένα την ορνιθοπανίδα. Τέλος, το ιδιαίτερο καθεστώς προστασίας της περιοχής, λόγω της σημαντικής ορνιθοπανίδας που φιλοξενεί, αποτέλεσε κριτήριο μείζονος σημασίας.

Το πρώτο τοπίο (πεδινό) καλύπτει συνολική έκταση περίπου 249 km². Εντός του τοπίου αυτού το υψόμετρο κυμαίνεται από 100 έως 150 m και στο τοπίο κυριαρχεί η εντατική γεωργία. Το δεύτερο τοπίο (ημιορεινό) καλύπτει συνολική έκταση περίπου 193 km² και το υψόμετρο κυμαίνεται μεταξύ 200 και 750 m. Τέλος, το τρίτο τοπίο είναι ορεινό με υψόμετρο που κυμαίνεται μεταξύ 780 και 1.300 m και έχει έκταση 163 km².

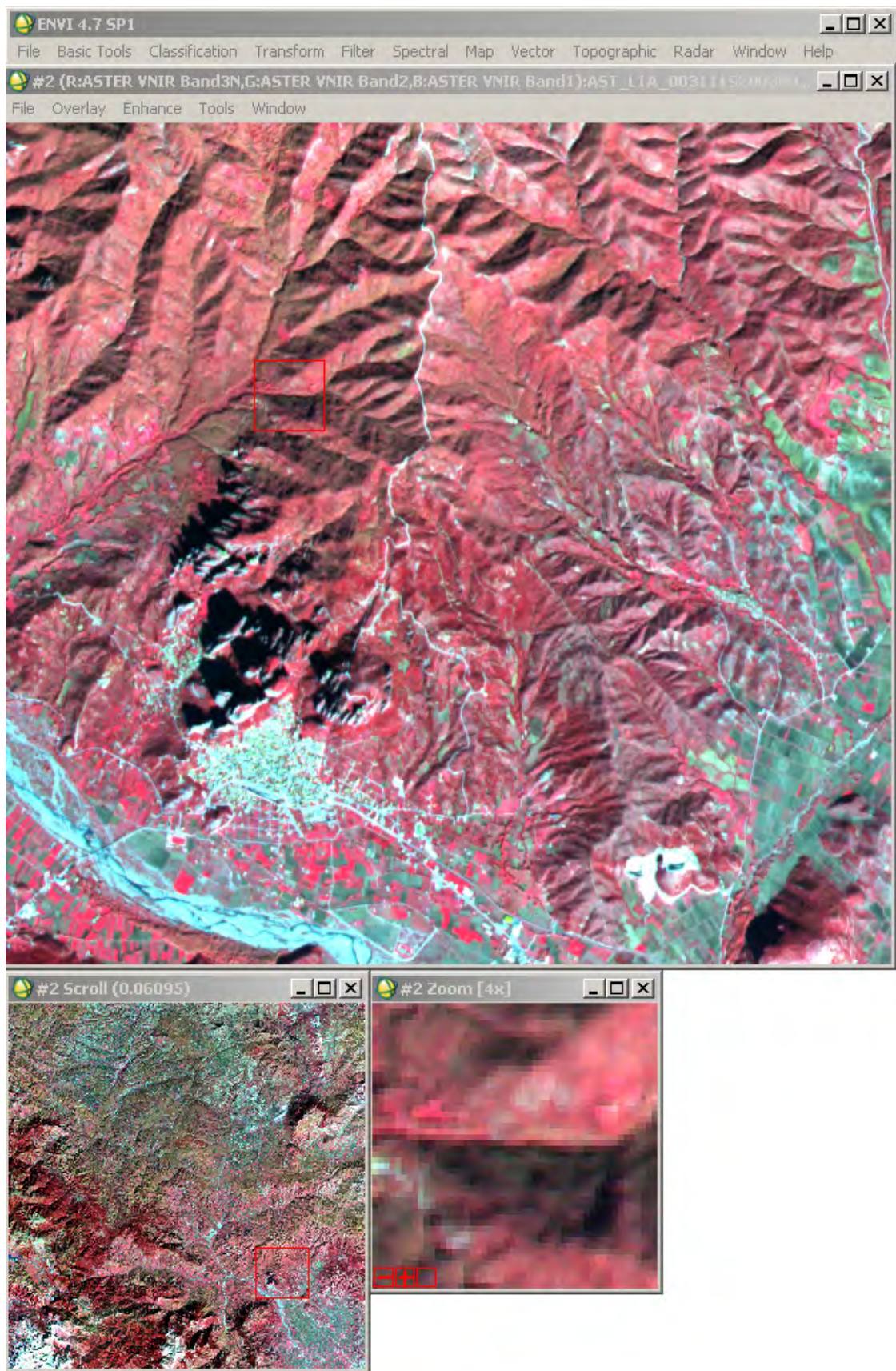
4.1.2 Συλλογή δεδομένων

Αναλογικοί θεματικοί χάρτες

Προκειμένου να εκτιμηθούν τα τοπογραφικά, φυσιογραφικά και εδαφολογικά χαρακτηριστικά του τοπίου χρησιμοποιήθηκαν αναλογικοί θεματικοί χάρτες. Συγκεκριμένα, χρησιμοποιήθηκαν τοπογραφικοί χάρτες κλίμακας 1:50.000 της Γεωγραφικής Υπηρεσίας Στρατού (Γ.Υ.Σ.) για την ψηφιοποίηση των ισοϋψών, κορυφών, οδικού δικτύου, υδρογραφικού δικτύου και ορίων των χωριών. Επιπλέον, έγινε προμήθεια από το Ινστιτούτο Μεσογειακών Δασικών Οικοσυστημάτων και Τεχνολογίας Δασικών Προϊόντων των φύλλων χάρτη γαιών (1:50.000): Αγιόφυλλου, Δεσκάτης, Καλαμπάκας, Παναγιάς και Τρικάλων. Οι πληροφορίες από αυτούς τους χάρτες αφορούσαν τις κατηγορίες των εδαφών, των πολυγώνων του μητρικού πετρώματος, και τον κίνδυνο χαραδρωτικής διάβρωσης των εδαφών. Από τους γεωλογικούς χάρτες κλίμακας 1:50.000 του Ινστιτούτου Γεωλογικών και Μεταλλευτικών Ερευνών (Ι.Γ.Μ.Ε.) χρησιμοποιήθηκαν πληροφορίες που αφορούσαν τους γεωλογικούς σχηματισμούς. Ως βοηθητικά δεδομένα χρησιμοποιήθηκαν τα διοικητικά όρια των ΟΤΑ και τα όρια της προστατευόμενης περιοχής «Αντιχάσια Όρη – Μετέωρα» του Δικτύου NATURA 2000 (<http://natura2000.eea.europa.eu/>). Για τη δημιουργία της γεωγραφικής βάσης δεδομένων χρησιμοποιήθηκε το λογισμικό ArcGIS 9.3 Info (ESRI).

Δορυφορική εικόνα

Για την καταγραφή των χρήσεων γης στην περιοχή έρευνας χρησιμοποιήθηκε μια πολυφασματική εικόνα (60 km x 60 km) του δορυφόρου ASTER (AST_L1_00307112008093435_20090410100754_6461) 9 καναλιών με ακρίβεια 15 m (Εικόνα 4.1.2) με ημερομηνία λήψης 11/07/2008 και νεφοκάλυψη < 10% για την ταξινόμηση της περιοχής στις διάφορες κατηγορίες κάλυψης/χρήσης γης.



Εικόνα 4.1.2. Ορθοεικόνα ASTER ως ψευδοέγχρωμη απεικόνιση των καναλιών 1, 2 και 3 (RGB: 3N-2-1) που χρησιμοποιήθηκε στην παραγωγή δεδομένων κάλυψης/χρήσης γης.

4.1.3 Χαρτογράφηση της περιοχής

Επεξεργασία αναλογικών χαρτών και δημιουργία γεωβάσης

Τα χαρτογραφικά δεδομένα που συλλέχθηκαν μετατράπηκαν με τη χρήση ψηφιακού σαρωτή (scanner) μεγέθους A1 σε ψηφιακή μορφή κανάβου (raster). Η ανάλυση που επιλέχθηκε ήταν τα 300 dots per inch, καθώς με την ανάλυση αυτή τα δεδομένα διατηρούν όλες τις απαραίτητες πληροφορίες, ενώ το αρχείο που δημιουργείται είναι σχετικά μικρό σε μέγεθος. Μετά τη μετατροπή τους σε ψηφιακή μορφή, τα δεδομένα διορθώθηκαν γεωμετρικά (geometric correction) έτσι ώστε να τοποθετηθεί σ' αυτά το επιλεγμένο προβολικό σύστημα, το Ελληνικό Γεωδαιτικό Σύστημα Αναφοράς του 1987 (ΕΓΣΑ87), που αποτελεί το επίσημο γεωδαιτικό σύστημα της Ελλάδας (Καρτέρης και Γιαννακόπουλος 1998). Στη συνέχεια, με τη χρήση του προγράμματος ENVI 4.7 και της διαδικασίας της πολωνυμικής διόρθωσης πρώτου βαθμού (Polynomial Rectification 1st order) ενσωματώθηκαν οι συντεταγμένες στους ψηφιακούς χάρτες. Τέλος, έγινε έλεγχος του μέσου τετραγωνικού σφάλματος (Root Mean Square error, RMS), το οποίο εκτιμά την απόκλιση του κάθε εικονοψηφίου (pixel) του ψηφιακού παραγόμενου χάρτη σε σχέση με το αρχικό και το οποίο δεν υπερέβαινε τα αποδεκτά πλαίσια των 5 εικονοψηφίων. Όσο μικρότερο είναι αυτό το σφάλμα, τόσο πιο ακριβής διόρθωση έχει επιτευχθεί στην εικόνα.

Ακολούθησε η ψηφιοποίηση των ισοϋψών καμπυλών των τοπογραφικών χαρτών της περιοχής έρευνας με τη χρήση του προγράμματος ArcGIS 9.3 με σκοπό τη δημιουργία του Ψηφιακού Μοντέλου Εδάφους (Digital Elevation Model, DEM) της περιοχής, δηλαδή τη ψηφιακή αναπαράσταση της μεταβλητότητας του αναγλύφου στο χώρο. Το ψηφιακό μοντέλο εδάφους χρησιμοποιείται μεταξύ άλλων για τη δημιουργία χαρτών και την καταμέτρηση των χαρακτηριστικών των υψομέτρων, κλίσεων, εκθέσεων, καθώς και του τρισδιάστατου ανάγλυφου (Καρτέρης 1999). Η μέθοδος που χρησιμοποιήθηκε ήταν αυτή της ορατής ψηφιοποίησης πάνω στο ψηφιακό υπόβαθρο των τοπογραφικών χαρτών.

Επεξεργασία και θεματική ταξινόμηση δορυφορικής εικόνας

Ως γνωστό, οι δορυφορικές εικόνες υψηλής και πολύ υψηλής χωρικής ανάλυσης περιέχουν σφάλματα γεωμετρικής φύσης, προερχόμενα από α) την επίδραση του ανάγλυφου της περιοχής, β) τη γεωμετρία και γ) τα κατασκευαστικά χαρακτηριστικά του οπτικού συστήματος καταγραφής. Για το λόγο αυτό ο πάροχος των εικόνων, πέραν της αρχικής ραδιομετρικής διόρθωσης, εφάρμοσε τη μέθοδο των Λογαριθμικών Υπολοίπων (Log Residuals) στα δορυφορικά δεδομένα (Green and Graig 1985).

Με τον όρο θεματική ταξινόμηση ή ποσοτική και ποιοτική ανάλυση φασματικών δεδομένων εννοείται η διαδικασία καταχώρησης κάθε εικονοστοιχείου της εικόνας σε κάποια κάλυψη ή χρήση γης. Το σύστημα της ταξινόμησης που εφαρμόστηκε στην περιοχή έρευνας ήταν η επιβλεπόμενη μέθοδος ταξινόμησης (supervised classification), ακολουθώντας τον αλγόριθμο της μέγιστης πιθανοφάνειας (Maximum Likelihood) (Singh 1986, Richards and Jia 2006). Κατά κανόνα, η δημιουργία χαρτών κάλυψης/χρήσης γης βασίζεται σε επιβλεπόμενες ταξινομήσεις δορυφορικών δεδομένων (Foody et al. 1992, Silleos et al. 2002, South et al. 2004, Mitchley 2005). Οι επιβλεπόμενες μέθοδοι ταξινόμησης απαιτούν από τον αναλυτή της εικόνας να τροφοδοτήσει τον αλγόριθμο της ταξινόμησης με ένα συγκεκριμένο ποσό γνώσης (Xiaoling et al. 2006) και στη συνέχεια με την εφαρμογή στατιστικών είτε μαθηματικών είτε γεωμετρικών κριτηρίων (φασματικές υπογραφές) αντιστοιχείται κάθε εικονοστοιχείο της εικόνας σε μία και μόνο μία κλάση (συμπεριλαμβανομένης και της κλάσης που περιέχει τα εικονοστοιχεία που είναι αδύνατο να ταξινομηθούν). Οι κλάσεις κάλυψης/χρήσης γης που προέκυψαν από την παραπάνω ανάλυση περιγράφονται στον πίνακα που ακολουθεί (Ghossoub 2003).

Πίνακας 4.1.3.α. Το σύστημα ταξινόμησης που υιοθετήθηκε στην περιοχή έρευνας (Ghossoub 2003).

ΚΑΛΥΨΗ	ΧΡΗΣΕΙΣ ΓΗΣ
Γεωργική γη	Γεωργία
Ποολίβαδα	Κτηνοτροφία
Αραιοί Θαμνώνες (κάλυψη < 70 %)	Δασοπονία
Πυκνοί Θαμνώνες (κάλυψη 70 – 100 %)	
Αραιό δάσος (κάλυψη 10 - 70 %)	
Πυκνό δάσος (κάλυψη > 70 %)	
Δομημένο	Οικιστική ανάπτυξη
Κοίτη -Υδατα	
Άγωνα	
Αταξινόμητα	Αταξινόμητα

Για την εκτίμηση της ακρίβειας ταξινόμησης συλλέχθηκαν περιοχές εκπαίδευσης για κάθε κλάση με εργασία πεδίου και χρήση δέκτη GPS. Η επιλογή των περιοχών εκπαίδευσης για την επιβλεπόμενη ταξινόμηση έγινε με βάση τη γνώση των δεδομένων της περιοχής (π.χ. υπάρχουσα βλάστηση). Το μέγεθος της περιοχής εκπαίδευσης για κάθε κλάση υπολογίστηκε σε εικονοστοιχεία από τον τύπο $100 \times N$, όπου N ο αριθμός των

καναλιών κάθε εικόνας (Swain and Davis 1978). Έτσι για την εικόνα ASTER απαιτήθηκαν 300 εικονοστοιχεία (τρία κανάλια X 100) αντίστοιχα. Για το πλήθος των επιφανειών επαλήθευσης κατά το παρελθόν έχουν καθορισθεί κανόνες για την επιλογή του ελάχιστου μεγέθους του δείγματος (Rosenfield et al. 1982, Richards and Jia 2006). Με βάση την παραδοχή ότι ο μέσος όρος του δείγματος (π.χ. ο αριθμός των ορθών ταξινομήσεων διαιρεμένος με το συνολικό αριθμό του δείγματος ανά κλάση) θα είναι εντός του 10% του μέσου όρου του πληθυσμού σε επίπεδο σημαντικότητας 95%, το ελάχιστο μέγεθος του δείγματος ανά κλάση διαμορφώθηκε ως εξής (Πίνακας 4.1.3.β):

Πίνακας 4.1.3.β. Η ακρίβεια της ταξινόμησης ανάλογα με το μέγεθος του δείγματος.

Ακρίβεια ταξινόμησης	Μέγεθος δείγματος
0,85	19
0,80	30
0,60	60
0,50	60

Εισαγωγή τηλεπισκοπικών δεδομένων στα ΓΣΠ

Η μεθοδολογία που ακολουθήθηκε στην παρούσα διατριβή αφορά στην εισαγωγή πρωτογενών (ψηφιδωτά δεδομένα δορυφορικών εικόνων, μετρήσεις υπαίθρου με GPS) και δευτερογενών (ψηφιακά δεδομένα από αναλογικούς χάρτες, μετατροπή ψηφιδωτών σε διανυσματικά δεδομένα) δεδομένων σε ένα Γεωγραφικό Σύστημα Πληροφοριών, προκειμένου να εξαχθούν συμπεράσματα σχετικά με την κάλυψη/χρήση γης και την ανάλυση δομής του τοπίου στην περιοχή έρευνας. Όπως αναφέρθηκε ήδη, στη συγκεκριμένη μελέτη το σύστημα αναφοράς που χρησιμοποιήθηκε είναι το ΕΓΣΑ87.

4.1.4 Εκτίμηση της ποικιλότητας τοπίου με τη χρήση δεικτών

Με το λογισμικό FRAGSTATS v. 3.3 (McGarigal and Marks 2003) καθίσταται δυνατή η ποσοτικοποίηση της δομής του τοπίου, δηλαδή του χωρικού προτύπου, σε τρία επίπεδα: α) σε επίπεδο χωροψηφίδας (patch level), β) σε επίπεδο κλάσεων κάλυψης γης (class level) και γ) σε επίπεδο τοπίου (landscape level). Οι δείκτες κλάσης χρήσεων γης απεικονίζουν τη χωρική κατανομή και το μοτίβο για κάθε τύπο χωροψηφίδας μέσα στο τοπίο, ενώ οι δείκτες τοπίου απεικονίζουν το χωρικό μοτίβο για το μωσαϊκό ολόκληρου του τοπίου, λαμβάνοντας υπόψη όλους τους τύπους χωροψηφίδων ταυτόχρονα. Οι περισσότεροι από τους δείκτες κλάσης μπορούν να ερμηνευτούν ως δείκτες κατακερματισμού (fragmentation indices), γιατί ποσοτικοποιούν τον κατακερματισμό για κάθε συγκεκριμένο τύπο χωροψηφίδας. Οι περισσότεροι δείκτες τοπίου μπορούν να ερμηνευτούν ευρύτερα ως

δείκτες ετερογένειας τοπίου γιατί ποσοτικοποιούν χαρακτηριστικά της δομής ολόκληρου του τοπίου.

Το FRAGSTATS είναι ένα πρόγραμμα χωρικής ανάλυσης μοτίβων, δηλαδή περιγράφει τη χωρική έκταση και κατανομή των χωροσηφίδων μέσα σε ένα τοπίο, με απώτερο στόχο το χαρακτηρισμό και την περιγραφή της δομής του τοπίου. Στην παρούσα διατριβή, οι χωρικοί δείκτες αναφέρονται στους χάρτες μορφής raster με μήκος πλευράς ψηφίδας (κελιού) 15 m. Το πρόγραμμα FRAGSTATS μπορεί να υπολογίσει περισσότερους από 100 δείκτες χωρικής ανάλυσης (<http://www.spatialanalysisonline.com/output/html/Fragstatslandscapemetrics.html>), οι οποίοι ομαδοποιούνται σε διακριτές κατηγορίες (Πίνακας 4.1.4.α) και βασίζεται στη χρήση των Γεωγραφικών Συστημάτων Πληροφοριών.

Πίνακας 4.1.4.α. Κατηγορίες δεικτών του προγράμματος FRAGSTATS (McGarigal and Marks 2003).

Κατηγορίες Δεικτών	Ερμηνεία
Δείκτες επιφάνειας (Area metrics)	Μετρικές που περιγράφουν την επιφάνεια των χωροσηφίδων, όπως το μέσο μέγεθος, και μπορούν να συνοψιστούν για χωροσηφίδες διαφορετικών κλάσεων κάλυψης γης μέσα σε ένα τοπίο, αλλά και για ολόκληρο το τοπίο.
Δείκτες πυκνότητας, μεγέθους και ποικιλότητας χωροσηφίδων (Patch density, size and variability metrics)	Μετρικές που περιγράφουν την πυκνότητα, το μέγεθος και τον αριθμό των χωροσηφίδων ενός τύπου κλάσης γης στο τοπίο.
Δείκτες περιμέτρου – ορίων (Edge metrics)	Μετρικές που περιγράφουν το μήκος της περιμέτρου μεταξύ διαφορετικών ενδιαιτημάτων στο τοπίο, τη γεωμετρία των χωροσηφίδων διαφορετικών κλάσεων γης και συμβάλλουν στην εκτίμηση της επιφάνειας των ενδιαιτημάτων του περιθωρίου.
Δείκτες σχήματος ή μορφής (Shape metrics)	Μετρικές που περιγράφουν το σχήμα των χωροσηφίδων διαφορετικών κλάσεων γης, δηλαδή αν είναι επιμήκη και σύνθετα ή συμπαγή και απλά.
Δείκτες επιφάνειας πυρήνα (Core area metrics)	Μετρικές που περιγράφουν το εσωτερικό των χωροσηφίδων μετά από μια αφαιρούμενη ζώνη ουδετερότητας <i>a priori</i> . Το τμήμα αυτό της χωροσηφίδας αφορά το κομμάτι γης που δεν δέχεται την επίδραση του περιθωρίου.
Δείκτες απομόνωσης και γειτνίασης (Isolation and proximity metrics)	Μετρικές που περιγράφουν την κατανομή των χωροσηφίδων στο χώρο, αν δηλαδή είναι τακτικά κατανεμημένες ή συσσωματωμένες, αλλά και πόσο απομονωμένες είναι μεταξύ τους.
Δείκτες αντίθεσης των ορίων (Contrast metrics)	Μετρικές που περιγράφουν το βαθμό αντίθεσης των ορίων της περιμέτρου οποιαδήποτε χωροσηφίδας σε σχέση με την πλησιέστερη γειτονική της. Οι υψηλές τιμές των δεικτών αυτών δείχνουν ότι το παρών όριο, ανεξάρτητα από το αν η περίμετρος είναι 10 μ. ή 1.000 μ., σημειώνει υψηλή αντίθεση με τη γειτονική χωροσηφίδα.
Δείκτες συνάθροισης και διασποράς (Contagion and Interspersion metrics)	Οι μετρικές συνάθροισης περιγράφουν την επιφάνεια κατά την οποία τα κελιά ενός τύπου κάλυψης γης είναι συγκεντρωμένα. Οι μετρικές διασποράς περιγράφουν την επιφάνεια κατά την οποία διαφορετικοί τύποι κάλυψης γης αναμειγνύονται χωρικά.

Δείκτες συνδεσιμότητας
(Connectivity metrics)

Μετρικές που περιγράφουν τη συνδεσιμότητα μεταξύ χωροσηφίδων η οποία μπορεί να αναφέρεται αυστηρά στον κανόνα γειτνίασης (π.χ. χωροσηφίδες που εφάπτονται) σε μια απόσταση όριο ή σε μια φθίνουσα συνάρτηση της απόστασης που αντανακλά την πιθανότητα σύνδεσης σε μια δεδομένη απόσταση.

Δείκτες ποικιλότητας
(Diversity metrics)

Μετρικές τοπίου που περιγράφουν την ποικιλομορφία και ομοιομορφία κατανομής των χωροσηφίδων σε επίπεδο τοπίου. Περιγράφουν τη σύνθεση ενός τοπίου ανεξάρτητα από τη διάρθρωσή του.

Από τις προαναφερθείσες κατηγορίες δεικτών, στην παρούσα εργασία επιλέχθηκαν 22 μετρικές σε επίπεδο τοπίου και 20 μετρικές σε επίπεδο κλάσης, σύμφωνα και με προηγούμενες μελέτες ανάλυσης της δομής μεσογειακών τοπίων (Botequilha Leitão and Ahern 2002, Χουβαρδάς 2007, Zomeni et al. 2008, Schindler et al. 2008, Koukoulas et al. 2008, Chouvardas and Vrachnakis 2009). Πραγματοποιήθηκε ποσοτικοποίηση του χωρικού μοτίβου σε επίπεδο τοπίου και κλάσεων κάλυψης γης ποσοτικοποιώντας δείκτες που προσδιορίζουν τη σύνθεση και διάρθρωση του τοπίου. Οι δείκτες αυτοί υπολογίστηκαν σε δύο περιπτώσεις:

- (α) για ολόκληρη την έκταση της περιοχής έρευνας και
- (β) για τα τρία τοπία που επιλέχθηκαν: πεδινό, ημιορεινό και ορεινό.

Απώτερος σκοπός της ποσοτικοποίησης ενός μεγάλου αριθμού χωρικών μετρικών ήταν η ανάδειξη ενός μικρότερου αριθμού μετρικών που μπορούν να αποτελέσουν δείκτες για την περιγραφή της χωρικής ετερογένειας ενός τοπίου βασιζόμενοι όμως σε οικολογικές λειτουργίες, όπως είναι η παρουσία και η κίνηση ειδών ορνιθοπανίδας.

Δείκτες σύνθεσης τοπίου

Οι ποσοτικοί δείκτες της σύνθεσης του τοπίου που επιλέχθηκαν αφορούν στον αριθμό, την πυκνότητα, την ποικιλότητα και το μέγεθος των χωροσηφίδων, καθώς και την ομοιομορφία κατανομής διαφορετικών τύπων χωροσηφίδων (Πίνακας 4.1.4.β).

Πίνακας 4.1.4.β. Περιγραφή των δεικτών σύνθεσης του τοπίου που συμπεριλήφθηκαν στην ανάλυση. Οι μαθηματικές εξισώσεις για τους δείκτες δίνονται από τους McGarigal and Marks (1995).

Είδος Μετρικής	Ακρωνύμιο	Περιγραφή
Number of Patches	NP	Ο δείκτης του αριθμού χωροσηφίδων στο τοπίο.
Patch Density	PD	Ο δείκτης πυκνότητας του αριθμού χωροσηφίδων εκφράζει τον αριθμό των χωροσηφίδων κάθε κλάσης ανά 100 ha. Απεικονίζει μια βασική όψη του προτύπου του τοπίου και παρέχει ένα μέτρο της ετερογένειάς του.
Largest Patch Index	LPI	Ο δείκτης μέγιστης χωροσηφίδας ισούται με το ποσοστό του τοπίου που καταλαμβάνεται από την μέγιστη χωροσηφίδα.

Percentage of Landscape	PLAND	Ο δείκτης ποσοστού της κλάσης δείχνει το ποσοστό συμμετοχής της κάθε κλάσης σε σχέση με το σύνολο. Ο δείκτης προσεγγίζει το 0 όταν η αντίστοιχη χωροσηφίδα (κλάση) γίνεται όλο και σπανιότερη στο συνολικό τοπίο, ενώ ισούται με 100 όταν όλο το τοπίο αποτελείται από μία μόνο χωροσηφίδα.
Shannon's Diversity Index	SHDI	Ο δείκτης ποικιλότητας Shannon βασίζεται στη θεωρία των Shannon and Weaver (1949). Ο δείκτης εκφράζει την ποικιλότητα του τοπίου με βάση την σχετική αφθονία των κλάσεων. Η τιμή του δείκτη ισούται με 0 όταν αποτελείται μόνο από ένα τύπο κάλυψης και αυξάνεται όσο αυξάνεται ο αριθμός των διαφορετικών τύπων κάλυψης ή και η αναλογική κατανομή της έκτασης ανάμεσα στους τύπους των χωροσηφίδων γίνεται πιο ομοιόμορφη. Ο δείκτης Shannon εμβαθύνει κυρίως στην αφθονία της ποικιλότητας.
Simpson's Diversity Index	SIDI	Ο δείκτης ποικιλότητας Simpson βασίζεται στη θεωρία του Simpson (1949). Εκφράζει την πιθανότητα κάποιος τύπος κάλυψης γης, τυχαία επιλεγόμενος, να ανήκει σε διαφορετικό τύπο κάλυψης. Είναι λιγότερο ευαίσθητος στην παρουσία σπάνιων τύπων βιοτόπων και έχει μια πιο ξεκάθαρη ερμηνεία από το δείκτη Shannon.
Shannon's Evenness Index	SHEI	Ο δείκτης ομοιομορφίας του Shannon εκφράζει το κατά πόσο είναι ομαλή η κατανομή των διαφόρων κλάσεων χωροσηφίδων στο τοπίο. Ο δείκτης παίρνει τη μέγιστη τιμή 1, όταν η κατανομή των διαφόρων κλάσεων των χωροσηφίδων στο τοπίο είναι απόλυτα ομοιόμορφη.
Simpson's Evenness Index	SIEI	Ο δείκτης ομοιομορφίας Simpson.

Στην εικόνα 4.1.4 φαίνεται η επίδραση της ισομέρειας στην υπολογισμό του δείκτη ποικιλότητας Shannon σε δύο μονάδες τοπίου αποτελούμενες η καθεμία από τον ίδιο αριθμό κλάσεων, ήτοι 4 κλάσεις. Η επιφάνεια που κατέχει η κάθε κλάση διαφέρει. Η επίδραση της ισομέρειας των διαφορετικών τύπων κλάσεων στην τιμή του δείκτη ποικιλότητας Shannon είναι ανάλογη, δηλαδή όσο πιο ισότιμη είναι η κατανομή των κλάσεων, τόσο πιο υψηλή είναι η τιμή του δείκτη Shannon.



Εικόνα 4.1.4. Επίδραση της ισομέρειας των χωροσηφίδων διαφορετικών τύπων κάλυψης στην τιμή του δείκτη ποικιλότητας Shannon (τροποποιημένο από <http://ec.europa.eu/agriculture/publi/landscape/ch1.htm>).

Δείκτες διάρθρωσης τοπίου

Οι δείκτες διάρθρωσης του τοπίου είναι μετρικές ευαίσθητες στη χωρική διάταξη των διαφορετικών τύπων κάλυψης του τοπίου και υπολογίζονται με βάση τα δομικά χαρακτηριστικά της διάρθρωσης του τοπίου που είναι οι χωροσηφίδες (patches), τα όρια της περιμέτρου (edges), η συνάθροιση (contagion), η διασπορά (interspersion) και η συνδεσιμότητα (connectivity). Πιο αναλυτικά, οι δείκτες που υπολογίστηκαν στην παρούσα διατριβή περιγράφονται στον πίνακα που ακολουθεί, όπου αναφέρεται και το επίπεδο για το οποίο υπολογίστηκαν.

Πίνακας 4.1.4.γ. Περιγραφή των δεικτών χωρικής διάρθρωσης του τοπίου που συμπεριλήφθηκαν στην ανάλυση. Οι μαθηματικές εξισώσεις για τους δείκτες δίνονται από τους McGarigal and Marks (1995).

Είδος Μετρικής	Ακρωνύμιο	Περιγραφή
Δείκτες επιφάνειας (Area metrics)		
Area-Weighted Mean Patch Size	AREA_AM	Ο δείκτης σταθμισμένου μέσου επιφάνειας των χωροσηφίδων είναι ένα μέτρο της επιφάνειας κάθε τύπου χωροσηφίδας δια του συνολικού αριθμού αυτών.
Patch Size Coefficient of Variation	AREA_CV	Ο δείκτης συντελεστής διακύμανσης μεγέθους χωροσηφίδας ισοδυναμεί με την τυπική απόκλιση του μεγέθους των χωροσηφίδων διαιρούμενο με το μέσο μέγεθος αυτών.
Area-Weighted Mean Radius of Gyration	GYRATE_AM	Ο δείκτης σταθμισμένου μέσου ακτίνας περιστροφής είναι ένα μέτρο του βαθμού επέκτασης της χωροσηφίδας.
Radius of Gyration Coefficient of Variation	GYRATE_CV	Ο δείκτης συντελεστής διακύμανσης ακτίνας περιστροφής είναι ένα μέτρο της έκτασης της χωροσηφίδας. Επιπλέον επηρεάζεται και από τη συνεκτικότητα της χωροσηφίδας. Ο δείκτης ισούται με 0 όταν η χωροσηφίδα αποτελείται από ένα κελί, και αυξάνει χωρίς όριο όταν η έκτασή της μεγαλώνει.
❖ Δείκτες περιμέτρου – ορίων (Edge metrics)		
Total Edge	TE	Ο δείκτης συνολικής περιμέτρου των ορίων είναι το απόλυτο μέτρο του συνολικού μήκους μιας χωροσηφίδας. Ο δείκτης συνολικής περιμέτρου των ορίων ισούται με 0, όταν δεν υπάρχει όριο σε ολόκληρο το τοπίο.
Edge Density	ED	Ο δείκτης πυκνότητας της περιμέτρου των ορίων παρέχει ένα μέτρο κανονικότητας του τοπίου. Έχει ιδιαίτερη σημασία για την εκτίμηση κατακερματισμού του τοπίου. Ο δείκτης ισούται με 0 όταν δεν υπάρχουν όρια στο τοπίο, δηλαδή όταν ολόκληρο το τοπίο είναι μια χωροσηφίδα.

Πίνακας 4.1.4.γ. (συνέχεια).

Landscape Shape Index	LSI	Ο δείκτης σχήματος τοπίου εκφράζει έναν σταθμισμένο μέτρο της συνολικής περιμέτρου ή της πυκνότητας περιμέτρου που προσαρμόζεται στο μέγεθος του τοπίου. Συγκεκριμένα, καθώς ο LSI αυξάνει, οι χωροσηφίδες γίνονται λιγότερο ομαδοποιημένες.
❖ Δείκτες σχήματος ή μορφής (Shape metrics)		
Perimeter-Area Fractal Dimension	PAFRAC	Ο δείκτης κλασματικής διάστασης του πηλίκου περιμέτρου προς επιφάνεια υπολογίζει την κλασματική διάσταση της περιμέτρου των χωροσηφίδων κάθε κλάσης και εκτιμά την πολυπλοκότητά της. Οι τιμές του δείκτη κυμαίνονται στο διάστημα [1,2]. Η τιμή 1 δίνεται για τοπία με χωροσηφίδες απλού σχήματος (π.χ. τετράγωνο), ενώ η τιμή 2 για τοπία με χωροσηφίδες πολύπλοκου σχήματος.
Area-Weighted Mean Shape Index	SHAPE_AM	Ο δείκτης σταθμισμένου μέσου σχήματος υπολογίζεται ως η απόκλιση της συγκεκριμένης χωροσηφίδας από μια ισοδιαμετρική χωροσηφίδα με την ίδια έκταση.
Area-Weighted Mean Fractal Dimension Index	FRAC_AM	Ο δείκτης σταθμισμένου μέσου κλασματικής διάστασης επιφάνειας χωροσηφίδας αντικατοπτρίζει την πολυπλοκότητα του σχήματος. Οι τιμές του δείκτη κυμαίνονται στο διάστημα [1,2]. Η τιμή 1 δίνεται για τοπία με χωροσηφίδες απλού σχήματος (π.χ. τετράγωνο), ενώ η τιμή 2 για χωροσηφίδες πολύπλοκου σχήματος.
❖ Δείκτες συνάθροισης και διασποράς (Contagion and Interspersion metrics)		
Clumpiness index	CLUMPY	Ο δείκτης ισούται με την αναλογική απόκλιση του ποσοστού της πιθανής γειτνίασης που αφορά στην εξεταζόμενη κλάση από την αναμενόμενη γειτνίαση σύμφωνα με μια χωρικά τυχαία κατανομή. Εκφράζει τη συχνότητα με την οποία διαφορετικά ζεύγη ίδιου τύπου χωροσηφίδων εμφανίζονται πλάι στο χάρτη. Οι τιμές του κυμαίνονται από -1 έως 1.
Contagion	CONTAG	Ο δείκτης συνάθροισης είναι αντιστρόφως ανάλογος της πυκνότητας περιμέτρου.
Percentage of Like Adjacenties	PLADJ	Ο δείκτης ποσοστού γειτνίασης μετρά το ποσοστό γειτνίασης διαφορετικών χωροσηφίδων μιας κλάσης. Μπορεί να αποτελέσει έναν καλό δείκτη κατακερματισμού μιας κλάσης.
Aggregation Index	AI	Ο δείκτης συσσωμάτωσης εκτιμά το ποσοστό συγκέντρωσης της έκτασης μιας κλάσης σε ομάδες με βάση τη συγκέντρωση των εικονοστοιχείων χωροσηφίδων της σε ομάδες.
Interspersion & Juxtaposition Index	IJI	Ο δείκτης διασποράς και γειτνίασης εκτιμά τον τρόπο διασποράς των χωροσηφίδων μιας κλάσης σε σχέση με τη διασπορά των χωροσηφίδων των υπολοίπων κλάσεων. Ο

Landscape Division Index	DIVISION	δείκτης εκφράζει ποσοστό και ισούται με 100 όσο πιο ισοκατανεμημένη είναι η γειννίαση των κλάσεων μεταξύ τους. Ο δείκτης είναι ακαθάριστος εάν ο αριθμός των τύπων κλάσεων είναι μικρότερος από 3. Ο δείκτης διαίρεσης του τοπίου εκφράζει την πιθανότητα δυο τυχαία κελιά (εικονοστοιχεία) στο τοπίο να μην ανήκουν στην ίδια χωρονηφίδα.
Splitting Index	SPLIT	Ο δείκτης διάτμησης εκτιμά το βαθμό της διάτμησης μιας κλάσης στο τοπίο επηρεαζόμενος όχι μόνο από τον αριθμό των χωρονηφίδων αλλά και από το σχετικό τους μέγεθος. Ο δείκτης παίρνει τιμές στο διάστημα [1,v], όπου v το τετράγωνο του συνολικού αριθμού των κυψελίδων του τοπίου. Ο δείκτης ισούται με 1 όταν το τοπίο αποτελείται από μια χωρονηφίδα.
❖ <i>Δείκτες συνδεσιμότητας (Connectivity metrics)</i>		
Patch Cohesion Index	COHESION	Ο δείκτης συνεκτικότητας εκφράζει τη φυσική σύνδεση ενός συγκεκριμένου τύπου κάλυψης γης στο τοπίο. Όσο πιο μικρές είναι οι τιμές του δείκτη, τόσο πιο διαιρεμένο είναι το τοπίο.

4.2 Διερεύνηση των αλληλεπιδράσεων μεταξύ ποικιλότητας ορνιθοπανίδας και δομής τοπίου

Για τη διερεύνηση της επίδρασης της δομής του τοπίου στην ορνιθοπανίδα επιλέχθηκαν τυχαία 315 δειγματοληπτικές επιφάνειες στην περιοχή έρευνας, όπου πραγματοποιήθηκε η καταγραφή της ορνιθοπανίδας. Στις επιφάνειες αυτές καταγράφηκαν παράλληλα περιβαλλοντικές μεταβλητές που αφορούσαν στη βλάστηση, τοπογραφία και φυσιγνωμία του τοπίου, ενώ υπολογίστηκαν, με τη βοήθεια των δορυφορικών δεδομένων και τη χρήση ανάλογων λογισμικών, χωρικοί δείκτες σύνθεσης και διάρθρωσης του τοπίου. Η συσχέτιση αυτών των μεταβλητών και η επιλογή των κατάλληλων στατιστικών αναλύσεων ανέδειξαν τους σημαντικότερους παράγοντες της δομής του τοπίου που επιδρούν στην ορνιθοπανίδα.

4.2.1 Επιλογή δειγματοληπτικών επιφανειών

Τα έτη 2008 και 2010 επιλέχθηκαν 33 και 30 τυχαίοι σταθμοί δειγματοληψίας (sampling sites) αντίστοιχα, με τη χρήση του εργαλείου Hawth's Tools του ArcGIS 9.3. Οι σταθμοί δειγματοληψίας απείχαν μεταξύ τους μια ελάχιστη απόσταση 1000 μέτρων. Σε κάθε σταθμό δειγματοληψίας πραγματοποιήθηκε συστηματική δειγματοληψία 5 σημείων ανά 250 m με σκοπό την καταγραφή της ορνιθοπανίδας, όπως διευκρινίζεται παρακάτω, προς

την ίδια κατεύθυνση, δίνοντας συνολικά 165 και 150 σημεία δειγματοληψίας για τα έτη 2008 και 2010 αντίστοιχα.

4.2.2 Καταγραφή της ορνιθοπανίδας

Η έρευνα πραγματοποιήθηκε την άνοιξη (15 Μαΐου - 10 Ιουνίου), ώστε να συμπεριλάβει την αναπαραγωγική περίοδο των πουλιών (Farina 1995, Jobin et al. 2001), καθώς και το φθινόπωρο (20 Οκτωβρίου - 10 Νοεμβρίου) των ετών 2008 και 2010. Ως μέθοδος καταγραφής χρησιμοποιήθηκε αυτή των σημειακών καταμετρήσεων (point counts) με ακτίνα 50 m (δειγματοληπτική επιφάνεια = 0,785 ha) (Blondel 1981, Ralph et al. 1995). Σύμφωνα με τους Rosenstock et al. (2002), το σφάλμα (bias) σχετικά με την αναγνωρισιμότητα (detectability) των πουλιών με την απόσταση είναι μικρό καθώς στις περισσότερες περιπτώσεις η ορατότητα στην επιφάνεια καταμέτρησης ήταν επαρκής για την αναγνώριση των διαφόρων ειδών σε συγκρίσιμο βαθμό και τον αξιόπιστο υπολογισμό των αφθονιών. Τα σημεία δειγματοληψίας απείχαν μεταξύ τους τουλάχιστον 250 m, ώστε να αποφευχθεί η διπλή καταγραφή κάποιου ατόμου (Ralph et al. 1993, Wallace et al. 1996, Preiss et al. 1997, Bibby et al. 1998, Corcuera and Butterfield 1999, Moreira 1999, Haselmayer and Quinn 2000, Crooks et al. 2004). Δύο παρατηρητές στέκονταν ακίνητοι στο κέντρο κάθε δειγματοληπτικής επιφάνειας για 5 min και μετά κατέγραφαν τα πουλιά που έβλεπαν ή άκουγαν σε ακτίνα 50 m κατά τα επόμενα 10 min (Bibby et al. 1992). Για τον εντοπισμό και την αναγνώριση των πουλιών χρησιμοποιήθηκαν διόπτρες Nikon 7218 Action 10 x 50 mm και τηλεσκόπιο Optolyth 16-60 X 80. Για την καταγραφή συντεταγμένων των σημείων καταμέτρησης χρησιμοποιήθηκε Παγκόσμιο Σύστημα Εντοπισμού Θέσης (Global Positioning System - GPS) σε συνδυασμό με χάρτες της Γεωγραφικής Υπηρεσίας Στρατού κλίμακας 1:50.000. Ο υπολογισμός της απόστασης των 50 m (ακτίνα καταμέτρησης) γινόταν με τη βοήθεια ειδικής επιλογής του GPS (υπολογισμός απόστασης που καλύπτεται). Παραδοχή της μεθόδου καταμέτρησης είναι ότι η πλειονότητα των ατόμων που έχουν μετακινηθεί έξω από την επιφάνεια καταμέτρησης πριν την έναρξη των μετρήσεων θα επιστρέψει εντός στο διάστημα των 10 min. Μεγαλύτερη διάρκεια μετρήσεων μπορεί να οδηγούσε στην πληρέστερη καταγραφή της ορνιθοπανίδας αλλά ταυτόχρονα θα αυξανόταν και ο κίνδυνος διπλής μέτρησης κάποιων ατόμων (Fuller and Langslow 1984, Wunderle 1994). Καταγράφηκε η αφθονία των ειδών (abundance), που εκφράστηκε με τον συνολικό αριθμό ατόμων του κάθε είδους ανά σημείο καταμέτρησης (Bibby et al. 2000) και ο αριθμός των αναπαραγόμενων ζευγαριών ανά εκτάριο (density) (b.p./ha). Πραγματοποιήθηκαν συνολικά για τα δυο έτη 315 σημειακές

καταμετρήσεις την άνοιξη και ισάριθμες καταμετρήσεις το φθινόπωρο. Οι μετρήσεις πραγματοποιούνταν από τις πρώτες πρωινές ώρες μέχρι τις 10.30 π.μ. και μόνο τις ημέρες χωρίς βροχή και ισχυρό άνεμο (Cody 1985, Bibby et al. 1992).

Οι αναλύσεις των δεδομένων σε επίπεδο ειδών πουλιών περιορίστηκαν στα είδη που είναι μόνιμοι κάτοικοι και αναπαράγονται στην περιοχή, επειδή οι καλοκαιρινοί επισκέπτες αφήνουν την περιοχή το χειμώνα και οι χειμερινοί επισκέπτες αρχίζουν να καταφθάνουν στα τέλη του φθινοπώρου (Watson et al. 2005). Από τις αναλύσεις των δεδομένων εξαιρέθηκαν επίσης τα είδη πουλιών που εμπίπτουν στις παρακάτω κατηγορίες (French and Picozzi 2002) (Παράρτημα IV):

- είδη που καταμετρήθηκαν μια φορά ή δυο φορές (singletons και doubletons), επειδή τα είδη αυτά επηρεάζουν σημαντικά κάποιους δείκτες ποικιλότητας π.χ. Shannon Diversity Index
- είδη που ανήκουν στις οικογένειες των αρπακτικών
- είδη που ανήκουν στα «κοινωνικά» (εκείνα με μέση αφθονία περισσότερα από δυο άτομα ανά σημείο καταγραφής), εξαιτίας της μη γραμμικής παλινδρόμησης της αφθονίας τους με τις περιβαλλοντικές μεταβλητές. Αυτό συμβαίνει επειδή τα είδη αυτά είναι τυπικά αρκετά άφθονα σε βέλτιστες θέσεις και τελείως απόντα στις υπόλοιπες, με τις υψηλές αφθονίες να προκαλούν σφάλμα στις στατιστικές αναλύσεις (Padoa-Schioppa et al. 2006)
- είδη που ανήκουν στις οικογένειες Hirundinidae και Corvidae, καθώς η μέθοδος των σημειακών μετρήσεων δεν ενδείκνυται για την εκτίμηση της αφθονίας αυτών των ειδών (Bibby et al. 1992)
- είδη της οικογένειας Columbidae (Massa et al. 1987).

4.2.3 Μεταβλητές ποικιλότητας της орνιθοπανίδας

Για την καταλληλότερη επιλογή των δεικτών ποικιλότητας εξετάστηκε αρχικά το μοντέλο αφθονίας που ακολουθεί η κατανομή της ορνιθοπανίδας στην περιοχή έρευνας. Τα μοντέλα αφθονίας των ειδών (species abundance models) περιγράφουν τη σχέση μεταξύ της σχετικής σημασίας του κάθε είδους (μετρημένη σε ποσοστιαία βάση) και της κατάταξής τους (από το πιο άφθονο προς το πιο σπάνιο) στην κοινότητα. Η σχετική σημασία του κάθε είδους αποδόθηκε με όρους σχετικής αφθονίας του είδους στην κοινότητα. Η συγκεκριμένη ανάλυση πραγματοποιήθηκε με τη χρήση της μεθόδου SHE που εξετάζεται η σχέση μεταξύ του πλούτου των ειδών (S), του δείκτη ποικιλότητας

Shannon-Weiner H' και της ομοιομορφίας κατανομής E . Σύμφωνα με την Magurran (2006), η ανάλυση αυτή αποτελεί την πιο αποτελεσματική πρακτική μέθοδο. Αφού διερευνήθηκε το μοντέλο αφθονίας (γεωμετρικό, λογαριθμικό, κανονικό λογαριθμικό, τεμαχισμένης ράβδου), εκτιμήθηκαν με τη βοήθεια δεικτών οι κατάλληλες παράμετροι της ποικιλότητας ορνιθοπανίδας: ο πλούτος ειδών (species richness), η συχνότητα εμφάνισης (frequency of occurrence), η κυριαρχία (dominance), η ποικιλότητα (diversity) και η ισοκατανομή (evenness) των ατόμων του πληθυσμού. Οι υπολογισμοί των δεικτών ποικιλότητας πραγματοποιήθηκαν τόσο για το σύνολο της περιοχής έρευνας όσο και για τα τρία τοπία χωριστά. Επιπλέον, για καθένα από τα τρία τοπία παρουσιάζονται τα θηκογράμματα του πλούτου, της αφθονίας και πυκνότητας των αναπαραγόμενων ειδών πουλιών. Τα θηκογράμματα περιγράφουν εάν υπάρχουν ακραίες και εξαιρετικά ακραίες τιμές σε μια μεταβλητή.

4.2.4 Περιγραφή περιβαλλοντικών μεταβλητών

Μετά το πέρας καταμέτρησης της ορνιθοπανίδας πραγματοποιήθηκε καταγραφή των χαρακτηριστικών του οικοσυστήματος σε ειδικό πρωτόκολλο (Παράρτημα II). Από τις μεταβλητές της φυσιογραφίας - γεωμορφολογίας των δειγματοληπτικών κυκλικών επιφανειών, όπου πραγματοποιήθηκε η καταγραφή της ορνιθοπανίδας, εξετάστηκαν, με βάση το Ύψομετρικό Μοντέλο Εδάφους (DEM 20 m) και το χάρτη γαιοϊκανότητας (1:50.000), αυτές που αφορούσαν την τοπογραφία:

- κλίση (%): η μεταβλητή είναι διακριτή με τιμές 0-15%, 15-30%, 30-45%, 45-60% και > 60%
- έκθεση: η μεταβλητή είναι ονομαστική με δώδεκα επίπεδα, Βόρειες (B), Βόρειες και επίπεδα (BE), Βόρειες και νότιες (BN), Επίπεδα (E), Επίπεδα και βόρειες (EB), Επίπεδα και νότιες (EN), Επίπεδα και ποικίλες (EΠ), Νότιες (N), Νότιες και βόρειες (NB), Νότιες και επίπεδα (NE), Ποικίλες (Π), και Ποικίλες και επίπεδα (ΠΕ)
- υψόμετρο (m): η μεταβλητή είναι συνεχής
- μητρικό πέτρωμα: η μεταβλητή είναι ονομαστική με επτά επίπεδα, αλλούβια, γνεύσιοι, κοίτες ποταμών, περιδοτίτες-γάβροι, σκληροί ασβεστόλιθοι, σχιστόλιθοι και τριτογενείς αποθέσεις
- βάθος εδάφους: η μεταβλητή είναι ονομαστική με εννέα επίπεδα, Βαθύ, Βαθύ και αβαθές, Βαθύ και βράχος, Αβαθές και βαθύ, Αβαθές, Αβαθές και βράχος, Βράχος και βαθύ, Βράχος και αβαθές και Βράχος

- κίνδυνος χαραδρωτικής διάβρωσης του εδάφους: η μεταβλητή είναι ονομαστική με εννέα επίπεδα (Πίνακας 4.2.4). Οι κλάσεις διάβρωσης που χρησιμοποιούνται στην ταξινόμηση των γαιών είναι: καμία, μέτρια και έντονη και οι συνδυασμοί αυτών ανά δύο, ανάλογα με το ποιές από αυτές επικρατούν σε κάθε χαρτογραφική μονάδα.

Πίνακας 4.2.4. Κλάσεις διάβρωσης των μονάδων του χάρτη γαιών της περιοχής έρευνας (Οικονόμου και Νάκος 1990).

Κλάση διάβρωσης	Περιγραφή
Καμία	εμπεριέχονται συνήθως οι επίπεδες ή σχεδόν επίπεδες επιφάνειες (κλίσης < 20%), οι κεκλιμένες επιφάνειες (κλίσης > 20%), με βαθμό συγκόμωσης της φυσικής βλάστησης > 70% και οι βραχώδεις επιφάνειες, κυρίως οι ασβεστολιθικές.
Καμία και Μέτρια	περιλαμβάνει τις περιοχές με κλάση διάβρωσης καμία, οι οποίες λόγω του ανάγλυφου τους καθώς επίσης και της γεωμορφολογίας τους παρουσιάζουν κάποιες περιοχές με μέτρια διάβρωση.
Καμία και Έντονη	περιοχές που παρουσιάζουν καμία διάβρωση στις οποίες υπάρχουν περιοχές με έντονη διάβρωση.
Μέτρια και Καμία	περιλαμβάνει τις περιοχές με μέτρια κλάση διάβρωσης, που λόγω του ανάγλυφου και της γεωμορφολογίας παρουσιάζονται κάποιες επιφάνειες με καμία διάβρωση.
Μέτρια	περιλαμβάνει συνήθως τις κεκλιμένες επιφάνειες (κλίσης > 20%), με βαθμό συγκόμωσης της φυσικής βλάστησης < 70% των οποίων το έδαφος στην αεροφωτογραφία φαίνεται διαταραγμένο ή φέρει ίχνη αραιών χαραδρώσεων ή και τα δύο.
Μέτρια και Έντονη	ανήκουν περιοχές με μέτρια διάβρωση που παρουσιάζουν περιοχές με έντονη διάβρωση.
Έντονη και Καμία	περιλαμβάνει τις περιοχές με μέτρια κλάση διάβρωσης, που λόγω του ανάγλυφου και της γεωμορφολογίας παρουσιάζονται κάποιες επιφάνειες με καμία διάβρωση.
Έντονη και Μέτρια	περιλαμβάνουν περιοχές με έντονη διάβρωση που για τις προαναφερόμενες αιτίες παρουσιάζονται περιοχές με μέτρια κλάση διάβρωσης.
Έντονη	περιλαμβάνει τις κεκλιμένες επιφάνειες (κλίσης > 20%), με βαθμό συγκόμωσης της φυσικής βλάστησης < 70% των οποίων το έδαφος φέρει πυκνές χαραδρώσεις όπως επίσης και τις κοίτες ποταμών και χειμάρρων.

Τα ιδιαίτερα φυσιογνωμικά χαρακτηριστικά της κάθε κυκλικής επιφάνειας περιγράφηκαν με διάφορες μεταβλητές φυτοκάλυψης σε ακτίνα 50 μέτρων γύρω από κάθε σημείο δειγματοληψίας, σύμφωνα με το πρωτόκολλο των Prodon and Lebreton (1981). Συγκεκριμένα, οι μεταβλητές φυτοκάλυψης που καταγράφηκαν ήταν:

- % κάλυψη ποωδών φυτών

- % κάλυψη υψηλών θάμνων (> 0,5m)
- % κάλυψη χαμηλών θάμνων (< 0,5m)
- μέσο ύψος θάμνων (cm)
- αριθμός ειδών θάμνων
- % κάλυψη δένδρων (> 5m)
- μέσο ύψος δένδρων (m)
- αριθμός ειδών δένδρων
- % κάλυψη γυμνού εδάφους.

Για να αποφευχθεί το σφάλμα στην οπτική παρατήρηση των μεταβλητών φυτοκάλυψης που οφείλεται στον παρατηρητή (Prodon and Lebreton 1981), όλες οι εκτιμήσεις έγιναν από τον ίδιο παρατηρητή για τον έλεγχο σφάλματος μεταξύ των παρατηρητών (Morrison et al. 1992). Τέλος, υπολογίστηκαν χωρικές μετρικές σύνθεσης και διάρθρωσης σε επίπεδο τοπίου για τις 315 κυκλικές επιφάνειες δειγματοληψίας της ορνιθοπανίδας, συνολικής έκτασης η καθεμία 0,785 ha, με απώτερο σκοπό την εύρεση συσχετίσεων μεταξύ της δομής του τοπίου και της ορνιθοπανίδας.

4.2.5 Στατιστική επεξεργασία

Σύνθεση της ορνιθοπανίδας

Αρχικά υπολογίστηκε η συχνότητα εμφάνισης των ειδών πουλιών για την αναπαραγωγική περίοδο και το φθινόπωρο των ετών 2008 και 2010. Η σύγκριση της συχνότητας εμφάνισης των ειδών πουλιών μεταξύ των δυο εποχών έγινε με το Pearson χ^2 test, το οποίο χρησιμοποιείται ευρέως για την περίπτωση ονομαστικών (nominal) μεταβλητών (Zar 1999). Επιπλέον, έγινε σύγκριση της σύνθεσης ορνιθοπανίδας, συγκεκριμένα των πιο κοινών ειδών πουλιών, μεταξύ των τριών τοπίων με τη χρήση της μονοπαραγοντικής ανάλυσης διακύμανσης (One-Way ANOVA). Ο έλεγχος της ομοιογένειας των διασπορών (homogeneity of variances) ελέγχθηκε με το Levene's test ($p=0,05$), ενώ ακολουθήθηκε το τεστ πολλαπλών συγκρίσεων Tukey HSD.

Για την ανάλυση των στοιχείων και τον υπολογισμό των δεικτών ποικιλότητας, ισοκατανομής και κυριαρχίας της ορνιθοπανίδας δημιουργήθηκαν ειδικές βάσεις δεδομένων CSV αρχείων (*.csv) χρησιμοποιώντας το πρόγραμμα Species Diversity and Richness ver. 4.0 της PISCES Conservation Ltd (2006). Για τους δείκτες ποικιλότητας, ισοκατανομής και κυριαρχίας της ορνιθοπανίδας πραγματοποιήθηκαν στατιστικές

συγκρίσεις με το τεστ τυχαιοποίησης του Solow (1993). Στην παρούσα ανάλυση δεν έγινε μετασχηματισμός των τιμών δεικτών της ποικιλότητας, ισοκατανομής και κυριαρχίας της ορνιθοπανίδας, παρόλο που συνήθως αυτές οι παράμετροι μετασχηματίζονται στη βιβλιογραφία (Sokal and Rohlf 1995, Crawley 2003). Σύμφωνα με τους O'Hara and Kotze (2010) τα μη μετασχηματισμένα δεδομένα λειτουργούν καλύτερα από τους οποιουσδήποτε μετασχηματισμούς.

Συσχέτιση χωρικών μετρικών

Μετά τον έλεγχο για κανονική κατανομή και ομοιογένεια διασποράς των χωρικών μετρικών χρησιμοποιώντας τα τεστ Shapiro–Wilk και F αντίστοιχα, ο συντελεστής συσχέτισης Spearman υπολογίστηκε για όλα τα ζεύγη συσχετίσεων μεταξύ των μεταβλητών. Όταν ο συντελεστής συσχέτισης μεταξύ δύο μεταβλητών ήταν μεγαλύτερος ή ίσος με $|r| \geq 0,9$, μια από τις δυο μεταβλητές απορρίφθηκε στις επακόλουθες αναλύσεις (Griffith et al. 2000, Torras et al. 2008). Επιπλέον, η παρουσία πολυσυγγραμμικότητας στα δεδομένα ελέγχθηκε χρησιμοποιώντας ως κριτήριο το συντελεστή πληθωρισμού διακύμανσης (Variance Inflation Factor). Οι εναπομείνουσες χωρικές μετρικές είναι αυτές που χρησιμοποιήθηκαν για τη διάκριση των πουλιών σε λειτουργικές ομάδες με βάση κάποια σημαντική συσχέτισή τους με χωρικές μετρικές σύνθεσης και διάρθρωσης του τοπίου.

Ανάλυση Κύριων Συνιστωσών

Η επεξεργασία όλων των μεταβλητών που αφορούν στη δομή του τοπίου, δηλαδή περιβαλλοντικών μεταβλητών και χωρικών μετρικών τοπίου, έγινε με την Ανάλυση Κύριων Συνιστωσών με τη χρήση του στατιστικού λογισμικού IBM SPSS for Windows, v. 19.0 (IBM, 2010) και και της Κανονικής Ανάλυσης Αντιστοιχιών (Canonical Correspondence Analysis) με τη χρήση του προγράμματος ταξιθέτησης CANOCO 4.0 (ter Braak and Šmilauer 2002). Επιπλέον, επιλέχθηκε να παρουσιαστεί η μήτρα των περιβαλλοντικών μεταβλητών με το πρόγραμμα χωροθέτησης για να δειχθούν οι διαφορές των μεταβλητών σε σχέση με τις δειγματοληπτικές επιφάνειες στα τρία διαφορετικά τοπία. Στην Κανονική Ανάλυση Αντιστοιχιών, η σημασία της κάθε περιβαλλοντικής μεταβλητής αξιολογήθηκε με το Monte Carlo test (bootstrapping) με 1000 αναδιατάξεις χρησιμοποιώντας τη διορθωμένη πιθανότητα Bonferroni για το επίπεδο σημαντικότητας $\alpha=0,05$.

Η Ανάλυση σε Κύριες Συνιστώσες είναι μια στατιστική μέθοδος, η οποία μετασχηματίζει γραμμικά ένα αρχικό σύνολο μεταβλητών σε ένα σημαντικά μικρότερο σύνολο ασυσχέτιστων μεταβλητών, το οποίο όμως αντιπροσωπεύει ένα μεγάλο μέρος της πληροφορίας των αρχικών μεταβλητών (Dunteman 1989, Hair et. al. 2006). Μια καλύτερη ερμηνεία της ανάλυσης μπορεί να γίνει με την περιστροφή των συνιστωσών σε ένα νέο σύστημα αξόνων. Η πιο διαδεδομένη μέθοδος περιστροφής η οποία συμπεριλαμβάνεται στην πλειοψηφία των στατιστικών πακέτων και χρησιμοποιείται και στην παρούσα διατριβή ονομάζεται Varimax. Η συγκεκριμένη μέθοδος είναι ορθογώνια, δηλαδή η γωνία που σχηματίζουν οι συνιστώσες κατά την περιστροφή είναι ορθή (Afifi 1990), ελαχιστοποιεί τον αριθμό των μεταβλητών που έχουν υψηλές φορτίσεις σε κάθε συνιστώσα και επομένως απλοποιεί την ερμηνεία των συνιστωσών (Palander et al. 2003, Parageorgiou et al. 2005). Κατά την περιστροφή θεωρήθηκαν σημαντικές μεταβλητές στο σχηματισμό του παράγοντα όσες έχουν φορτίο πάνω από 0,5 (Sharma 1996, Spector 1992) και ερμηνεύεται τουλάχιστο το 60% της συνολικής διασποράς (Hair et. al. 2006).

Τα αποτελέσματα της ανάλυσης ελέγχθηκαν με το κριτήριο Kaiser–Meyer–Olkin (KMO) και τον έλεγχο σφαιρικότητας του Bartlett (Bartlett's test of sphericity) (Bartlett 1954), που ελέγχει την μηδενική υπόθεση ότι στη μήτρα συσχετίσεων (correlation matrix) οι μεταβλητές δεν σχετίζονται μεταξύ τους και για το λόγο αυτό δεν επιδέχονται ομαδοποίηση.

Ανάλυση κατά Συστάδες

Για την ανάδειξη των λειτουργικών ομάδων των ειδών πουλιών, που καταγράφηκαν την αναπαραγωγική περίοδο εξαιρώντας τα είδη του Παραρτήματος IV, χρησιμοποιήθηκαν δυο βασικά χαρακτηριστικά γνωρίσματα. Το πρώτο αφορά τα φυσιογνωμικά χαρακτηριστικά της βλάστησης των επιφανειών που καταγράφηκαν τα είδη πουλιών και το δεύτερο αφορά στη σύνθεση και διάρθρωση αυτών των επιφανειών. Στην πρώτη περίπτωση εφαρμόστηκε η Ιεραρχικά Ομαδοποιημένη Ανάλυση (Hierarchical Cluster Analysis) με τη μέθοδο Ward (1963) (μέθοδος ελαχίστων τετραγώνων). Ως μέτρο ομοιότητας χρησιμοποιήθηκε η τετραγωνισμένη Ευκλείδεια απόσταση που βασίζεται στην απόσταση των κέντρων των ομάδων και ελαχιστοποιεί την απώλεια πληροφορίας που προκύπτει όταν δύο ομάδες συγχωνεύονται.

Η Ανάλυση κατά Συστάδες έχει σκοπό να διαχωρίσει το σύνολο των παρατηρήσεων σε φυσικές ομάδες, έτσι ώστε τα μέλη κάθε ομάδας να είναι όσο το δυνατό όμοια μεταξύ τους, ενώ τα μέλη διαφορετικών ομάδων να είναι όσο το δυνατό ανόμοια.

Γεωμετρικά αυτό σημαίνει ότι δύο όμοιες παρατηρήσεις θα βρίσκονται σε γειτονικά σημεία, ενώ δύο ανόμοιες σε απομακρυσμένα σημεία (Σιάρδος 2002). Η μέθοδος σχηματισμού των ομάδων που χρησιμοποιήθηκε στην παρούσα διατριβή είναι η ιεραρχική ανάλυση, η οποία καταλήγει σε καλή ομαδοποίηση λαμβάνοντας υπόψη τη θέση και το σχήμα των συστάδων, δημιουργώντας κατά το δυνατό ισοπληθείς ομάδες. Η μέθοδος αυτή ξεχωρίζει από όλες τις άλλες μεθόδους, επειδή χρησιμοποιεί την ανάλυση διακύμανσης ώστε να εκτιμήσει τις αποστάσεις ανάμεσα στις συστάδες (<http://www.statsoft.com/TEXTBOOK/stcluan.html>).

Διωνυμική Λογιστική Παλινδρόμηση

Η λογιστική παλινδρόμηση ακολουθήθηκε για να καθορισθούν εκείνες οι μετρικές τοπίου που παίζουν στατιστικά σημαντικό ρόλο στην πρόβλεψη της παρουσίας ενός είδους της ορνιθοπανίδας. Η λογιστική παλινδρόμηση είναι ένα στατιστικό εργαλείο για την ανάλυση δυαδικών στοιχείων, όπως τα στοιχεία παρουσίας - απουσίας και αφορά σε έναν γραμμικό συνδυασμό των περιβαλλοντικών μεταβλητών με την προβλεφθείσα μεταβλητή, που με τη βοήθεια μιας λογαριθμικής εξίσωσης περιορίζει την προβλεφθείσα δίτιμη μεταβλητή, ώστε να παίρνει τιμές με μια πιθανότητα από 0 έως 1 (Guisan and Zimmerman 2000). Τα δεδομένα παρουσίας - απουσίας αναλύθηκαν στατιστικά με τη χρήση διωνυμικών λογιστικών παλινδρομήσεων ώστε να καθοριστούν οι σχέσεις μεταξύ της εμφάνισης του κάθε είδους και τις διάφορες μετρικές, που παρέμειναν μετά το συντελεστή συσχέτισης Spearman, για κάθε δειγματοληπτική επιφάνεια (Watson et al. 2005). Χρησιμοποιήθηκαν βοηθητικά βασικές βιβλιογραφικές αναφορές (Cramp et al. 1977–1994, Farina 1989, 1995, 1997, Padoa-Schioppa et al. 2006) για τη διάκριση των λειτουργικών ομάδων. Ωστόσο, οι περισσότερες μελέτες μέχρι σήμερα χρησιμοποιούσαν λειτουργικές ομάδες επιλέγοντας κάποια *ad hoc* υποκειμενικά κριτήρια, που αφορούσαν ένα μόνο χαρακτηριστικό του είδους, όπως την τροφή (π.χ. «εντομοφάγα» ή «σποροφάγα») ή το ενδιαίτημα επικεντρώνοντας σε ένα μόνο τύπο ενδιαιτήματος αγνοώντας την εποχική διακύμανση, είτε εστιάζοντας μόνο στα αναπαραγόμενα ή διαχειμάζοντα είδη αγνοώντας τη σύνθεση και διάρθρωση του τοπίου.

4.3 Επίδραση της ανθρώπινης δραστηριότητας στον πλούτο της ορνιθοπανίδας

4.3.1 Επιλογή των χωριών

Η επιλογή των χωριών στα τρία διαφορετικά τοπία της περιοχής έρευνας έγινε με βάση την πληθυσμιακή πυκνότητα (κάτοικοι / km²) των χωριών σύμφωνα με την τελευταία δημοσιευμένη απογραφή της Εθνικής Στατιστικής Υπηρεσίας του 2001 (ΕΛ.ΣΤΑΤ 2001). Αφού έγινε πρώτα διαστρωμάτωση των ορεινών, ημιορεινών και πεδινών δημοτικών διαμερισμάτων της περιοχής έρευνας, προέκυψε ένα θεματικό επίπεδο στη γεωβάση του ΓΣΠ με την πυκνότητα του πληθυσμού. Σε κάθε τοπίο της περιοχής έρευνας επιλέχθηκαν τρία χωριά με κριτήριο τη διαφορετική τους πληθυσμιακή πυκνότητα, ήτοι:

- 3 χωριά στο ορεινό τοπίο: Αχελινάδα (137)*, Λογγάς (177), Φλαμπουρέσι (260)
- 3 χωριά στο ημιορεινό τοπίο: Καλοχώρι (121), Νέα Ζωή (141), Ελληνόκαστρο (331)
- 3 χωριά στο πεδινό τοπίο: Χαιδεμένη (91), Ρίζωμα (1.380), Βασιλική (1.527)

* Ο αριθμός μέσα στα στις παρενθέσεις είναι ο πραγματικός πληθυσμός κατά περίπτωση.

4.3.2 Καταγραφή της ορνιθοπανίδας

Η έρευνα πραγματοποιήθηκε στα 9 επιλεγμένα χωριά την περίοδο Μαΐου – Ιουνίου, ώστε να συμπεριλάβει την αναπαραγωγική περίοδο των πουλιών (Farina 1995, Jobin et al. 2001), καθώς και το φθινόπωρο (Οκτώβριος – Νοέμβριος) του έτους 2009. Για τη μέθοδο καταγραφής των σημειακών καταμετρήσεων (point counts) με ακτίνα 50 m (0,785 ha) (Blondel 1981, Ralph et al. 1995) ακολουθήθηκε συστηματική δειγματοληψία. Το πρώτο σημείο παρατήρησης ήταν στο κέντρο του χωριού και το επόμενο απέιχε τουλάχιστον 250 m, ώστε να αποφευχθεί η διπλοκαταγραφή κάποιου είδους (Bibby et al. 1998), προς τις τέσσερις κατευθύνσεις του ορίζοντα, όπως απεικονίζεται στο χάρτη 4.3.2. Πραγματοποιήθηκαν συνολικά 288 σημειακές μετρήσεις, με 32 σημεία καταγραφής ορνιθοπανίδας ανά χωριό (8 σημεία ανά διεύθυνση του ορίζοντα). Οι μετρήσεις πραγματοποιούνταν από τις πρώτες πρωινές ώρες μέχρι τις 10.30 π.μ. και μόνο τις ημέρες χωρίς βροχή και ισχυρό άνεμο (Cody 1985, Bibby et al. 1992).



Χάρτης 4.3.2. Πειραματικό σχέδιο συστηματικής δειγματοληψίας στις τέσσερις κατευθύνσεις του ορίζοντα γύρω από το κέντρο ενός χωριού (Υπόβαθρο: Google Earth).

Τα είδη πουλιών ταξινομήθηκαν σε δυο κατηγορίες σύμφωνα με τα ακόλουθα κριτήρια: (α) το καθεστώς μετανάστευσης, δηλαδή εάν το είδος ήταν μόνιμος κάτοικος ή μεταναστευτικό, και (β) την οικογένεια που ανήκει, γιατί είδη που ανήκουν στην ίδια οικογένεια πιθανόν παρουσιάζουν κοινά χαρακτηριστικά που σχετίζονται με τη συμπεριφορά ή την οικολογία τους η οποία επηρεάζει τον τρόπο με τον οποίο αντιδρούν στην ανθρώπινη δραστηριότητα. Για στατιστικούς λόγους συμπεριλήφθηκαν στις αναλύσεις οικογένειες με περισσότερα από δύο καταγραφόμενα είδη ανά δειγματοληπτική επιφάνεια, ενώ αποκλείστηκαν από τις αναλύσεις είδη αρπακτικών πουλιών.

4.3.3 Ανθρώπινες δραστηριότητες

Για τη μελέτη της επίδρασης της ανθρώπινης δραστηριότητας, και συγκεκριμένα της αγροκτηνοτροφικής δραστηριότητας, στην ορνιθοπανίδα πραγματοποιήθηκε χαρτογράφηση των κτηνοτροφικών εγκαταστάσεων και των γεωργικών κτιρίων ύστερα από επιτόπιες επισκέψεις στα 9 επιλεγμένα χωριά με τη χρήση GPS (Παράρτημα III). Ακολούθησε εισαγωγή των δεδομένων στο λογισμικό ArcGIS 9.3 Info (ESRI) και στη συνέχεια μετρήθηκε η απόσταση των σημείων δειγματοληψίας της ορνιθοπανίδας από τις γεωργικές υποδομές με το εργαλείο ArcGIS Measure Tool.

4.3.4 Χαρακτηριστικά της βλάστησης

Οι μετρήσεις των χαρακτηριστικών βλάστησης έγιναν στις ίδιες κυκλικές επιφάνειες ακτίνας 50 cm καταγραφής της ορνιθοπανίδας. Οι μεταβλητές που μετρήθηκαν ήταν:

κάλυψη (%) των ποωδών φυτών, η κάλυψη (%) των θάμνων, η κάλυψη (%) των δέντρων, ο πλούτος των θάμνων και δένδρων, καθώς και το ύψος των θάμνων και δέντρων. Σημειώθηκε επίσης η γενική κατηγορία του τύπου ενδιαιτήματος των επιφανειών δειγματοληψίας που διακρίνεται σε: (1) γεωργική έκταση, (2) εγκαταλειμμένος αγρός, (3) χορτολιβαδική έκταση, που σημαίνει είτε λειμώνες ή θαμνώνες (Παπαναστάσης και Νοϊτσάκης 1992), (4) αραιό δάσος (< 70%) και (5) πυκνό δάσος (> 70%). Προκειμένου να αποφευχθούν τα σφάλματα που οφείλονται στις εκτιμήσεις του παρατηρητή στην οπτική εκτίμηση των παραμέτρων της βλάστησης (Prodon και Lebreton 1981), όλες οι εκτιμήσεις έγιναν από τον ίδιο παρατηρητή (Morrison et al. 1992).

4.3.5 Στατιστική επεξεργασία

Μέτρηση α-ποικιλότητας

Η α-ποικιλότητα υπολογίστηκε με βάση τον πλούτο των ειδών πουλιών ανά δειγματοληπτική επιφάνεια και δύο δείκτες ποικιλότητας της ορνιθοπανίδας: (1) Shannon (H') (Shannon and Weaver 1949) και (2) Margalef (D_{Mg}). Και οι δυο δείκτες (H' και D_{Mg}) μπορούν να διαδραματίσουν σημαντικό ρόλο στις έρευνες της βιολογικής ποικιλότητας, παρά τον ισχυρό επηρεασμό τους από το μέγεθος της δειγματοληψίας (Magurran 2006). Για τον υπολογισμό των δεικτών ποικιλότητας της ορνιθοπανίδας, κατασκευάστηκαν ειδικές βάσεις δεδομένων CSV αρχείων (*.csv) χρησιμοποιώντας το πρόγραμμα Species Diversity and Richness ver. 4.0.

Πραγματοποιήθηκε στατιστικός έλεγχος της κανονικότητας και ομοιογένειας της παραλλακτικότητας των μεταβλητών με τα Kolmogorov-Smirnov και F τεστ αντίστοιχα. Όπου κρίθηκε απαραίτητο, πραγματοποιήθηκαν μετασχηματισμοί για την κανονικοποίηση των δεδομένων. Η μονοπαραγοντική ανάλυση της παραλλακτικότητας (One - way ANOVA) χρησιμοποιήθηκε για να ελεγχθεί αν η μέση τιμή του πλούτου των ειδών πουλιών διέφερε σε σχέση με το ύψος της πληθυσμιακής πυκνότητας των επιλεγμένων χωριών στα τρία τοπία της περιοχής έρευνας. Χρησιμοποιήθηκε το *post hoc* Tukey τεστ για τον προσδιορισμό διαφορετικών ομάδων των σημαντικών μονοπαραγοντικών αναλύσεων παραλλακτικότητας. Όλες οι στατιστικές αναλύσεις πραγματοποιήθηκαν με το στατιστικό πακέτο IBM SPSS for Windows, v. 19.0 (IBM, 2010).

Συσχέτιση μεταβλητών

Εξετάστηκε η ταυτόχρονη συμπεριφορά των ποσοτικών μεταβλητών, δηλαδή εξετάστηκε αν οι τιμές της μιας μεταβλητής έχουν επίδραση στη διαμόρφωση των τιμών των

υπολοίπων. Αν αποδειχθεί κάποια εξάρτηση, αυτή προσδιορίζεται με μια μαθηματική συνάρτηση. Ο συντελεστής συσχέτισης Pearson καταδεικνύει την ύπαρξη ή όχι σχέσης μεταξύ δύο μεταβλητών και υπολογίζει τη μορφή αυτής της σχέσης (θετική ή αρνητική συσχέτιση) αλλά και την έντασή της (επίπεδο στατιστικής σημαντικότητας) (Loutas et al. 2004). Το στατιστικό αυτό κριτήριο ελέγχει τη μηδενική υπόθεση ότι δεν υπάρχει συσχέτιση μεταξύ δύο μεταβλητών. Ο συντελεστής συσχέτισης Pearson είναι παραμετρικό κριτήριο και έτσι τα δεδομένα και στις δυο υπό μελέτη μεταβλητές θα πρέπει να είναι καταχωρημένα σε ισοδιαστημική κλίμακα, να ακολουθούν κανονική κατανομή και να έχουν όμοιες διασπορές.

Γενικό Γραμμικό Μοντέλο

Για τον καθορισμό της επίδρασης των ανεξάρτητων μεταβλητών στον πλούτο των ειδών πουλιών εφαρμόστηκαν τα Γενικά Γραμμικά Μοντέλα (General Linear Model) για μονομεταβλητή (Univariate) περίπτωση. Τα Γενικά Γραμμικά Μοντέλα (GLMs) εφαρμόστηκαν για τη δημιουργία μοντέλων πρόβλεψης για τις μεταβλητές που σχετίζονται με τον πλούτο της ορνιθοπανίδας. Τα συγκεκριμένα μοντέλα παρουσιάζουν σημαντικά πλεονεκτήματα καθώς δρουν απευθείας στα δεδομένα (που ακολουθούν κανονική κατανομή) και είναι ευέλικτα οπότε επιτρέπουν το συνδυασμό συνεχών και διακριτών μεταβλητών. Αρχικά πραγματοποιήθηκε στατιστικός έλεγχος της κανονικότητας των μεταβλητών με το τεστ Kolmogorov-Smirnov και όπου δεν υπήρχε κανονικότητα, εφαρμόστηκε κανονικοποίηση των τιμών μετά από μετασχηματισμό Box-Cox (Krebs 1999). Ανεξάρτητες μεταβλητές αποτέλεσαν:

- το υψόμετρο (m) του κάθε χωριού (συνεχής μεταβλητή)
- η κατεύθυνση δειγματοληψίας (ονομαστική μεταβλητή) με τέσσερα επίπεδα: Βόρεια (B), Νότια (N), Ανατολική (A) και Δυτική (Δ)
- η πληθυσμιακή πυκνότητα του κάθε χωριού (συνεχής μεταβλητή) υπολογίστηκε σε αριθμό κατοίκων ανά km²
- η απόσταση (m) από τα όρια των χωριών (συνεχής μεταβλητή)
- η απόσταση (m) από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις (συνεχής μεταβλητή)
- η απόσταση (m) από τα γεωργικά κτίρια που βρίσκονται είτε στα όρια των χωριών είτε διασκορπισμένα στο αγροτικό τοπίο (συνεχής μεταβλητή).
- ο τύπος ενδιαιτήματος (ονομαστική μεταβλητή)
- το ποσοστό κάλυψης ποωδών φυτών (διακριτή μεταβλητή)

- το ποσοστό κάλυψης θάμνων και δένδρων (διακριτή μεταβλητή)
- ο πλούτος ειδών θάμνων και δένδρων (συνεχής μεταβλητή)
- το ύψος θάμνων και δένδρων (συνεχής μεταβλητή).

Προκειμένου να ελεγχθεί ότι τα αποτελέσματα της παλινδρόμησης είναι αξιόπιστα έγινε έλεγχος των προϋποθέσεων σχετικά με τα σφάλματα εκτίμησης (υπόλοιπα). Τα σφάλματα πρέπει να κατανέμονται κανονικά, να είναι ομοσκεδαστικά και τυχαία. Ο έλεγχος της υπόθεσης της κανονικότητας των καταλοίπων έγινε με τη χρήση του ελέγχου Kolmogorov - Smirnov. Ακολούθησε ο έλεγχος κυρίως γραφικά με τη γραφική παράσταση υπολοίπων συναρτήσεως των εκτιμώμενων τιμών της εξαρτημένης μεταβλητής. Αν η διακύμανση της εξαρτημένης μεταβλητής μεγαλώνει μαζί με την εκτιμώμενη τιμή, είναι δυνατό να χρειαστεί μετασχηματισμός της εξαρτημένης. Για τη στατιστική επεξεργασία των δεδομένων χρησιμοποιήθηκε το στατιστικό πακέτο IBM SPSS for Windows, v. 19.0 (IBM, 2010).

4.4 Αλληλεπιδράσεις πλούτου ορνιθοπανίδας και σταδίων εξέλιξης του τοπίου

Η επίδραση των διαφορετικών σταδίων εξέλιξης του τοπίου στην ορνιθοπανίδα μελετήθηκε με την τυχαία επιλογή 16 δειγματοληπτικών επιφανειών στην περιοχή έρευνας. Στις επιφάνειες αυτές καταγράφηκαν μεταβλητές που αφορούσαν στην ποώδη βλάστηση, παράλληλα με την καταγραφή της ορνιθοπανίδας. Ειδικότερα, πραγματοποιήθηκε διερεύνηση της συσχέτισης μεταξύ των μεταβλητών βλάστησης και του πλούτου ορνιθοπανίδας, καθώς και της ανάδειξης του σταδίου εξέλιξης του τοπίου με την πλουσιότερη ποικιλότητα χλωρίδας.

4.4.1 Επιλογή δειγματοληπτικών επιφανειών

Για τη συσχέτιση της εξέλιξης του τοπίου και της ορνιθοπανίδας επιλέχθηκαν και μελετήθηκαν στην περιοχή του Καλοχωρίου (21°45'0.31"A, 39°44'40.28"B) τέσσερις τύποι βλάστησης που αποτέλεσαν τους τέσσερις χειρισμούς της έρευνας (Εικόνα 4.4.1). Αυτοί είναι οι εξής:

1. Εγκαταλειμμένος αγρός
2. Ποολίβαδο
3. Αραιό θαμνολίβαδο (10-40%)

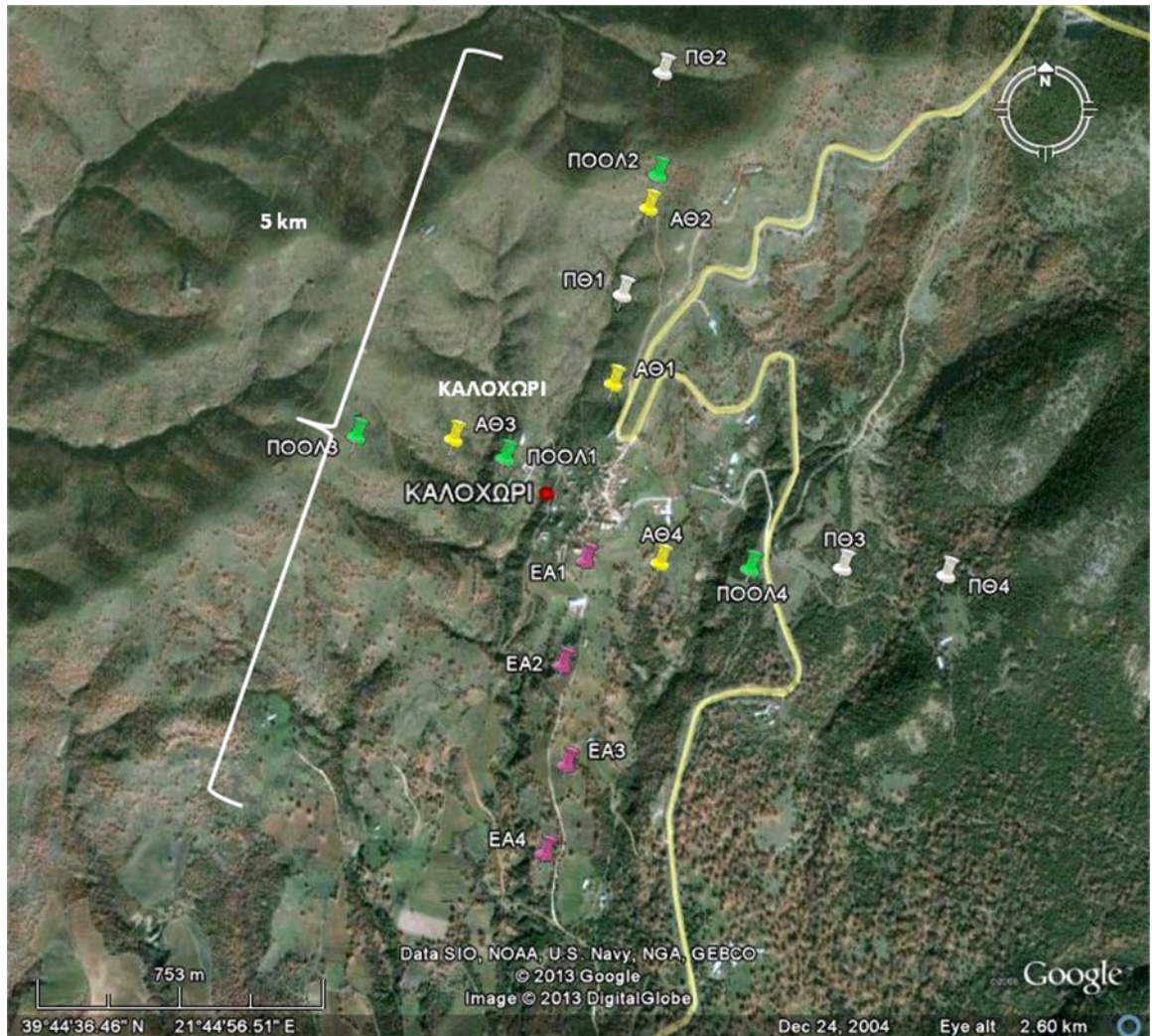
4. Πυκνό θαμνολίβαδο (70-100%)

Οι τέσσερις τύποι βλάστησης αντιπροσωπεύουν με τη σειρά που αναφέρονται τη βαθμιαία μεταβολή της βλάστησης με το πέρασμα του χρόνου ύστερα από εγκατάλειψη ή και ελάττωση της έντασης άσκησης των παραδοσιακών χρήσεων γης. Ουσιαστικά αποτελούν τη δευτερογενή διαδοχή της βλάστησης και αντικατοπτρίζουν τα στάδια εξέλιξης του τοπίου ύστερα από την εγκατάλειψη.



Εικόνα 4.4.1. Οι τέσσερις τύποι βλάστησης.

Την άνοιξη του 2009 και 2010, ύστερα από επιτόπιες παρατηρήσεις, επιλέχθηκαν τέσσερις επιφάνειες μεγέθους 0,1 ha η καθεμιά για κάθε έναν από τους τύπους που αναφέρθηκαν παραπάνω, δηλαδή ένα σύνολο 16 επιφανειών. Οι επιφάνειες επιλέχθηκαν κατά μήκος μιας νοητής ευθείας μήκους περίπου 5 km (Χάρτης 4.4.1) έτσι ώστε οι άλλοι παράγοντες, όπως το έδαφος και το κλίμα που επηρεάζουν τη σύνθεση της βλάστησης, να είναι ομοιόμορφοι και οποιαδήποτε μεταβολή παρατηρείται μεταξύ των χειρισμών αυτών να οφείλεται καθαρά στο γεγονός ότι αποτελούν διαφορετικά στάδια εξέλιξης του τοπίου και όχι σε κάποιον άλλο παράγοντα.



Χάρτης 4.4.1. Κατανομή των πειραματικών επιφανειών για τους διαφορετικούς τύπους βλάστησης στις τέσσερις κατευθύνσεις του ορίζοντα κατά μήκος νοητής ευθείας (Υπόβαθρο: Google Earth).

4.4.2 Καταγραφή της ορνιθοπανίδας

Η καταγραφή της ορνιθοπανίδας πραγματοποιήθηκε κατά την περίοδο Μαΐου - Ιουνίου τα έτη 2009 και 2010. Εφαρμόστηκε επισκόπηση της χωρικής κατανομής της ορνιθοπανίδας (Blondel 1981) στις ίδιες δειγματοληπτικές επιφάνειες που μετρήθηκε η βλάστηση. Δύο παρατηρητές κάθε φορά στο κέντρο της δειγματοληπτικής επιφάνειας περίμεναν για 5 min και μετά κατέγραφαν τα πουλιά που έβλεπαν ή άκουγαν σε ακτίνα 50 m κατά τα επόμενα 10 min, τις ημέρες χωρίς βροχή και άνεμο (Bibby et al. 1992).

4.4.3 Μέτρηση συχνότητας εμφάνισης των φυτικών ειδών

Χρησιμοποιήθηκε η χλωριδική μέθοδος κατά την οποία η έμφαση δίνεται στη δομή της βλάστησης ως προς τα είδη που την απαρτίζουν (Emberlin 1996). Σε κάθε μία από τις επιφάνειες που επιλέχθηκαν μετρήθηκε η συχνότητα εμφάνισης κάθε φυτικού είδους στα

τέλη Μαΐου – μέσα Ιουνίου, δηλαδή κατά την περίοδο που η βιομάζα βρίσκεται στο μέγιστο (Παπαναστάσης 1982b). Συγκεκριμένα τοποθετήθηκαν 20 δειγματοληπτικά πλαίσια, μεγέθους 50 cm x 50 cm το καθένα, στην κατεύθυνση των δύο διαγωνίων της επιφάνειας (τομές βλάστησης), σε κάθε μια από τις επιφάνειες δειγματοληψίας. Σε κάθε μία από τις τομές πάρθηκαν 10 πλαίσια σε ίσες αποστάσεις μεταξύ τους (2 m) με τη βοήθεια μετροταινίας.

Τα δείγματα που συλλέχθηκαν, αφού αποξηράνθηκαν σε εφημερίδες, προσδιορίστηκαν στο εργαστήριο με τη χρήση στερεοσκοπίου και σύμφωνα με τη Flora Hellenica (Strid and Tan 1997-2002) και Flora Europaea (Tutin et al. 1968-1880, 1993). Επιπλέον, βοηθητικά χρησιμοποιήθηκαν τα συγγράμματα των Καββάδα (1956-1964), Strid (1986) και Strid and Tan (1991).

4.4.4 Μέτρηση α -ποικιλότητας

Από τα στοιχεία παρουσίας – απουσίας των φυτικών ειδών σε κάθε δειγματοληπτικό πλαίσιο υπολογίστηκε ο πλούτος των ειδών με την έννοια της πυκνότητας των ειδών. Η αφθονία του είδους σε κάθε επιφάνεια υπολογίστηκε ως ο αριθμός των πλαισίων που καταγράφηκε το συγκεκριμένο είδος και εκφράστηκε ως εκατοστιαίο ποσοστό επί του συνόλου της αφθονίας που παρουσίαζαν τα είδη που καταγράφηκαν στη συγκεκριμένη επιφάνεια. Ο αριθμός των ειδών ελέγχθηκε στατιστικά με την ανάλυση παραλλακτικότητας σε μονοπαραγοντικό πειραματικό σχέδιο με το κριτήριο Duncan σε επίπεδο σημαντικότητας 0,05.

Επίσης, εκτιμήθηκαν οι δείκτες ποικιλότητας Shannon-Weiner (H') και Margalef (D_{Mg}), οι δείκτες ισομέρειας Pielou (J) και Simpson (E) και οι δείκτες κυριαρχίας Berger-Parker (BPI) και Simpson (D). Οι υπολογισμοί των δεικτών ποικιλότητας πραγματοποιήθηκαν και για τους τέσσερις τύπους βλάστησης χωριστά. Στατιστικές συγκρίσεις έγιναν με το τεστ τυχαιοποίησης του Solow (1993). Για την ανάλυση των στοιχείων και τον υπολογισμό των δεικτών ποικιλότητας της ορنيθοπανίδας κατασκευάστηκαν ειδικές βάσεις δεδομένων CSV αρχείων (*.csv) χρησιμοποιώντας το πρόγραμμα Species Diversity and Richness ver. 4.0. Επίσης, οι τέσσερις τύποι βλάστησης, που αντιπροσωπεύουν διαφορετικά στάδια εξέλιξης του τοπίου, κατατάχθηκαν ανάλογα με τη φυτοποικιλότητά τους βάσει του διαγράμματος Rényi (1961) με τη χρήση του λογισμικού Species Richness and Diversity v. 4.0.

4.4.5 Συσχέτιση μεταξύ πλούτου ορنيθοπανίδας και χλωρίδας

Για την εύρεση συσχετίσεων μεταξύ της ορνιθοπανίδας και της χλωρίδας πραγματοποιήθηκε απλή γραμμική παλινδρόμηση (Simple Linear Regression Analysis). Ως εξαρτημένη μεταβλητή χρησιμοποιήθηκε ο πλούτος της ορνιθοπανίδας στους διαφορετικούς τύπους βλάστησης και ως ανεξάρτητη μεταβλητή ο πλούτος φυτικών ειδών στους τέσσερις τύπους βλάστησης. Όλες οι στατιστικές αναλύσεις πραγματοποιήθηκαν με το στατιστικό πακέτο IBM SPSS for Windows, v. 19.0 (IBM, 2010).

4.5 Είδη – δείκτες της ορνιθοπανίδας

Τα είδη – δείκτες εξειδικεύονται σε κάποιο χαρακτηριστικό, όπως για παράδειγμα στον κατακερματισμό του τοπίου. Για το λόγο αυτό στη βιβλιογραφία προτιμώνται συνήθως ως είδη – δείκτες τα εξειδικευμένα (στενοτυπικά) είδη πουλιών (Padoa-Schioppa et al. 2006).

4.5.1 Καταγραφή της ορνιθοπανίδας

Για την καταγραφή της ορνιθοπανίδας χρησιμοποιήθηκαν τα δεδομένα καταγραφής της αναπαραγωγικής περιόδου των ετών 2008, 2009 και 2010. Η μέθοδος των σημειακών καταμετρήσεων της ορνιθοπανίδας περιγράφεται στα υποκεφάλαια 4.2.2 και 4.3.2. Η ανάλυση των δεδομένων περιορίστηκε στα επιλεγμένα είδη πουλιών που προέκυψαν από τη διωνυμική λογιστική παλινδρόμηση του κεφαλαίου 4.2.5.

4.5.2 Στατιστική ανάλυση

Η σύγκριση επιλεγμένων πουλιών - δεικτών έγινε βάσει της εξάρτησής τους από ένα συγκεκριμένο εύρος μελετηθέντων περιβαλλοντικών παραμέτρων, ήτοι:

- σύνθεση του τοπίου με βάση το δείκτη αριθμό χωροσηφίδων των διαφορετικών τύπων κάλυψης/χρήσης γης του τοπίου (NP) και το δείκτη ποικιλότητας Shannon (SHDI)
- χωρική διάρθρωση του τοπίου με βάση τους δείκτες: σταθμισμένου μέσου σχήματος των χωροσηφίδων (SHAPE_AM), σταθμισμένου μέσου κλασματικής διάστασης επιφάνειας των χωροσηφίδων (FRAC_AM), συντελεστή διακύμανσης ακτίνας περιστροφής των χωροσηφίδων (GYRATE_CV) και διασποράς και γεινίασης των χωροσηφίδων του τοπίου (IJI)
- συνδεσιμότητα του τοπίου με βάση το δείκτη φυσικής συνεκτικότητας των χωροσηφίδων του τοπίου (COHESION)
- απόσταση από τους οικισμούς
- απόσταση από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις

- απόσταση από τα γεωργικά κτίρια.

Για την ανάλυση των δεδομένων εφαρμόστηκε η μονοπαραγοντική ανάλυση της διακύμανσης (One-way ANOVA), αφού πραγματοποιήθηκε έλεγχος της κανονικότητας και μετασχηματισμός των δεδομένων όπου απαιτούνταν. Η μονοπαραγοντική ανάλυση της διακύμανσης χρησιμοποιείται όταν το δείγμα δεδομένων χωρίζεται σε ομάδες σύμφωνα με ένα χαρακτηριστικό ή παράγοντα. Παρήχθησαν έξι σελτ δεδομένων, που το καθένα αντιπροσώπευε την παρουσία των ειδών, συμπεριλαμβανομένης της αντίστοιχης μεταβλητής. Επιπλέον, παρουσιάζονται τα θηκογράμματα κατανομής των επιλεγμένων ειδών - δεικτών πουλιών για κάθε μεταβλητή. Τα θηκογράμματα βοηθούν ιδιαίτερα στην ταυτοποίηση των ειδών - δεικτών, επειδή με αυτά μπορεί να καθορισθεί με σαφήνεια πόσο ευαίσθητο είναι ένα είδος σε μια μεταβλητή. Δηλαδή όσο πιο μικρό είναι το εύρος διασποράς ενός είδους, τόσο περισσότερο εξαρτημένο είναι το είδος αυτό από τη μεταβλητή. Επιπλέον, ιδιαίτερη προσοχή απαιτείται στις ακραίες τιμές που φανερώνουν την επίδραση και άλλων παραγόντων στην κατανομή των ειδών.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5

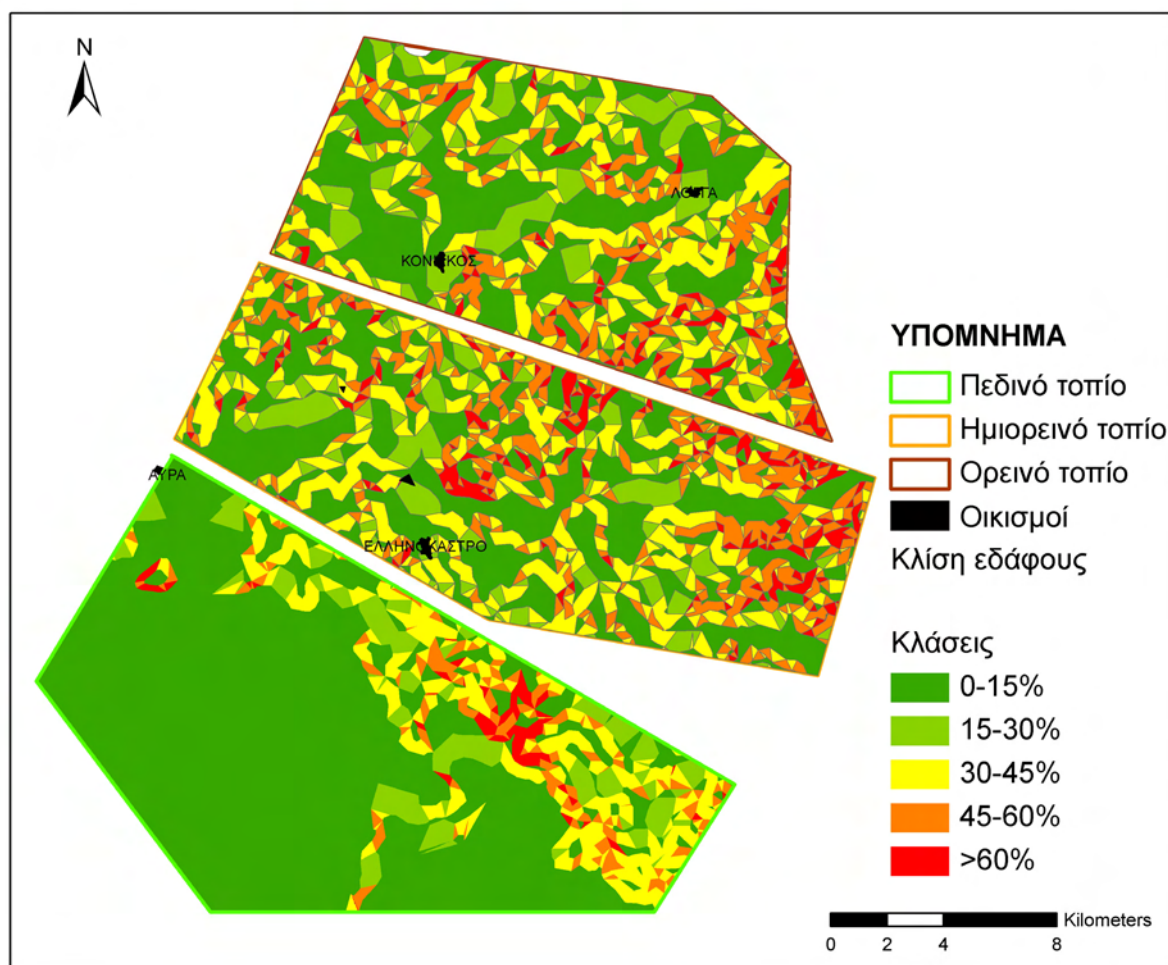
ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

5.1 Διαφοροποίηση του τοπίου

Η επιβλεπόμενη ταξινόμηση της δορυφορικής εικόνας συνέβαλε στο χαρακτηρισμό του ανάγλυφου της περιοχής έρευνας και στον καθορισμό δέκα τύπων κάλυψης/χρήσης γης. Η συνολική ακρίβεια της ταξινόμησης ήταν 96,48%. Συγκεκριμένα, ο συντελεστής Kappa ήταν 0,95 που είναι μια τιμή ιδιαίτερα υψηλή. Ήπιες κλίσεις, βόρειες εκθέσεις, γνεύσιοι και σχιστόλιθοι χαρακτηρίζουν την περιοχή έρευνας. Η ποικιλότητα τοπίου υπολογίστηκε με τη χρήση χωρικών δεικτών και αποδείχθηκε υψηλή.

5.1.1 Κλίσεις

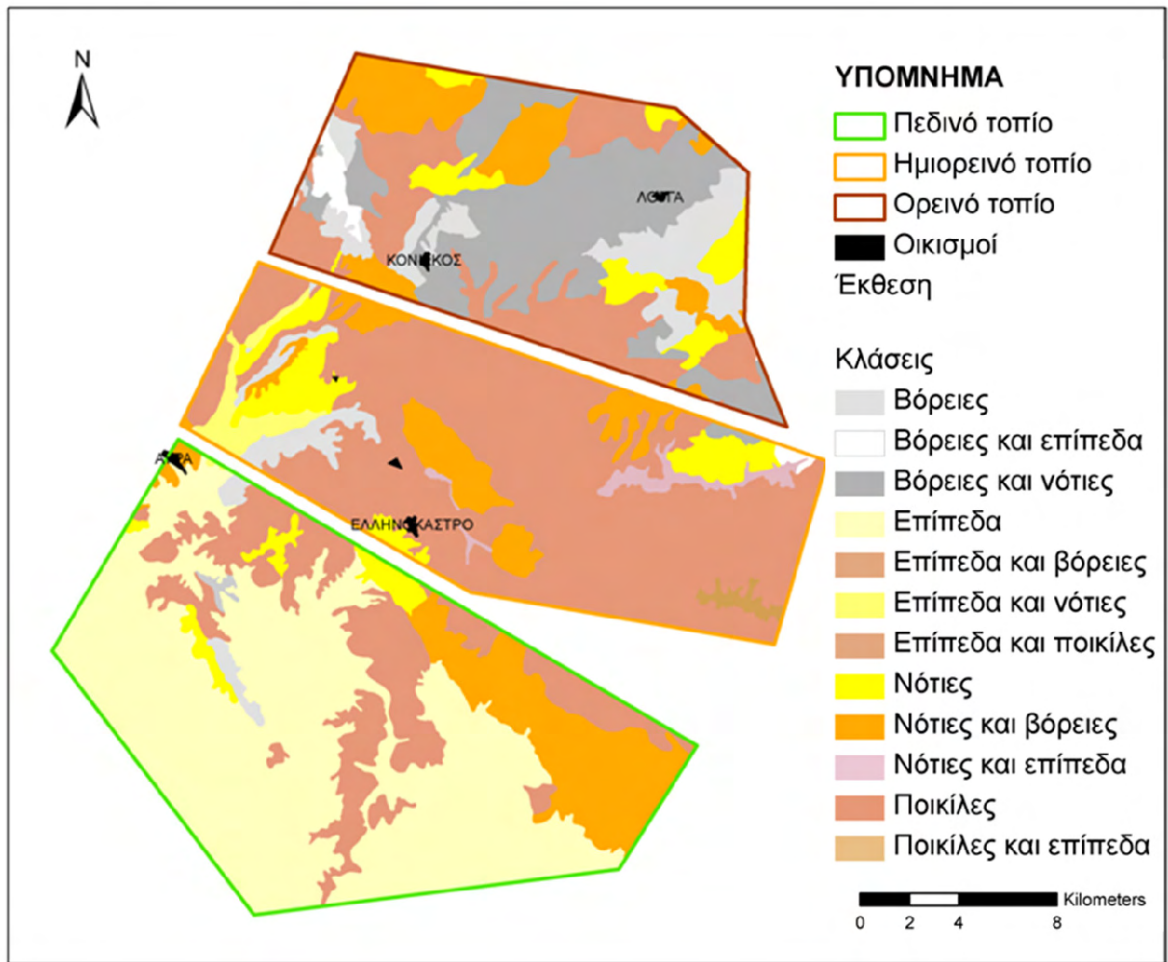
Στο νότιο τμήμα της περιοχής έρευνας επικρατούν οι ήπιες κλίσεις (Χάρτης 5.1.1). Το μεγαλύτερο μέρος των έντονων κλίσεων εντοπίζεται στο ανατολικό τμήμα της περιοχής έρευνας με το μεγαλύτερο ποσοστό να ανήκει στο ημιορεινό τοπίο. Απότομες κλίσεις παρατηρούνται, επίσης, διάσπαρτες στην ανατολική πλευρά της περιοχής έρευνας ξεκινώντας νοτιότερα του βουνού Οξιά και φτάνοντας βορειότερα του όρους Λυκοζόρι. Απότομες κλίσεις υπάρχουν στην ανατολική πλευρά και του πεδινού τοπίου στα βουνά της Παλιοσαμαρίνας του Δήμου Παλιοκάστρου.



Χάρτης 5.1.1. Χάρτης κλίσεων της περιοχής έρευνας.

5.1.2 Εκθέσεις

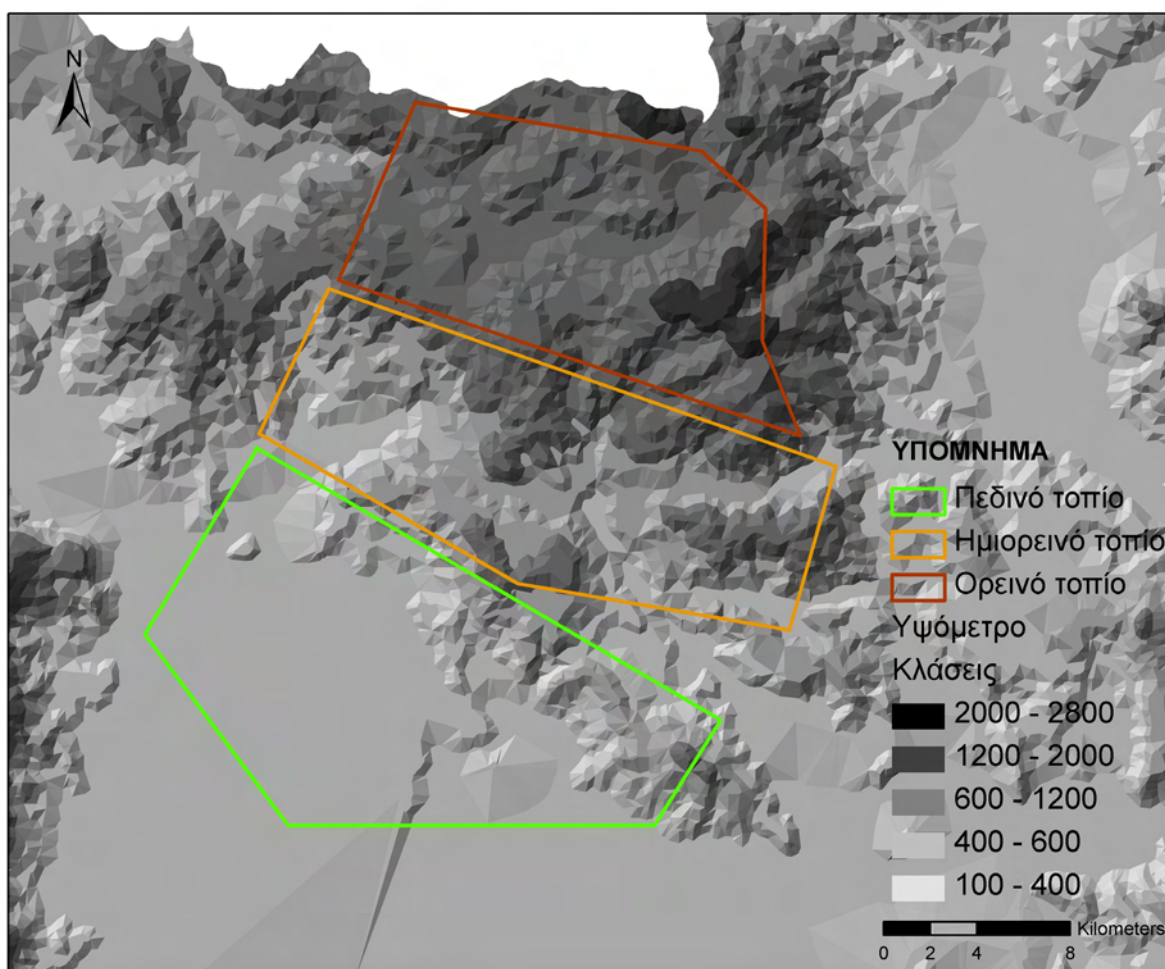
Στην περιοχή έρευνας επικρατούν οι επίπεδες και οι επίπεδες και βόρειες εκθέσεις (Χάρτης 5.1.2). Στο πεδινό τοπίο επικρατούν οι επίπεδες εκθέσεις (68%), ενώ μειοψηφούν οι νότιες, που περιορίζονται σε μικρές εκτάσεις (1,8%). Στο ημιορεινό τοπίο οι επικρατούσες δυτικές ποικίλες εκθέσεις (37,9%) είναι περισσότερο ομαδοποιημένες στην κεντροανατολική πλευρά. Στο ορεινό τοπίο δημιουργείται ένα μεγαλύτερο μωσαϊκό εκθέσεων εξαιτίας των βουνών, με τις βόρειες εκθέσεις να συμμετέχουν σε ποσοστό 30% και οι νότιες εκθέσεις σε ποσοστό 23,4%.



Χάρτης 5.1.2. Χάρτης εκθέσεων της περιοχής έρευνας.

5.1.3 Ψηφιακό Μοντέλο Εδάφους

Προκειμένου να αποδοθεί μια ολοκληρωμένη εικόνα του ανάγλυφου των μελετώμενων τοπίων δημιουργήθηκε ένα ψηφιακό μοντέλο εδάφους (DEM) (Χάρτης 5.1.3). Η περιοχή έρευνας εκτείνεται από 100 m έως 1300 m υψόμετρο.



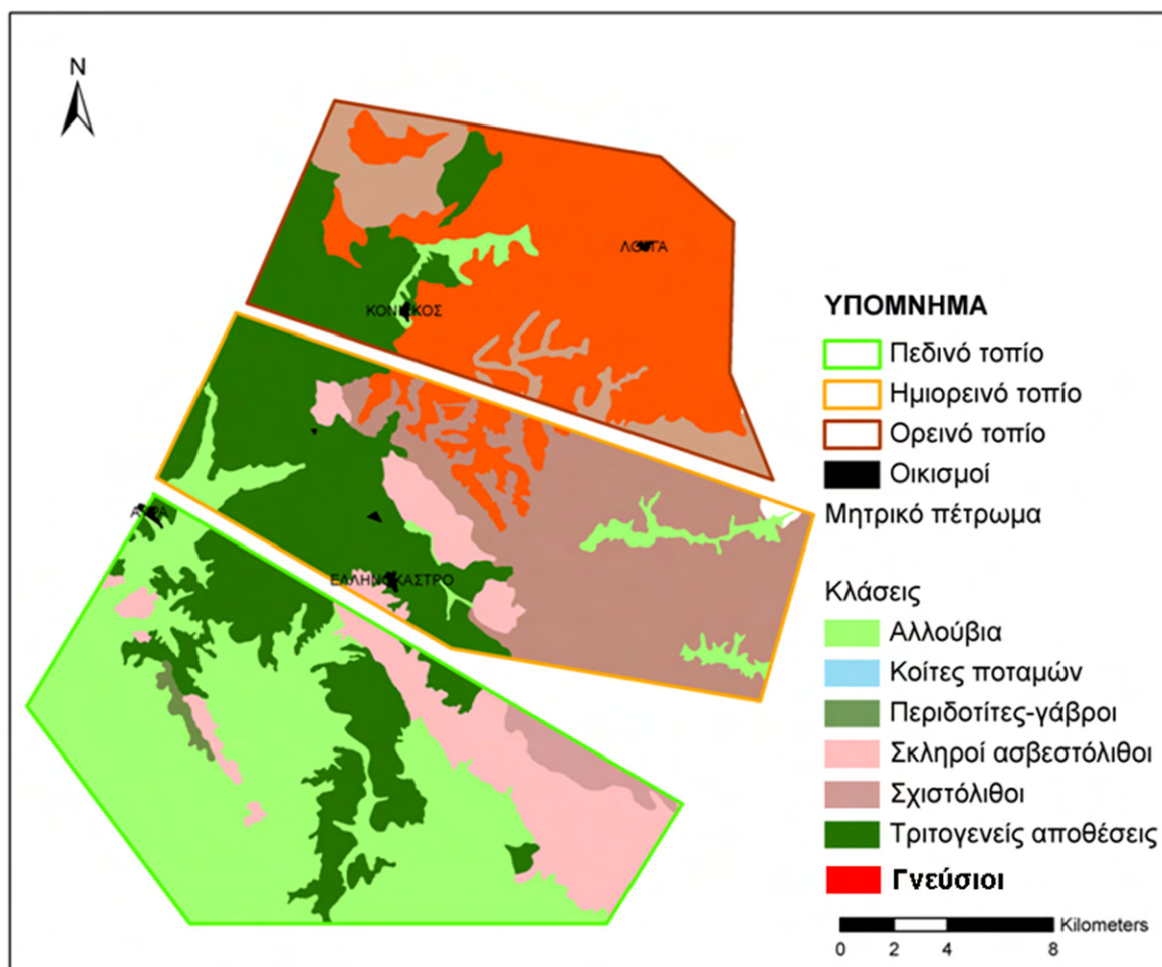
Χάρτης 5.1.3. Ψηφιακό μοντέλο εδάφους της περιοχής έρευνας.

5.1.4 Μητρικό πέτρωμα

Στην περιοχή έρευνας γενικότερα συναντάται μια ποικιλία πετρωμάτων (Χάρτης 5.1.4). Επικρατούν τα μεταμορφωμένα πετρώματα (γνεύσιοι και σχιστόλιθοι) (52%) και οι τριτογενείς αποθέσεις (19%). Στο ανατολικό τμήμα της περιοχής έρευνας συναντώνται αδιαπέρατα πετρώματα τα οποία είναι σχιστόλιθοι με ενστρώσεις από χαλαζία και μάρμαρα.

Αλλούβια επικρατούν κυρίως στο πεδινό τοπίο σε ποσοστό που φτάνει το 66,4%, ακολουθούμενες από τις τριτογενείς αποθέσεις με ποσοστό 14,8%. Στο ημιορεινό τοπίο επικρατούν σχιστόλιθοι (38,11%) και αλλούβια (28,4%), ενώ οι γνεύσιοι έχουν περιορισμένη εξάπλωση (3,7%). Οι σκληροί ασβεστόλιθοι επικρατούν σε περιοχές με

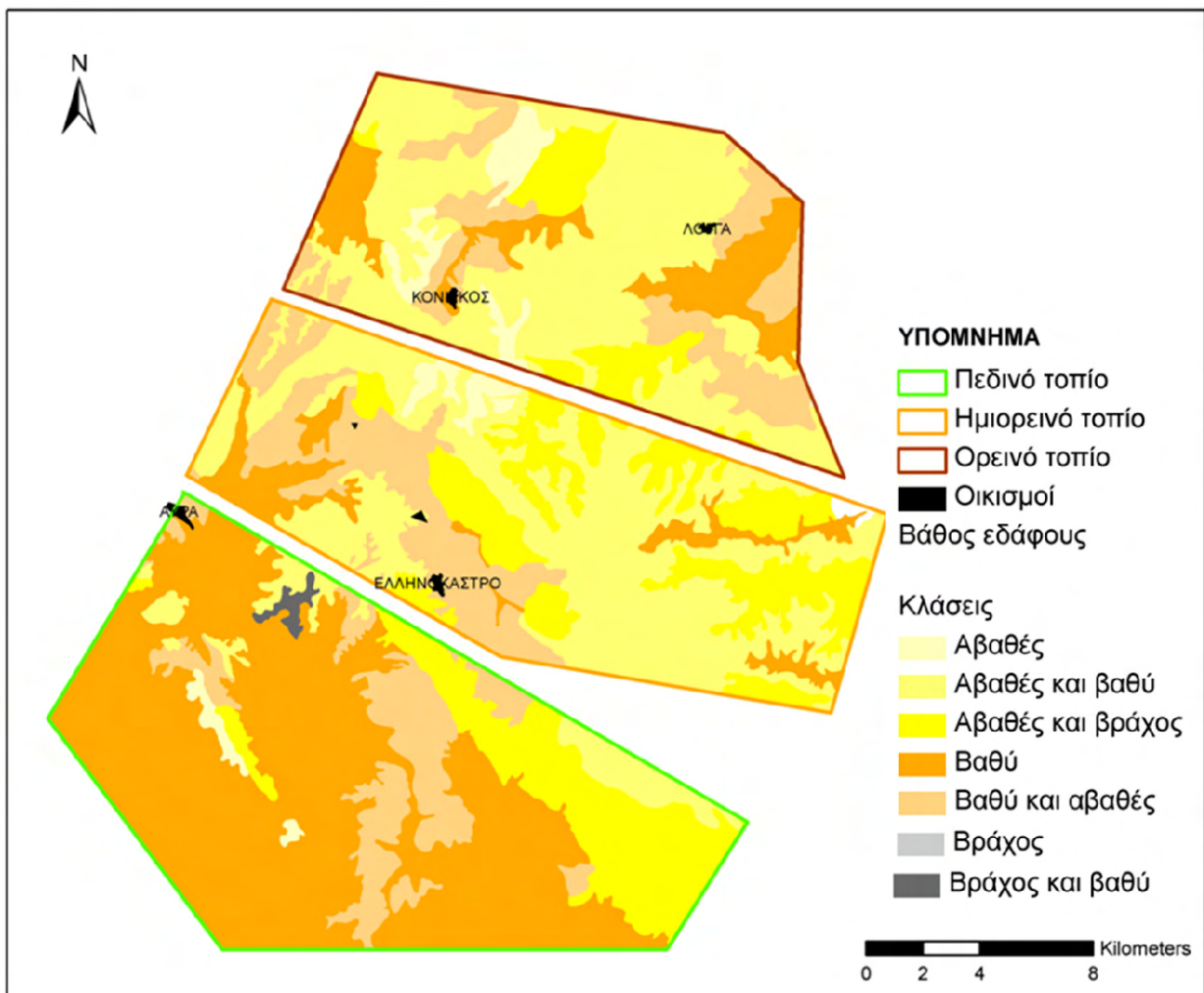
μέτριες κλίσεις. Τέλος, στο ορεινό τοπίο επικρατούν οι γνεύσιοι (41,4%) και οι σχιστόλιθοι (40,6%).



Χάρτης 5.1.4. Χάρτης κατανομής μητρικού πετρώματος της περιοχής έρευνας.

5.1.5 Βάθος εδάφους

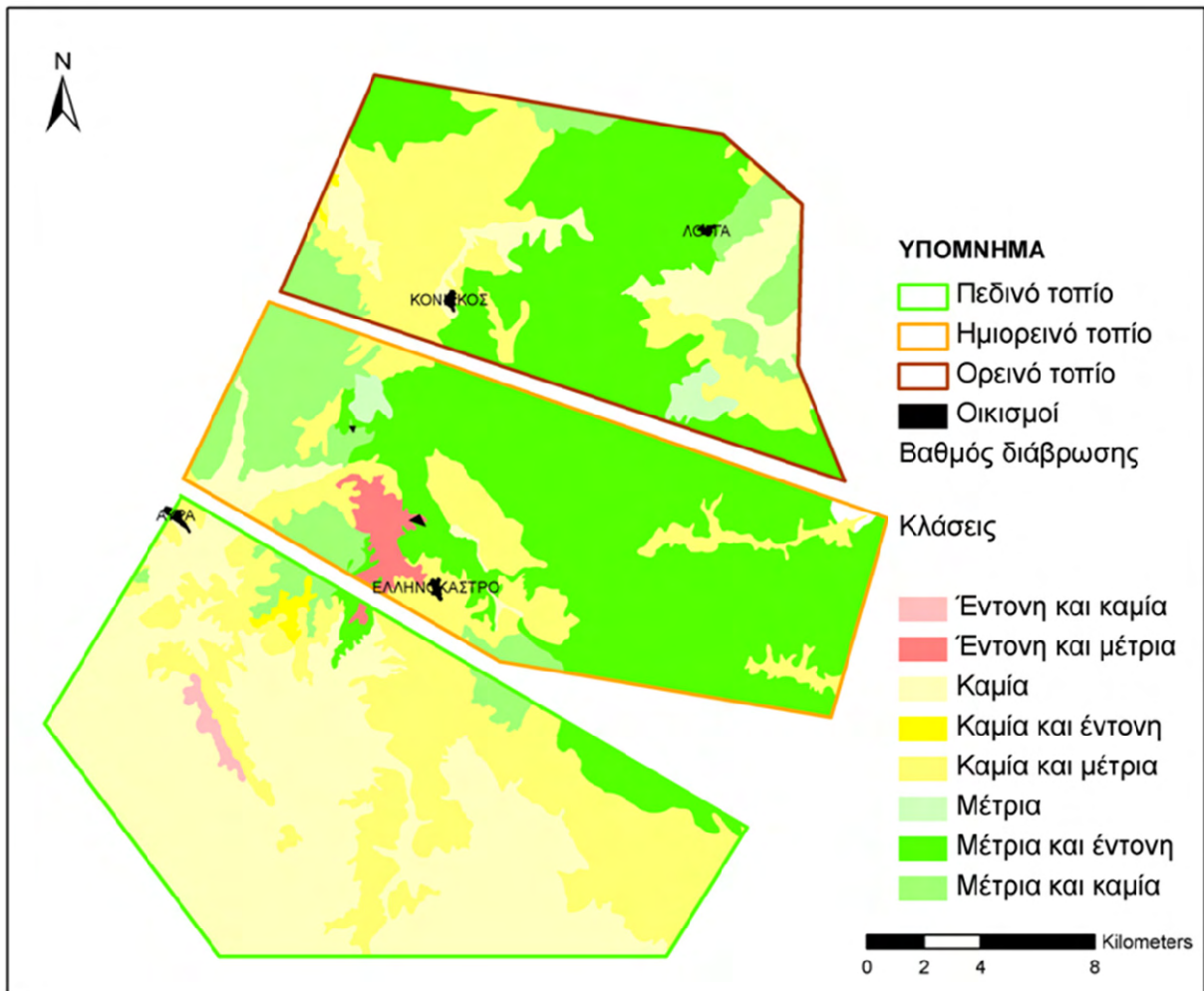
Με βάση το χάρτη βάθους εδάφους της περιοχής έρευνας επισημαίνεται ότι βαθιά εδάφη επικρατούν κυρίως στο πεδινό τοπίο της περιοχής έρευνας (Χάρτης 5.1.5). Επίσης, στην ανατολική πλευρά του ορεινού τοπίου, αλλά και στο δυτικό τμήμα του ημιορεινού εντοπίζονται εκτάσεις με βαθιά εδάφη. Αβαθή εδάφη, και ίσως τα πλέον υποβαθμισμένα, συναντώνται κυρίως στο ημιορεινό και ορεινό τοπίο, όπου και η ανθρωπογενής επίδραση, λόγω της βόσκησης, είναι εντονότερη.



Χάρτης 5.1.5. Χάρτης βάθους εδάφους της περιοχής έρευνας.

5.1.6 Κίνδυνος χαραδρωτικής διάβρωσης του εδάφους

Με βάση τον εδαφολογικό χάρτη της περιοχής η παρούσα (υφιστάμενη) διάβρωση του εδάφους αποτελεί μια από τις παραμέτρους της ταξινόμησης και χαρτογράφησης των γαιών. Εδάφη που δεν έχουν υποστεί καμία διάβρωση, όπως εύκολα διακρίνεται από τον χάρτη 5.1.6, καλύπτουν κυρίως τις πεδινές εκτάσεις της περιοχής. Η χαραδρωτική διάβρωση εμφανίζεται έντονα στο μεγαλύτερο τμήμα της περιοχής έρευνας. Οι περιοχές με μέτρια διάβρωση οριοθετούνται σχεδόν σε ολόκληρο το ημιορεινό τοπίο (45%) και εκτείνονται στο μεγαλύτερο τμήμα του ορεινού τοπίου. Τέλος, ένα μικρό τμήμα του ημιορεινού τοπίου (5,7%) παρουσιάζει έντονη διάβρωση.



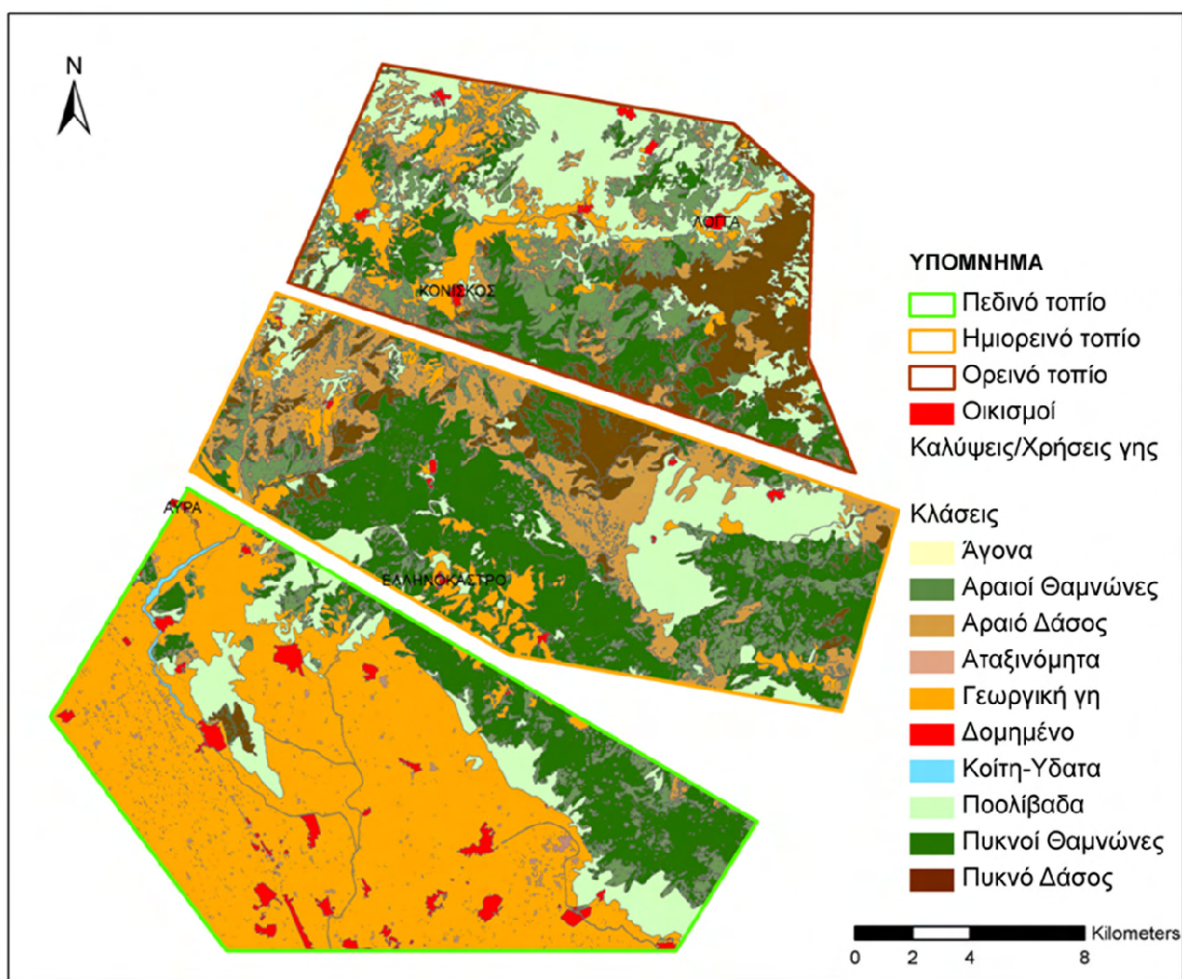
Χάρτης 5.1.6. Χάρτης υφιστάμενης διάβρωσης του εδάφους της περιοχής έρευνας.

5.1.7 Χρήσεις γης

Για την περιοχή έρευνας το σχήμα ταξινόμησης περιελάμβανε 10 τάξεις (πυκνό δάσος, αραιό δάσος, πυκνοί θαμνώνες, αραιοί θαμνώνες, ποολίβαδα, γεωργική γη, δομημένο, άγωνα, κοίτη-ύδατα, αταξινόμητα), αριθμός που θεωρήθηκε αντιπροσωπευτικός αφενός για την αποφυγή ασήμαντων (περισσότερων) τάξεων (με μικρή φασματική κάλυψη) και αφετέρου για την αποφυγή δημιουργίας λιγότερων τάξεων στις οποίες θα χανόταν σημαντικό τμήμα πληροφορίας.

Χρήσεις γης στο σύνολο της περιοχής έρευνας

Από το χάρτη κάλυψης/χρήσης γης (Χάρτης 5.1.7) της περιοχής έρευνας προκύπτει ο παρακάτω πίνακας με την κατανομή της έκτασης στις κλάσεις καλύψεων/χρήσεων γης.



Χάρτης 5.1.7. Καλύψεις/χρήσεις γης της περιοχής έρευνας.

Πίνακας 5.1.7.α. Κατανομή της έκτασης της περιοχής έρευνας στις κλάσεις καλύψεων/χρήσεων γης.

Κλάσεις καλύψεων/χρήσεων γης	Έκταση σε εκτάρια (ha)	Ποσοστό (%)
Πυκνό δάσος	4.387,60	7,90
Αραιό δάσος	5.714,90	10,29
Πυκνοί θαμνώνες	13.519,20	24,35
Αραιοί θαμνώνες	6.102,00	10,99
Ποολίβαδα	9.342,30	16,83
Γεωργική γη	14.867,60	26,78
Δομημένο	923,3	1,66
Άγονα	14,2	0,03
Κοίτη-ύδατα	208,2	0,38
Αταξινόμητα	436,6	0,79
Σύνολο	55.516	100

Η κύρια μορφή χρήσης γης είναι η γεωργία. Το μεγαλύτερο μέρος της περιοχής έρευνας, κυρίως στο πεδινό τμήμα της, καλλιεργείται. Ακολουθούν οι θαμνώνες και τα

λιβάδια που χρησιμοποιούνται κατά κύριο λόγο ως βοσκότοποι και βρίσκονται κυρίως στο βόρειο τμήμα της περιοχής. Όπως φαίνεται στο χάρτη 5.1.7, διάσπαρτοι οικισμοί απαντώνται στην περιοχή έρευνας μεταξύ των διαφορετικών τύπων κάλυψης γης δημιουργώντας ένα ιδιαίτερο μωσαϊκό, που υποδηλώνει την ανθρώπινη παρουσία και επίδραση στο τοπίο. Τέλος, η περιοχή έρευνας περιλαμβάνει πέντε υδρολογικές λεκάνες (Μύκανης, Καστρακίου-Γάβρου, Ληθαίου, Διάσελου και Νεοχωρίτη) με αποτέλεσμα πολυάριθμοι χειμαρροί να διαρρέουν την περιοχή.

Διαφοροποίηση των χρήσεων γης ανά τοπίο

Στο πεδινό τοπίο κυρίαρχη κάλυψη γης αποτελούν οι γεωργικές εκτάσεις (Πίνακας 5.1.7.β). Η πρώτη κατηγορία σε έκταση κάλυψης γης στο ημιορεινό τοπίο είναι οι θαμνώνες, με τους πυκνούς θαμνώνες να υπερτερούν έναντι των αραιών. Η εικόνα της περιοχής είναι διαφορετική στο βόρειο τμήμα, δηλαδή στο ορεινό τοπίο, όπου δημιουργείται ένα μωσαϊκό με την κλάση των ποολίβαδων να επικρατεί ως κάλυψη γης. Επιπλέον, στο ορεινό τοπίο τα ποσοστά των διαφορετικών τύπων κάλυψης δεν παρουσιάζουν έντονη διαφοροποίηση, σε αντίθεση με τους άλλους δύο τύπους τοπίου, όπου υπάρχει ένας τουλάχιστον κυρίαρχος τύπος κάλυψης.

Πίνακας 5.1.7.β. Ποσοστιαία κατανομή της έκτασης κάθε κλάσης κάλυψης/χρήσης γης ανά τοπίο της περιοχής έρευνας.

Κλάσεις καλύψεων/χρήσεων γης	Πεδινό τοπίο	Ημιορεινό τοπίο	Ορεινό τοπίο
Πυκνό δάσος	0,5	9,2	15,5
Αραιό δάσος	0,4	19,9	10,8
Πυκνοί θαμνώνες	14	38	17,9
Αραιοί θαμνώνες	4,6	11,4	17,3
Ποολίβαδα	9,1	14,9	26,6
Γεωργική γη	65,9	5,9	10,80
Δομημένο	3	0,4	0,9
Άγωνα	0	0,1	0,1
Κοίτη-ύδατα	0,6	0,2	0,1
Αταξινόμητα	1,9	0	0
Σύνολο	100	100	100

5.1.8 Δείκτες τοπίου

Δείκτες τοπίου στο σύνολο της περιοχής έρευνας

Οι δείκτες τοπίου που υπολογίστηκαν για τη συνολική περιοχή έρευνας φαίνονται στον παρακάτω πίνακα. Από το δείκτη ποικιλότητας SHDI προκύπτει ότι το τοπίο είναι

ιδιαίτερα ποικίλο, με τις χωροσηφίδες ίδιας κλάσης να είναι διάσπαρτες, όπως προκύπτει από τους δείκτες CONTAG και IJI.

Πίνακας 5.1.8.α. Δείκτες τοπίου για τη συνολική περιοχή έρευνας.

Μετρικές	Τιμές μετρικών
<i>Δείκτες σύνθεσης</i>	
NP	12.096
PD (N/100 ha)	205.659
LPI (%)	23,99
SHDI	17,76
SIDI	0,80
SHEI	0,77
SIEI	0,89
<i>Δείκτες διάθρωσης</i>	
TE (m)	54.267.900.000
ED (m/ha)	836.381
LSI	54,44
AREA_AM	60.830.553
AREA_CV	35.355.817
GYRATE_AM	29.904.942
GYRATE_CV	3.186.488
SHAPE_AM	117.039
FRAC_AM	1,25
CONTAG (%)	54,81
AI	93,80
IJI (%)	68,18
DIVISION	0,91
SPLIT	10,67
COHESION (%)	99,52

Στον πίνακα 5.1.8.β παρουσιάζονται οι δείκτες κλάσης για την συνολική περιοχή έρευνας. Οι κλάσεις κάλυψης γης που επικρατούν στην περιοχή είναι η γεωργική γη και οι πυκνοί θαμνώνες. Η διαφορά μεταξύ των δύο αυτών κλάσεων έγκειται στο γεγονός ότι στην κλάση της γεωργικής γης παρουσιάζονται μεγάλες χωροσηφίδες με βάση το δείκτη LPI με αποτέλεσμα τον μικρό συνολικό αριθμό χωροσηφίδων και κατά συνέπεια λιγότερο κατακερματισμένη κλάση. Αντίθετα, στην κλάση των πυκνών θαμνώνων παρουσιάζονται μικρότερες, περισσότερες σε αριθμό και με πολύπλοκο σχήμα χωροσηφίδες δημιουργώντας ένα πιο περίπλοκο μοτίβο στο τοπίο. Ομοίως, η κλάση των αραιών θαμνώνων έχει τον μεγαλύτερο αριθμό χωροσηφίδων με χαμηλή σχετικά φυσική συνεκτικότητα. Με βάση όμως το δείκτη PLADJ που δείχνει τη διασπορά και τον

κατακερματισμό σε επίπεδο κλάσης, η κλάση των αραιών θαμνώνων και του αραιού δάσους είναι λιγότερο κατακερματισμένη σε σύγκριση με τις υπόλοιπες επικρατέστερες κλάσεις. Η κλάση των ποολίβαδων παρουσιάζει ενιαίες χωροψηφίδες χωρίς πολύπλοκο σχήμα. Ο δείκτης σταθμισμένου μέσου κλασματικής διάστασης επιφάνειας χωροψηφίδων και ο δείκτης διαίρεσης του τοπίου δεν έχουν υψηλή διακρίνουσα ικανότητα.

Πίνακας 5.1.8.β Δείκτες κλάσης για τη συνολική περιοχή έρευνας.

Μετρικές	Κλάσεις καλύψεων/χρήσεων γης									
	Γεωργική γη	Άγωνα	Ποολίβαδα	Αραιοί θαμνώνες	Πυκνοί θαμνώνες	Αραιό δάσος	Πυκνό δάσος	Δομημένο	Κοίτη-Υδατα	Αταξινόμητα
<i>Δείκτες σύνθεσης</i>										
PLAND (%)	28,76	0,04	15,68	10,9	24,8	9,95	7,4	1,45	0,34	0,68
NP	161	3	194	5235	1589	1939	1611	103	868	1641
PD (N/ha)	0,25	0	0,29	8,07	2,45	2,99	2,48	0,16	1,34	2,53
LPI (%)	23,98	0,16	3,99	0,91	17,5	1,82	2,68	0,11	0,14	0,04
<i>Δείκτες διάρθρωσης</i>										
ED (m/ha)	186.924	0,09	167.807	430.769	362.201	250.369	155.495	27.508	37.294	53.498
LSI	22,88	3,03	27,68	83,37	46,6	51	36,69	14,72	40,4	41,38
AREA_AM	130.158.420	88.776	11.852.843	872.559	81.217.846	5.357.628	10.281.913	322.358	374.014	25.408
AREA_CV	10.549.832	409.062	4.647.870	7.972.582	28.301.015	12.642.734	18.550.723	1.592.700	12.023.611	2.913.062
GYRATE_AM	48.178.577	1.625.215	16.106.872	3.755.182	44.187.226	11.080.283	13.340.571	2.432.488	7.381.262	547.080
GYRATE_CV	2.478.494	252.277	1.512.776	1.775.350	4.506.914	2.983.071	2.894.215	983.045	2.810.189	861.504
SHAPE_AM	125.286	17.195	60.069	41.658	212.488	83.651	73.762	20.734	45.882	14.431
FRAC_AM	1,27	1,1	1,2	1,19	1,32			1,11	1,24	1,07
PAFRAC	1,34		1,35	1,31	1,31			1,22	1,68	1,27
CLUMPY	0,97	0,93	0,95	0,83	0,93			0,93	0,6	0,71
PLADJ (%)	97,49	90,43	95,88	85,12	94,49	90,47	92,05	92,78	59,2	70,34
AI	97,59	93,38	96,03	85,28	94,60	90,64	92,25	93,24	59,80	70,85
IJI (%)	88,65	60,89	78,68	57,24	58,67	55,91	58,63	50,99	70,61	13,3
DIVISION	0,94	1	1	1	0,97	1	1	1	1	1
SPLIT	173.334	20.785.644.330	3.491.330	68.194.377	322.104	12.165.929	8.531.315	1.391.104.72	5.047.148.297	37.697.650.210
COHESION (%)	99,86	94,57	99,37	96,51	99,8	98,92	98,98	96,61	91,29	79,91

Δείκτες τοπίου ανά τοπίο

Το πεδινό τοπίο εμφανίζεται λιγότερο ετερογενές (SHDI), λιγότερο κατακερματισμένο (ED), με το μικρότερο δείκτη διαίρεσης (DIVISION) και το δείκτη διασποράς και γειννίασης (IJI) (Πίνακας 5.1.8.γ). Το μοτίβο του τοπίου είναι σαφώς πιο περίπλοκο στο ημιορεινό και ορεινό τοπίο. Επίσης, η φυσική συνεκτικότητα των χωροσηφίδων (COHESION) της ίδιας κλάσης είναι χαμηλότερη και στα δύο τοπία σε σχέση με το πεδινό.

Πίνακας 5.1.8.γ Δείκτες τοπίου για τα τρία τοπία της περιοχής έρευνας.

Μετρικές	Τοπίο		
	Πεδινό	Ημιορεινό	Ορεινό
<i>Δείκτες σύνθεσης</i>			
NP	3267	4648	4181
PD (N/ha)	14,08	24,07	25,62
LPI (%)	65,11	24,91	15,62
SHDI	1,17	1,65	1,79
SIDI	0,54	0,77	0,82
SHEI	0,53	0,75	0,81
SIEI	0,60	0,86	0,92
<i>Δείκτες διάρθρωσης</i>			
TE (m)	11.776.500.000	18.087.150.000	18.156.900.000
ED (m/ha)	507.540	936.844	1.112.694
LSI	20,66	33,95	36,86
AREA_AM	102.004.643	17.144.193	7.324.230
AREA_CV	37.884.387	20.291.469	13.662.426
GYRATE_AM	41.184.086	17.614.917	11.305.866
GYRATE_CV	3.992.274	2.938.522	2.608.920
SHAPE_AM	112.464	87.155	65.165
FRAC_AM	1,25	1,24	1,23
CONTAG (%)	69,26	55,00	50,43
AI	96,27	93,07	91,77
IJI (%)	59,14	64,05	69,01
DIVISION	0,56	0,91	0,96
SPLIT	2,27	11,26	22,28
COHESION (%)	99,75	99,28	98,82

Από τον πίνακα 5.1.8.δ, όπου φαίνονται οι δείκτες κλάσης για το πεδινό τοπίο, προκύπτει ότι η κλάση της γεωργικής γης παρουσιάζει χωροσηφίδες με μεγάλη επιφάνεια (LPI) και την υψηλότερη φυσική συνεκτικότητα (COHESION) σε σύγκριση με τις υπόλοιπες κλάσεις. Στο βορειοανατολικό τμήμα του πεδινού τοπίου επικρατεί κυρίως η

κλάση των πυκνών θαμνώνων με υψηλό δείκτη συσσωμάτωσης των χωροψηφίδων (AI), που χαρακτηρίζονται όμως από ένα αρκετά πολύπλοκο σχήμα. Η υψηλή ομαδοποίηση των χωροψηφίδων επαληθεύεται και από τη χαμηλή τιμή του δείκτη διαίρεσης (DIVISION). Ο δείκτης κλασματικής διάστασης επιφάνειας χωροψηφίδων και ο δείκτης PAFRAC δεν παρουσίασαν σημαντικές μεταβολές μεταξύ των διαφορετικών κλάσεων. Επίσης, ενώ η μέση έκταση των χωροψηφίδων σταθμισμένη κατά την έκταση κάθε χωροψηφίδας (SHAPE_AM) ακολουθεί την ίδια μεταβολή με το δείκτη μέγιστης χωροψηφίδας (LPI), η πυκνότητα περιμέτρου χωροψηφίδων κλάσης (ED) φανερώνει, ότι η κλάση των αραιών θαμνώνων είναι περισσότερο κατακερματισμένη σε σχέση με τις υπόλοιπες κλάσεις.

Το ημιορεινό τοπίο διαφοροποιείται αρκετά σε σχέση με το πεδινό (Πίνακας 5.1.8.δ, 5.1.8.ε). Η κλάση των πυκνών θαμνώνων παρουσιάζει χωροψηφίδες με μεγάλη επιφάνεια (LPI) και την υψηλότερη φυσική συνεκτικότητα (COHESION) σε σύγκριση με τις υπόλοιπες κλάσεις. Επικρατεί υψηλός δείκτης συσσωμάτωσης των χωροψηφίδων (AI) με εξαίρεση την κλάση των αραιών θαμνώνων. Σε αντίθεση με το πεδινό τοπίο, ο δείκτης κλασματικής διάστασης επιφάνειας χωροψηφίδων (FRAC_AM) παρουσίασε σημαντικές μεταβολές μεταξύ των διαφόρων κλάσεων. Συγκεκριμένα, η κλάση των πυκνών θαμνώνων εμφανίζεται με ιδιαίτερα περίπλοκη περίμετρο. Αντίθετα, η κλάση των αραιών θαμνώνων είναι περισσότερο κατακερματισμένη σε σχέση με τις υπόλοιπες κλάσεις με βάση την πυκνότητα περιμέτρου χωροψηφίδων κλάσης (ED), παρόλο που η μέση έκταση των χωροψηφίδων σταθμισμένη κατά την έκταση κάθε χωροψηφίδας (SHAPE_AM) ακολουθεί την ίδια μεταβολή με το δείκτη μέγιστης χωροψηφίδας (LPI).

Τέλος, στο ορεινό τοπίο (Πίνακας 5.1.8.στ) εμφανίζεται να επικρατεί η κλάση των ποολίβαδων με σχετικά μικρή διαφορά από τους αραιούς και πυκνούς θαμνώνες. Ο δείκτης μέγιστης χωροψηφίδας παρουσιάζει την υψηλότερη τιμή στην κλάση των ποολίβαδων και ακολουθεί η κλάση του πυκνού δάσους. Με τον ίδιο τρόπο διαφοροποιείται και η μέση έκταση των χωροψηφίδων σταθμισμένη κατά την έκταση κάθε χωροψηφίδας (SHAPE_AM). Επομένως, οι δυο αυτές κλάσεις δεν παρουσιάζουν υψηλό βαθμό κατακερματισμού.

Πίνακας 5.1.8.δ. Δείκτες κλάσης για το πεδινό τοπίο της περιοχής έρευνας.

Μετρικές	Κλάσεις καλύψεων/χρήσεων γης								
	Γεωργική γη	Ποολίβαδα	Αραιοί θαμνώνες	Πυκνοί θαμνώνες	Αραιό δάσος	Πυκνό δάσος	Δομημένο	Κοίτη-Υδατα	Αταξινόμητα
<i>Δείκτες σύνθεσης</i>									
PLAND (%)	65,80	9,09	4,63	14,01	0,45	0,47	3,03	0,61	1,91
NP	41	23	919	344	13	8	72	211	1636
PD (N/ha)	0,18	0,10	3,96	1,48	0,06	0,03	0,31	0,91	7,05
LPI (%)	65,11	2,43	0,30	11,85	0,14	0,46	0,32	0,39	0,11
<i>Δείκτες διάθρωσης</i>									
ED (m/ha)	293.599	68.790	193.894	177.539	13.220	0,8727	52.680	46.080	151.822
LSI	14,68	9,36	34,90	19,45	7,77	4,86	11,76	22,33	41,90
AREA_AM	149.477.810	3.821.208	212.499	23.320.142	233.512	1.063.452	381.132	580.234	25.532
AREA_CV	6.256.237	1.779.887	4.145.861	15.674.730	1.379.388	2.619.360	1.704.602	9.211.517	2.902.940
GYRATE_AM	54.324.238	10.205.696	2.029.948	30.131.266	2.243.521	4.949.274	2.733.475	11.011.139	547.243
GYRATE_CV	4.065.105	1.096.752	1.499.634	5.122.797	954.484	2.133.269	1.099.442	2.963.043	848.105
SHAPE_AM	137.416	30.841	28.239	116.365	32.791	45.395	21.086	57.118	14.464
FRAC_AM	1,28	1,15	1,16	1,28	1,19	1,22	1,11	1,27	1,07
PAFRAC	1,30	1,28	1,30	1,33	1,35	N/A	1,22	1,67	1,28
CLUMPY	0,95	0,97	0,84	0,94	0,90	0,94	0,94	0,73	0,70
PLADJ (%)	98,22	96,94	84,02	94,88	88,55	92,98	93,33	71,82	70,11
AI	98,34	97,26	84,40	95,13	89,88	94,35	93,87	72,74	70,61
IJI (%)	76,72	70,38	45,98	33,31	64,43	46,70	34,86	14,07	15,18
DIVISION	0,58	1,00	1,00	0,99	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
SPLIT	236.000	6.681.755	235.967.873	709.963	2.204.624.079	467.785.170	201.049.832	650.660.484	4.758.941.633
COHESION (%)	99,97	99,11	94,51	99,66	96,64	98,56	96,96	95,20	79,86

Πίνακας 5.1.8.ε. Δείκτες κλάσης για το ημιορεινό τοπίο της περιοχής έρευνας.

Μετρικές	Κλάσεις καλύψεων/χρήσεων γης								
	Γεωργική γη	Άγωνα	Ποολίβαδα	Αραιοί θαμνώνες	Πυκνοί θαμνώνες	Αραιό δάσος	Πυκνό δάσος	Δομημένο	Κοίτη-Υδατα
<i>Δείκτες σύνθεσης</i>									
PLAND (%)	5,90	0,06	14,98	11,44	38,01	19,91	9,07	0,40	0,23
NP	55	2	52	2664	748	420	423	13	271
PD (N/ha)	0,28	0,01	0,27	13,80	3,87	2,18	2,19	0,07	1,40
LPI (%)	1,18	0,04	10,00	1,04	24,91	6,11	3,93	0,09	0,03
<i>Δείκτες διάρθρωσης</i>									
ED (m/ha)	95.424	0,1057	111.957	531.770	399.418	281.952	206.037	12.346	27.690
LSI	14,71	2,00	11,35	55,64	29,65	27,49	24,26	6,75	27,53
AREA_AM	771.405	65.062	13.212.149	382.778	35.316.571	6.679.947	3.530.827	105.537	12.753
AREA_CV	1.651.552	427.403	4.770.071	6.721.067	18.946.022	8.485.191	9.178.636	881.606	2.586.789
GYRATE_AM	4.059.640	1.089.634	17.552.873	2.496.235	29.345.327	13.295.733	7.155.441	1.444.551	1.219.448
GYRATE_CV	808.985	154.892	1.665.327	1.531.937	4.433.162	3.545.305	2.260.391	613.288	1.575.903
SHAPE_AM	29.377	14.368	42.045	30.783	139.488	87.654	54.682	22.752	29.561
FRAC_AM	1,15	1,07	1,17	1,16	1,30	1,26	1,22	1,14	1,22
PAFRAC	1,31	N/A	1,28	1,28	1,31	1,35	1,34	1,29	1,70
CLUMPY	0,93	0,95	0,97	0,80	0,92	0,92	0,91	0,90	0,39
PLADJ (%)	93,46	90,80	96,83	82,23	94,81	93,34	91,29	88,40	37,96
AI	93,87	95,18	97,10	82,49	94,97	93,57	91,62	89,95	38,83
IJI (%)	72,65	28,90	77,05	54,70	52,07	51,65	54,91	62,90	73,26
DIVISION	1,00	1,00	0,99	1,00	0,93	0,99	1,00	1,00	1,00
SPLIT	42.453.184	52.070.037.993	975.403	44.092.430	143.811	1.451.857	6.025.498	4.575.080.884	65.049.479.554
COHESION (%)	97,90	93,80	99,36	94,40	99,74	99,35	98,52	95,06	79,82

Πίνακας 5.1.8.στ. Δείκτες κλάσης για το ορεινό τοπίο της περιοχής έρευνας.

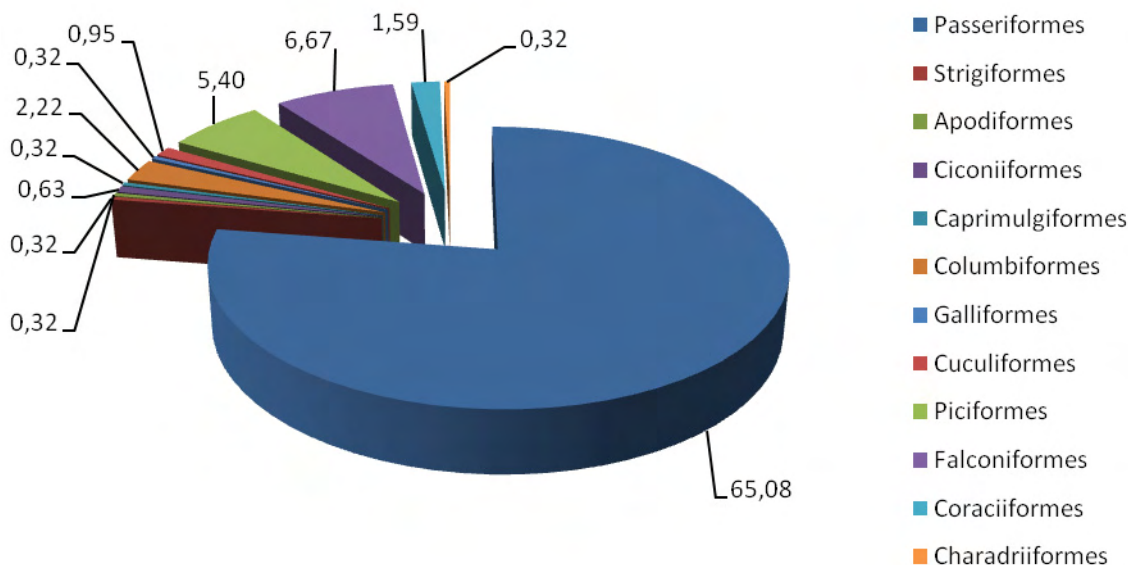
Μετρικές	Κλάσεις καλύψεων/χρήσεων γης								
	Γεωργική γη	Άγωνα	Ποολίβαδα	Αραιοί θαμνώνες	Πυκνοί θαμνώνες	Αραιό δάσος	Πυκνό δάσος	Δομημένο	Κοίτη-Υδατα
<i>Δείκτες σύνθεσης</i>									
PLAND (%)	10,81	0,02	26,61	17,32	17,89	10,82	15,52	0,88	0,13
NP	63	1	110	950	335	1363	1079	15	265
PD (N/ha)	0,39	0,01	0,67	5,82	2,05	8,35	6,61	0,09	1,62
LPI (%)	3,66	0,02	15,62	3,64	3,34	1,23	11,13	0,19	0,03
<i>Δείκτες διάρθρωσης</i>									
ED (m/ha)	156.986	0,0974	283.813	529.753	185.382	415.916	307.750	16.077	20.986
LSI	17,17	2,52	22,87	42,33	26,56	44,68	25,59	5,49	19,74
AREA_AM	2.730.670	32.625	15.374.527	1.680.954	3.109.383	515.404	13.097.307	221.769	10.150
AREA_CV	2.957.982	0	6.160.595	7.450.467	5.889.680	6.227.429	23.597.559	1.150.446	3.389.995
GYRATE_AM	9.029.181	1.078.284	18.077.496	5.679.246	9.001.496	3.483.228	16.307.519	1.915.596	363.086
GYRATE_CV	1.312.488	0	1.591.404	2.062.736	2.556.263	1.971.520	3.113.383	927.055	761.876
SHAPE_AM	45.924	25.200	86.535	56.768	62.192	43.003	73.229	19.683	15.055
FRAC_AM	1,20	1,19	1,24	1,23	1,24	1,21	1,24	1,11	1,11
PAFRAC	1,49	N/A	1,41	1,36	1,34	1,37	1,35	1,21	1,63
CLUMPY	0,93	0,86	0,93	0,86	0,91	0,82	0,91	0,94	0,37
PLADJ (%)	93,86	78,28	94,79	88,05	92,62	84,03	92,36	93,09	36,05
AI	94,19	85,66	95,01	88,30	92,88	84,33	92,64	94,28	37,26
IJI (%)	80,90	74,16	76,56	60,64	60,13	44,66	62,24	63,28	80,34
DIVISION	1,00	1,00	0,97	1,00	1,00	1,00	0,98	1,00	1,00
SPLIT	5.526.402	250.167.614.292	398.911	5.605.546	2.934.034	29.256.021	802.528	838.662.084	121.830.173.731
COHESION	98,79	91,81	99,53	98,03	98,94	96,44	99,08	96,65	59,91

5.2 Αλληλεπιδράσεις ποικιλότητας ορνιθοπανίδας και δομής τοπίου

Τα είδη πουλιών που καταγράφηκαν στις τυχαίες δειγματοληπτικές επιφάνειες παρουσιάζονται τόσο για το σύνολο της περιοχής έρευνας όσο και ανά τοπίο. Συχνότητα εμφάνισης, πλούτος ειδών, αφθονία και πυκνότητα αναπαραγόμενων ζευγαριών ήταν οι παράμετροι που χρησιμοποιήθηκαν στην καταγραφή της ορνιθοπανίδας. Το κάθε ένα από τα τρία τοπία παρουσίασε διαφορετικής δομής κοινότητα πουλιών, η οποία συσχετίστηκε με το φυσιογνωμικά χαρακτηριστικά και τη δομή του κάθε τοπίου. Τέλος, τα είδη της ορνιθοπανίδας διακρίθηκαν σε διαφορετικές ομάδες με βάση την παρουσία τους σε συγκεκριμένους τύπους βλάστησης καθώς και συγκεκριμένα χωρικά μοτίβα της δομής του τοπίου.

5.2.1 Η ορνιθοπανίδα

Στην περιοχή έρευνας, τα έτη 2008, 2009 και 2010 καταγράφηκαν είδη που ανήκουν σε 12 τάξεις με τα ποσοστά που φαίνονται στο γράφημα 5.2.1.α. Σε ποσοστό 65,08% επικράτησε η τάξη των στρουθιόμορφων (Passeriformes), ενώ οι υπόλοιπες τάξεις καταγράφηκαν με ποσοστά εμφάνισης μικρότερα του 10%. Οι τάξεις των αποδόμορφων (Apodiformes), αιγοθηλόμορφων (Caprimulgiformes), χαραδριόμορφων (Charadriiformes), ορνιθόμορφων (Galliformes) και γλαυκόμορφων (Strigiformes) παρατηρήθηκαν μόνο μία φορά. Σε 315 σημειακές μετρήσεις καταγράφηκαν συνολικά 104 είδη πουλιών που ανήκουν σε 34 οικογένειες (Πίνακας 5.2.1). Από αυτά, τα 87 είδη καταγράφηκαν την αναπαραγωγική περίοδο, ενώ 64 είδη το φθινόπωρο. Από όλα αυτά τα είδη, 62 ήταν μόνιμοι κάτοικοι, 36 μεταναστευτικά και 8 χειμερινοί επισκέπτες που διαχειμάζουν στην περιοχή. Μεταξύ των ειδών που καταγράφηκαν, 41 είδη ανήκουν σε Παραρτήματα της Οδηγίας 2009/147/EC, 25 στο Παράρτημα I και 16 στο Παράρτημα II.



Γράφημα 5.2.1.α. Ποσοστό συμμετοχής των διαφόρων τάξεων πουλιών που καταγράφηκαν στην περιοχή έρευνας.

Στον πίνακα 5.2.1.α αναφέρεται επίσης και το καθεστώς διατήρησης των ειδών πουλιών. Με βάση το ευρωπαϊκό καθεστώς απειλής (European Threat Status), το καθεστώς διατήρησης των πουλιών καθορίζεται ως δυσμενές ή ευνοϊκό (unfavourable or favourable Conservation Status) με βασικό κριτήριο τον κίνδυνο εξαφάνισης (IUCN 2001). Τα είδη της ορνιθοπανίδας, οι πληθυσμοί των οποίων έχουν υποστεί σημαντικές μειώσεις και αντιμετωπίζουν απειλές σε ευρωπαϊκό επίπεδο, εντάσσονται σε 5 κατηγορίες διατήρησης (Species of European Conservation Concern - SPECs), οι οποίες έχουν καθοριστεί από την BirdLife International (2004) και είναι οι εξής:

- **SPEC 1:** Είδη παγκοσμίως απειλούμενα, είδη που εξαρτώνται από διαχειριστικές δράσεις και είδη για τα οποία υπάρχουν ανεπαρκή στοιχεία με βάση την IUCN.
- **SPEC 2:** Είδη των οποίων ο παγκόσμιος πληθυσμός είναι συγκεντρωμένος στην Ευρώπη (σε ποσοστό > 50%) και βρίσκεται υπό δυσμενές καθεστώς διατήρησης (Unfavourable Conservation Status)
- **SPEC 3:** Είδη των οποίων ο παγκόσμιος πληθυσμός δεν είναι συγκεντρωμένος στην Ευρώπη, αλλά βρίσκεται υπό δυσμενές καθεστώς διατήρησης (Unfavourable Conservation Status)
- **Non-SPEC^E:** Είδη των οποίων ο παγκόσμιος πληθυσμός είναι συγκεντρωμένος στην Ευρώπη, αλλά βρίσκεται υπό ευνοϊκό καθεστώς διατήρησης (Favourable Conservation Status) και ασφαλές καθεστώς (S).

- Non-SPEC: Είδη των οποίων ο παγκόσμιος πληθυσμός δεν είναι συγκεντρωμένος στην Ευρώπη και βρίσκεται υπό ευνοϊκό καθεστώς διατήρησης (Favourable Conservation Status) και ασφαλές καθεστώς (S).

Πίνακας 5.2.1.α. Κατάλογος των ειδών πουλιών που καταγράφηκαν στην περιοχή έρευνας. Τα είδη που συγκαταλέγονται στο Παράρτημα I δεν θηρεύονται. Η φαινολογία (Φ) των ειδών διακρίνεται ως εξής: Κ: αναπαραγόμενο επιδημητικό είδος, μόνιμος κάτοικος, Μ: περαστικό κατά τη μετανάστευση, Χ: χειμερινός επισκέπτης, Α: αναπαραγόμενο είδος που εγκαταλείπει το χειμώνα. Για τα είδη που συγκαταλέγονται στο Παράρτημα I πρέπει να ληφθούν μέτρα διατήρησης των ενδιαιτημάτων τους, ενώ τα είδη στο Παράρτημα II μέρος 1 (II/1) είναι δυνατόν να θηρεύονται στη γεωγραφική θαλάσσια και χερσαία ζώνη εφαρμογής της οδηγίας και στο Παράρτημα II μέρος 2 (II/2), είναι δυνατόν να θηρεύονται μόνο στα κράτη μέλη, για τα οποία έχουν σημειωθεί.

Τάξη	Οικογένεια	Επιστημονικό όνομα είδους	Κοινό όνομα είδους	Φ	SPEC (2004)	Οδηγία 2009/147/EC
Apodiformes	Apodidae	<i>Apus apus</i>	Σταχτάρα	M		
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Caprimulgus europaeus</i>	Γιδοβύζι	A/M	2	I
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Scolopax rusticola</i>	Μπεκάτσα	K/X	3	II/1
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Ardea cinerea</i>	Σταχτοσκινιάς	A/M		
	Ciconiidae	<i>Ciconia nigra</i>	Λευκός πελαργός	K	2	I
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba oenas</i>	Φασσοπερίστερο	A/X		II/2
		<i>Columba palumbus</i>	Φάσσα	K		I
		<i>Streptopelia decaocto</i>	Δεκαοχτούρα	K		II/2
		<i>Streptopelia turtur</i>	Τρυγόνι	A	3	II/2
Coraciiformes	Meropidae	<i>Merops apiaster</i>	Μελισσοφάγος	A/M	3	
	Urupidae	<i>Urupa eops</i>	Τσαλαπετεινός	A	3	
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Cuculus canorus</i>	Κούκος	M		
Galliformes	Phasianidae	<i>Coturnix coturnix</i>	Ορτύκι	A/M	3	II/2
Falconiformes	Accipitridae	<i>Accipiter brevipes</i>	Σαίφι	A/M	2	I
		<i>Accipiter gentilis</i>	Διπλοσάιφι	K/M		I
		<i>Accipiter nisus</i>	Ξεφτέρι	K/M		I
		<i>Buteo buteo</i>	Γερακίνα	K		
		<i>Buteo rufinus</i>	Αετογερακίνα	K	3	I
		<i>Circaetus gallicus</i>	Φιδιαετός	M	3	I
		<i>Circus cyaneus</i>	Χειμωνόκιρκος	X/M	3	I
		<i>Hieraaetus pennatus</i>	Γερακαετός	A/M	3	I
		<i>Milvus migrans</i>	Τσίφτης	A/X	3	I
		<i>Pernis apivorus</i>	Σφηκιάρης	A/M		I

Πίνακας 5.2.1.α. (συνέχεια).

	Falconidae	<i>Falco eleonora</i>	Μαυροπετρίτης	M	2	I
		<i>Falco naumanni</i>	Κιρκινέζι	A	1	I
		<i>Falco tinnunculus</i>	Βραχοκιρκινέζο	K	3	
Passeriformes	Aegithalidae	<i>Aegithalos caudatus</i>	Αιγίθαλος	K		
	Alaudidae	<i>Alauda arvensis</i>	Σταρήθρα	K	3	II/2
		<i>Galerida cristata</i>	Κατσουλιέρης	K	3	
		<i>Lullula arborea</i>	Δενδροσταρήθρα	K	2	I
	Certhiidae	<i>Certhia familiaris</i>	Βουνοδενδροβάτης	K		
	Corvidae	<i>Corvus corax</i>	Κόρακας	K		
		<i>Corvus corone cornix</i>	Κουρούνα	K		II/2
		<i>Corvus frugilegus</i>	Χαβαρόνι	K		II/2
		<i>Corvus monedula</i>	Κάργια	K		II/2
		<i>Garrulus glandarius</i>	Κίσσα	K		II/2
		<i>Pica pica</i>	Καρακάξα	K		II/2
	Emberizidae	<i>Emberiza caesia</i>	Φρυγανοτσίγλονο	A/M		I
		<i>Emberiza cia</i>	Βουνοτσίγλονο	K	3	
		<i>Emberiza cirrus</i>	Σιρλοτσίγλονο	K		
		<i>Emberiza citrinella</i>	Χρυσοτσίγλονο	K		
		<i>Emberiza melanocephala</i>	Αμπελουργός	M	2	
		<i>Miliaria calandra</i>	Τσιφτάς	K	2	
	Fringillidae	<i>Carduelis cannabina</i>	Φανέτο	K	2	
		<i>Carduelis carduelis</i>	Καρδερίνα	K		
		<i>Carduelis chloris</i>	Φλώρος	K		
		<i>Carduelis spinus</i>	Λούγαρο	K		
		<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	Κοκκοθραύστης	K		
		<i>Fringilla coelebs</i>	Σπίνος	K		I
		<i>Fringilla montifringilla</i>	Χειμωνόσπινος	X		
		<i>Serinus serinus</i>	Σκαρθάκι	K		
	Hirundinidae	<i>Delichon urbica</i>	Σπιτοχελίδο	M	3	
		<i>Hirundo daurica</i>	Μυλτοχελίδο	A/M		
		<i>Hirundo rustica</i>	Σταβλοχελίδο	A/M	3	

Πίνακας 5.2.1.α. (συνέχεια).

Laniidae	<i>Lanius collurio</i>	Αετομάχος	A/M	3	I
	<i>Lanius minor</i>	Σταχτοκεφαλός	A/M	2	I
	<i>Lanius senator</i>	Κοκκινοκεφαλός	M	2	
Motacillidae	<i>Anthus pratensis</i>	Λιβαδοκελάδα	X		
	<i>Motacilla alba</i>	Λευκοσουσουράδα	K		
	<i>Motacilla cinerea</i>	Σταχτοσουσουράδα	K		
Muscicapidae	<i>Ficedula semitorquata</i>	Δρυομυγοχάφτης	M		I
	<i>Muscicapa striata</i>	Σταχτομυγοχάφτης	A/M		
	<i>Oenanthe hispanica</i>	Ασπροκωλίνα	A/M		
	<i>Oenanthe oenanthe</i>	Σταχτοπετρόκλης	A/M		
	<i>Phoenicurus ochruros</i>	Καρβουνιάρης	A/X		
	<i>Saxicola rubetra</i>	Καστανολαίμης	A/M		
	<i>Saxicola torquata</i>	Παπαθκιά	K		
Oriolidae	<i>Oriolus oriolus</i>	Συκοφάγος	A/M		
Paridae	<i>Parus ater</i>	Ελατοπαπαδίτσα	K		I
	<i>Parus caeruleus</i>	Γαλαζοπαπαδίτσα	K		
	<i>Parus lugubris</i>	Κλειδωνάς	K		
	<i>Parus major</i>	Καλόγερος	K		
	<i>Parus montanus</i>	Βουνοπαπαδίτσα	K		
	<i>Parus palustris</i>	Καστανοπαπαδίτσα	K		
Ploceidae	<i>Passer domesticus</i>	Σπιτοσπουργίτης	K		
	<i>Passer hispaniolensis</i>	Χωραφοσπουργίτης	A/M		
	<i>Passer montanus</i>	Δενδροσπουργίτης	K	3	
Prunellidae	<i>Prunella collaris</i>	Χιονοψάλτης	K		
	<i>Prunella modularis</i>	Θαμνοψάλτης	K		
Regulidae	<i>Regulus ignicapilla</i>	Πυρροβασιλίσκος	K		
	<i>Regulus regulus</i>	Χρυσοβασιλίσκος	K		
Sittidae	<i>Sitta europaea</i>	Δενδροτσοπανάκος	K		
Sturnidae	<i>Sturnus vulgaris</i>	Ψαρόνι	K		II/2
Sylviidae	<i>Hippolais pallida</i>	Ωχροστριτσίδα	A/M		
	<i>Phylloscopus collybita</i>	Δενδροφυλλοσκόπος	K		

Πίνακας 5.2.1.α. (συνέχεια).

		<i>Phylloscopus trochilus</i>	Θαμνοφυλλοσκοπός	M	
		<i>Sylvia atricapilla</i>	Μαυροσκούφης	K	
		<i>Sylvia cantillans</i>	Κοκκινοτσιροβάκος	A/M	
		<i>Sylvia communis</i>	Θαμνοτσιροβάκος	A/M	
		<i>Sylvia curruca</i>	Βουνοτσιροβάκος	A/M	
		<i>Sylvia hortensis</i>	Μελωδοτσιροβάκος	A/M	3
		<i>Sylvia melanocephala</i>	Μαυροτσιροβάκος	K	
	Troglodytidae	<i>Troglodytes troglodytes</i>	Τρυποφράχτης	K	I
	Turdidae	<i>Erithacus rubecula</i>	Κοκκινολαίμης	K	
		<i>Luscinia megarhynchos</i>	Αηδόνι	A/M	
		<i>Turdus iliacus</i>	Κοκκινότσιγλα	X	II/2
		<i>Turdus merula</i>	Κότσυφας	K	II/2
		<i>Turdus philomelos</i>	Τσίγλα	K	II/2
		<i>Turdus viscivorus</i>	Γερακότσιγλα	K	II/2
Piciformes	Picidae	<i>Dendrocopos major</i>	Πευκοδρυοκολάπτης	K	I
		<i>Dendrocopos medius</i>	Μεσαίος δρυοκολάπτης	K	I
		<i>Dendrocopos syriacus</i>	Βαλκανικός δρυοκολάπτης	K	I
		<i>Picus viridis</i>	Πράσινος δρυοκολάπτης	K	2
Strigiformes	Strigidae	<i>Athene noctua</i>	Κουκουβάγια	K	3

Συγκεκριμένα, για τα έτη 2008 και 2010 που ακολουθήθηκε η ίδια δειγματοληπτική μεθοδολογία καταγραφής της орνιθοπανίδας, καταγράφηκαν συνολικά σε ολόκληρη την περιοχή έρευνας 103 είδη, με 42 είδη να είναι κοινά για τις δυο εποχές (Πίνακας 5.2.1.β). Η διαφορά στη συχνότητα εμφάνισης των πουλιών μεταξύ των δυο εποχών φαίνεται να είναι σημαντική για 20 από τα 42 κοινά είδη (Πίνακας 5.2.1.β). Προέκυψε ότι από τα 87 είδη πουλιών που παρατηρήθηκαν την αναπαραγωγική περίοδο μόνο 12 είδη πουλιών είχαν συχνότητα εμφάνισης > 10%, ενώ από τα 58 είδη που καταγράφηκαν το φθινόπωρο μόνο 10 είχαν συχνότητα εμφάνισης > 10% (Γράφημα 5.2.1.β). Τα πιο συχνά παρατηρούμενα είδη την άνοιξη ήταν τα εξής τρία: ο σπίνος, ο τσιφτάς και ο αμπελουργός, ενώ το φθινόπωρο ήταν τα: ο σπίνος, ο κοκκινολαίμης και ο καλόγερος.

Πίνακας 5.2.1.β. Συχνότητα εμφάνισης των 103 ειδών πουλιών που καταγράφηκαν στην περιοχή έρευνας την άνοιξη και το φθινόπωρο τα έτη 2008 και 2010.

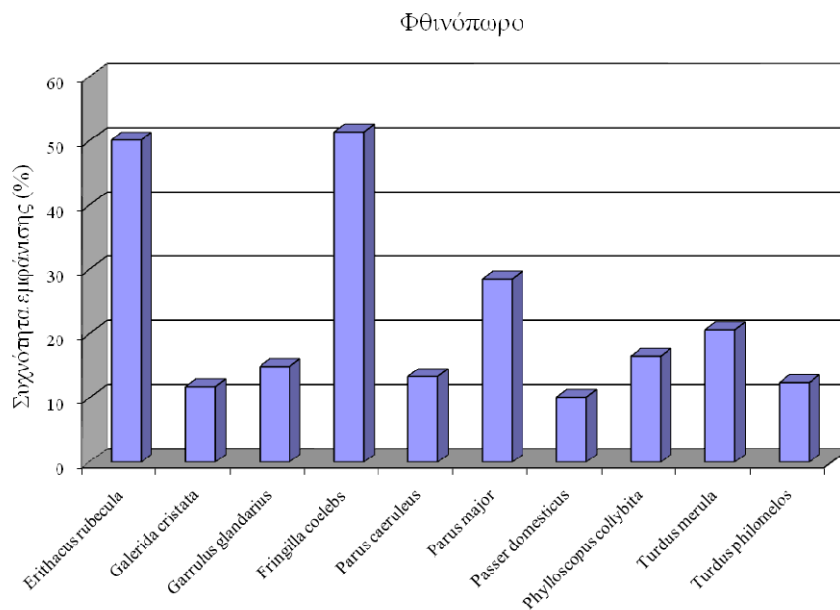
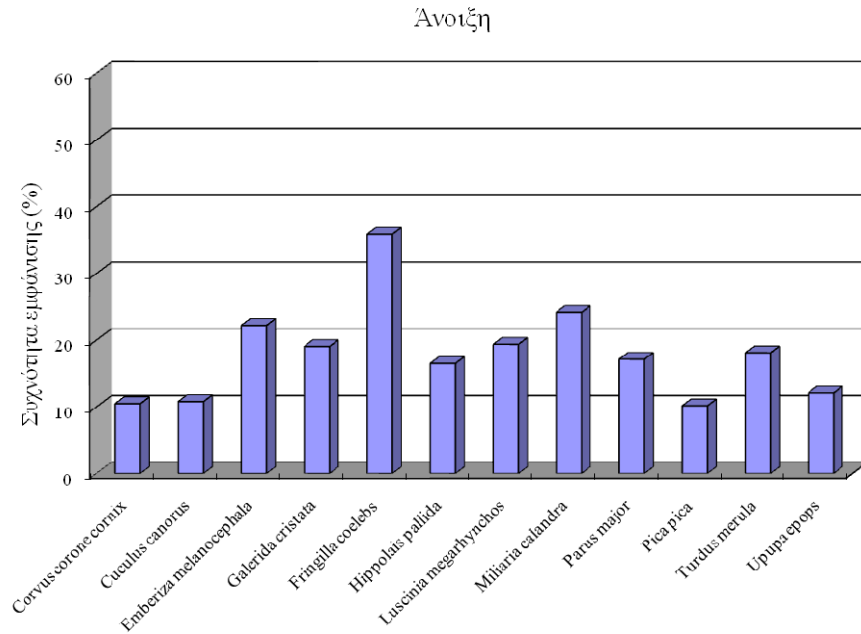
Είδος	Συχνότητα εμφάνισης		Pearson Chi-square	p
	Άνοιξη	Φθινόπωρο		
<i>Accipiter brevipes</i>	0,32			
<i>Accipiter nisus</i>	1,59	0,64	1,3	0,254
<i>Aegithalus caudatus</i>	0,95	5,4	10,121	0,001
<i>Alauda arvensis</i>	0,95	7,62	17,065	0,0001
<i>Anthus pratensis</i>	0,63	7,94	20,47	0,0001
<i>Athene noctua</i>	0,32			
<i>Apus apus</i>	0,32			
<i>Ardea cinerea</i>	0,32			
<i>Buteo buteo</i>	4,76	3,81	0,348	0,555
<i>Buteo rufinus</i>	0,32			
<i>Caprimulgus europaeus</i>	0,32			
<i>Carduelis cannabina</i>	0,63			
<i>Carduelis carduelis</i>	0,95	1,9	1,014	0,314
<i>Carduelis chloris</i>	0,32	2,86	6,503	0,011
<i>Carduelis spinus</i>	0,32			
<i>Ciconia nigra</i>	0,32			
<i>Certhia familiaris</i>		0,32		
<i>Circus cyaneus</i>		0,32		
<i>Circaetus gallicus</i>	0,95			
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>		0,32		
<i>Columba oenas</i>		0,32		
<i>Columba palumbus</i>	0,32			
<i>Corvus corax</i>	0,63			
<i>Corvus corone cornix</i>	10,48	5,08	6,395	0,011
<i>Corvus frugilegus</i>		1,59		
<i>Corvus monedula</i>		0,63		
<i>Coturnix coturnix</i>	0,63			
<i>Cuculus canorus</i>	10,79			
<i>Delichon urbica</i>	0,32			
<i>Dendrocopos major</i>	1,27			
<i>Dendrocopos medius</i>	3,17	1,27	2,63	0,105
<i>Dendrocopos syriacus</i>	0,63	1,9	2,026	0,155
<i>Emberiza caesia</i>	0,95			
<i>Emberiza cia</i>	0,32	0,95	1,006	0,316
<i>Emberiza cirius</i>	6,35	8,25	0,844	0,358
<i>Emberiza citrinella</i>		0,32		
<i>Emberiza melanocephala</i>	22,22			
<i>Erithacus rubecula</i>	1,59	50,16	193,74	0,0001
<i>Galerida cristata</i>	19,05	11,75	6,446	0,011
<i>Garrulus glandarius</i>	5,71	14,92	14,427	0,0001
<i>Falco eleonora</i>	0,32			
<i>Falco naumanni</i>	4,13			
<i>Falco tinnunculus</i>	0,32	1,59	3,66	0,056
<i>Ficedula semitorquata</i>	0,32			
<i>Fringilla coelebs</i>	35,87	51,43	15,494	0,0001
<i>Fringilla montifringilla</i>		0,32		
<i>Hieraaetus pennatus</i>	0,32			
<i>Hippolais pallida</i>	16,51			
<i>Hirundo daurica</i>	0,63			

Πίνακας 5.2.1.β. (συνέχεια).

<i>Hirundo rustica</i>	1,27			
<i>Lanius collurio</i>	3,17	0,63	5,437	0,02
<i>Lanius minor</i>	1,59			
<i>Lanius senator</i>	3,49			
<i>Lullula arborea</i>	6,67	4,44	1,482	0,223
<i>Luscinia megarhynchos</i>	19,37			
<i>Merops apiaster</i>	0,95			
<i>Miliaria calandra</i>	24,13	8,57	27,867	0,0001
<i>Milvus migrans</i>	0,32			
<i>Motacilla alba</i>		1,27		
<i>Motacilla cinerea</i>	0,95	2,54	2,313	0,128
<i>Muscicapa striata</i>	0,32			
<i>Oenanthe hispanica</i>	0,32			
<i>Oenanthe oenanthe</i>	2,22			
<i>Oriolus oriolus</i>	4,44			
<i>Parus ater</i>	0,63			
<i>Parus caeruleus</i>	5,71	13,33	10,611	0,001
<i>Parus lugubris</i>	4,13	3,49	0,173	0,677
<i>Parus major</i>	17,14	28,57	11,667	0,001
<i>Parus montanus</i>	0,63	0,63	0,0001	1
<i>Parus palustris</i>	2,22	0,32	4,558	0,033
<i>Passer domesticus</i>	7,3	10,16	1,022	0,6
<i>Passer hispaniolensis</i>	0,32			
<i>Passer montanus</i>	0,95	2,54	2,313	0,128
<i>Pernis apivorus</i>	0,32			
<i>Phoenicurus ochruros</i>		6,03		
<i>Phylloscopus collybita</i>	1,9	16,51	40,182	0,0001
<i>Phylloscopus trochilus</i>	0,95	0,32	1,006	0,316
<i>Pica pica</i>	10,16	7,62	1,254	0,263
<i>Picus viridis</i>	2,86	4,44	40,182	0,0001
<i>Prunella collaris</i>		0,32		
<i>Prunella modularis</i>		6,98		
<i>Regulus ignicapilla</i>		0,95		
<i>Regulus regulus</i>		1,9		
<i>Scolopax rusticola</i>		0,32		
<i>Saxicola rubetra</i>	0,32			
<i>Saxicola torquata</i>	3,17	4,13	0,406	0,524
<i>Serinus serinus</i>	0,32	3,81	12,195	0,0001
<i>Sitta europaea</i>	9,84	6,98	1,669	0,196
<i>Streptopelia decaocto</i>	0,63	0,32	0,335	0,563
<i>Streptopelia turtur</i>	7,94			
<i>Sturnus vulgaris</i>	1,59	0,95	0,506	0,477
<i>Sylvia atricapilla</i>	3,17	2,86	0,054	0,816
<i>Sylvia cantillans</i>	7,94			
<i>Sylvia communis</i>	5,4			
<i>Sylvia curruca</i>	0,63			
<i>Sylvia hortensis</i>	1,9			
<i>Sylvia melanocephala</i>	0,95	3,49	4,675	0,031
<i>Troglodytes troglodytes</i>	0,32	9,52	28,533	0,0001
<i>Turdus iliacus</i>		2,22		
<i>Turdus merula</i>	18,1	20,63	0,651	0,42
<i>Turdus philomelos</i>	0,63	12,38	35,715	0,0001

Πίνακας 5.2.1.β. (συνέχεια).

<i>Turdus viscivorus</i>	1,59
<i>Urupa epops</i>	12,06

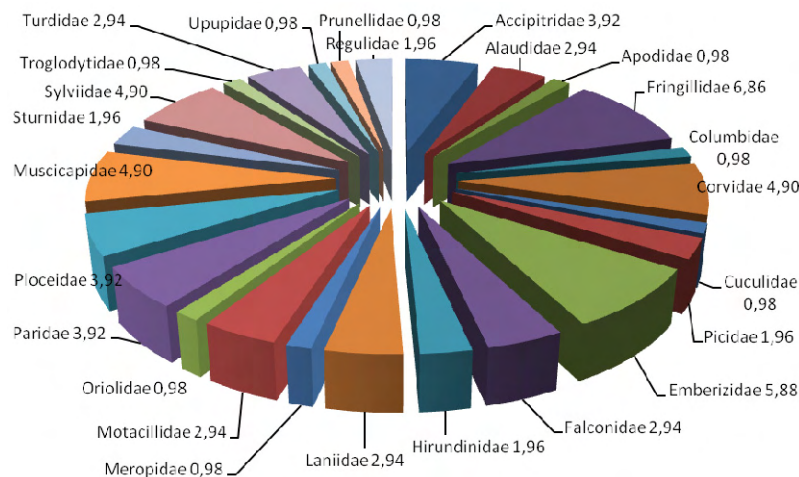


Γράφημα 5.2.1.β. Συχνότητα εμφάνισης (%) των ειδών πουλιών που καταγράφηκαν στην περιοχή έρευνας κατά την αναπαραγωγική περίοδο (επάνω) και το φθινόπωρο (κάτω).

Διαφοροποίηση της ορνιθοπανίδας ανά τοπίο

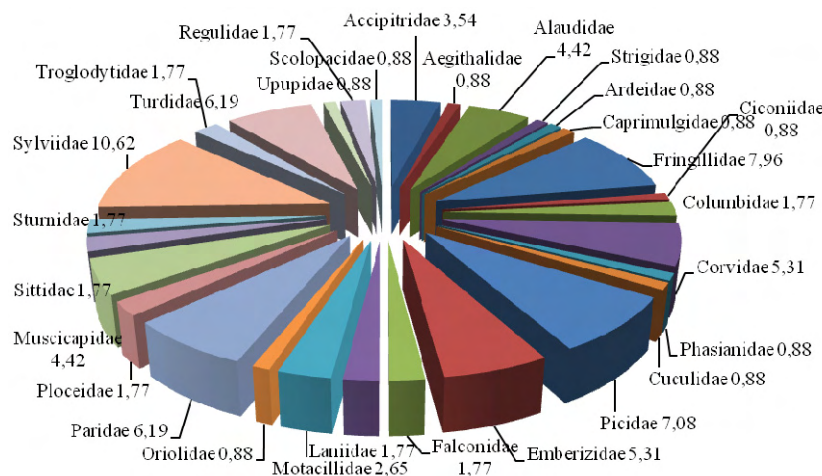
Κατά την αναπαραγωγική περίοδο, καταγράφηκαν συνολικά στην περιοχή έρευνας 87 είδη πουλιών. Τα κοινά είδη πουλιών μεταξύ των τριών τοπίων είναι 21 από το σύνολο των 87

ειδών. Συγκεκριμένα, στο πεδινό τοπίο καταγράφηκαν 31 είδη που ανήκουν σε 25 οικογένειες (Γράφημα 5.2.1.γ). Επικρατέστερη ήταν η τάξη των στρουθιόμορφων με τις οικογένειες Fringillidae και Emberizidae να παρουσιάζουν τις μεγαλύτερες συχνότητες εμφάνισης. Τα είδη πουλιών με τη μεγαλύτερη συχνότητα εμφάνισης τοπίο, ήταν τα εξής: ο κατσουλέρης (44,12%), ο αμπελουργός (39,21%) και η ωχροστριτσίδα (35,29%).



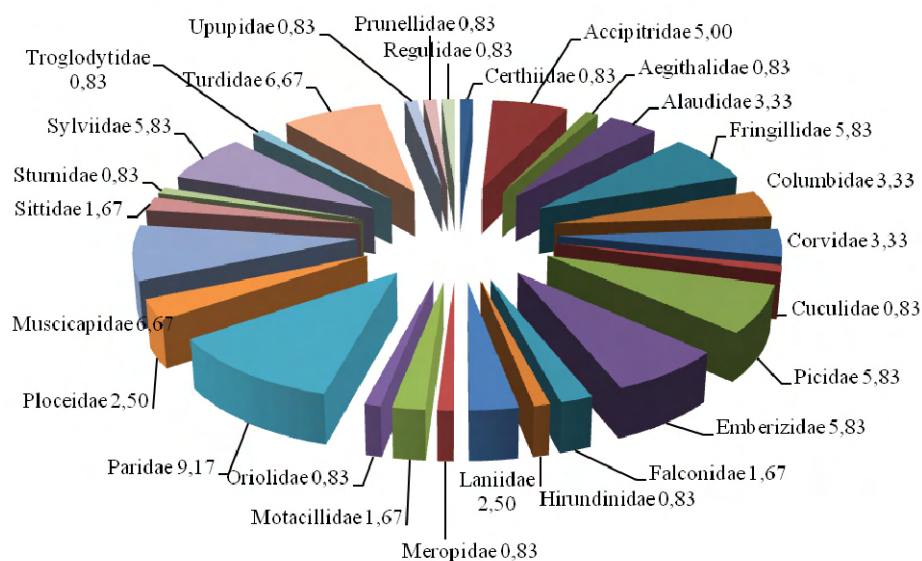
Γράφημα 5.2.1.γ. Συχνότητα εμφάνισης (%) των οικογενειών πουλιών στο πεδινό τοπίο της περιοχής έρευνας.

Στο ημιορεινό τοπίο καταγράφηκαν 61 είδη που ανήκουν σε 29 οικογένειες. Οι οικογένειες με την υψηλότερη συχνότητα εμφάνισης ήταν οι: Sylviidae, Fringillidae και Picidae (Γράφημα 5.2.1.δ). Εκτός από την τάξη των στρουθιόμορφων, στο ημιορεινό τοπίο ήταν σημαντική και η παρουσία της τάξης των δρυοκολαπτών. Το είδος πουλιού με τη μεγαλύτερη συχνότητα εμφάνισης στο ημιορεινό τοπίο ήταν ο σπίνος με συχνότητα εμφάνισης 52,21%.



Γράφημα 5.2.1.δ. Συχνότητα εμφάνισης (%) των οικογενειών πουλιών στο ημιορεινό τοπίο της περιοχής έρευνας.

Τέλος, στο ορεινό τοπίο καταγράφηκαν 58 είδη που ανήκουν σε 27 οικογένειες, με επικρατέστερη την οικογένεια Paridae (9,17%), που επίσης ανήκει στην τάξη των στρουθιόμορφων (Γράφημα 5.2.1.ε). Τα είδη πουλιών με τη μεγαλύτερη συχνότητα εμφάνισης στο ορεινό τοπίο ήταν τρία: ο σπίνος (41,6%), ο καλόγερος (30%) και ο κότσυφας (27,5%). Είναι χαρακτηριστικό ότι τα είδη με τη μεγαλύτερη συχνότητα εμφάνισης ανήκουν στα στρουθιόμορφα.



Γράφημα 5.2.1.ε. Συχνότητα εμφάνισης (%) των οικογενειών πουλιών στο ορεινό τοπίο της περιοχής έρευνας.

Για τα πιο κοινά είδη πουλιών που καταγράφηκαν την αναπαραγωγική περίοδο των ετών 2008 και 2010 προέκυψε ότι η συχνότητα εμφάνισής τους διέφερε σημαντικά μεταξύ των τριών τοπίων της περιοχής έρευνας, με μοναδική εξαίρεση τη συχνότητα εμφάνισης του τσιφτά (Πίνακας 5.2.1.γ).

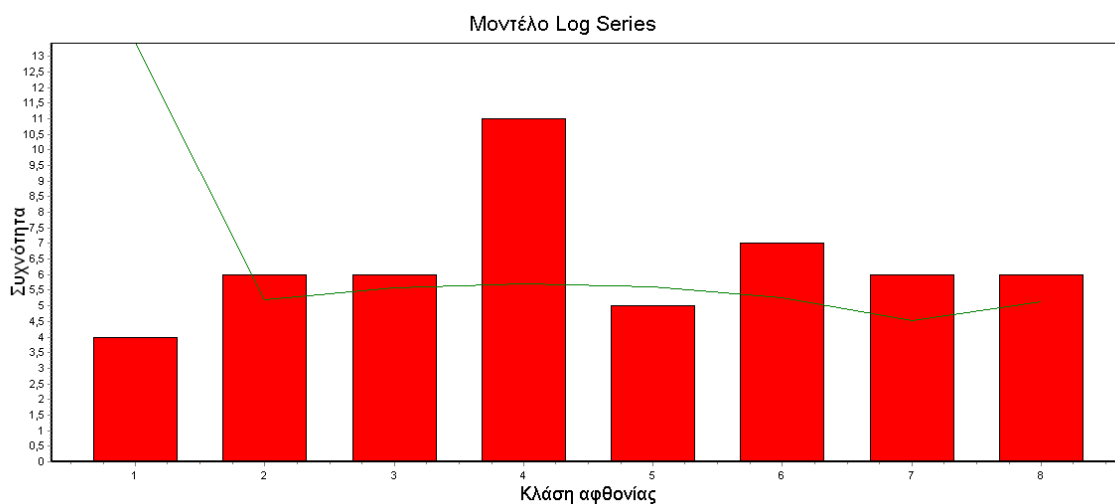
Πίνακας 5.2.1.γ. Πίνακας της ανάλυσης διακύμανσης της συχνότητας εμφάνισης των πιο κοινών ειδών πουλιών στα τρία τοπία κατά την αναπαραγωγική περίοδο.

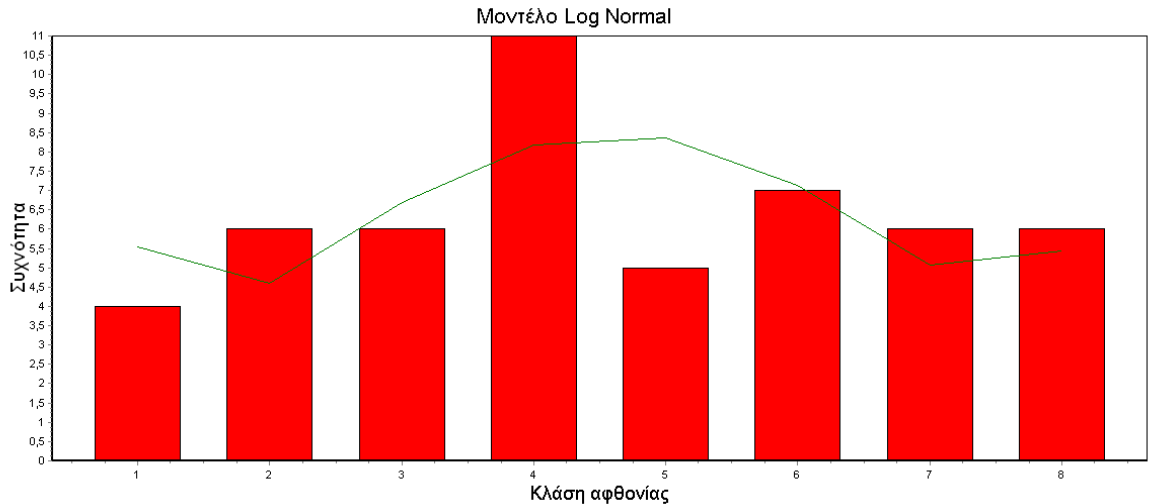
Πηγή μεταβλητότητας		Άθροισμα τετραγώνων	df	Μέσο τετράγωνο	Τιμή F	Sig.
<i>M. calandra</i>	Μεταξύ ομάδων	,640	2	0,320	1,750	0,175
	Εντός ομάδων	57,024	312	0,183		
	Σύνολο	57,663	314			
<i>F. coelebs</i>	Μεταξύ ομάδων	9,945	2	4,973	24,816	0,000
	Εντός ομάδων	62,518	312	0,200		
	Σύνολο	72,463	314			
<i>P. major</i>	Μεταξύ ομάδων	3,941	2	1,970	15,067	0,000
	Εντός ομάδων	40,802	312	0,131		

	Σύνολο	44,743	314			
<i>T. merula</i>	Μεταξύ ομάδων	5,457	2	2,728	20,647	0,000
	Εντός ομάδων	41,229	312	0,132		
	Σύνολο	46,686	314			
<i>G. cristata</i>	Μεταξύ ομάδων	9,655	2	4,828	38,704	0,000
	Εντός ομάδων	38,916	312	0,125		
	Σύνολο	48,571	314			
<i>E. melanocephala</i>	Μεταξύ ομάδων	6,273	2	3,137	20,315	0,000
	Εντός ομάδων	48,171	312	0,154		
	Σύνολο	54,444	314			
<i>H. pallida</i>	Μεταξύ ομάδων	5,707	2	2,854	23,611	0,000
	Εντός ομάδων	37,709	312	0,121		
	Σύνολο	43,416	314			

5.2.2 Ποικιλότητα και αφθονία της ορνιθοπανίδας

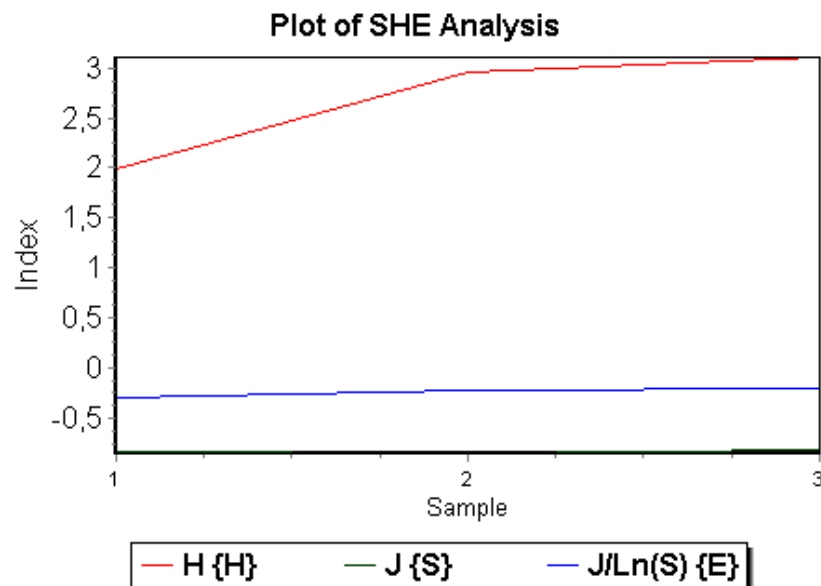
Όπως αναφέρθηκε στο υποκεφάλαιο 4.2.2 της μεθοδολογίας, εξαιρέθηκαν από την στατιστική επεξεργασία κάποια είδη πουλιών (Παράρτημα IV). Στη συνέχεια εξετάστηκε το μοντέλο αφθονίας που ακολουθεί η κατανομή της ορνιθοπανίδας με τη στατιστική έννοια του όρου, κατά την αναπαραγωγική περίοδο, με σκοπό τη σωστή επιλογή των δεικτών ποικιλότητας. Η κατανομή της ορνιθοπανίδας συνάδει στο λογαριθμικό (Log Series) (Goodness of fit test, $\text{Chi}=12,94$, $\text{d.f.}=7$, $p=0,07$) και το κανονικό λογαριθμικό (Log Normal) μοντέλο (Goodness of fit test, $\text{Chi}=3,47$, $\text{d.f.}=7$, $p=0,83$), όπως φαίνεται και στο γράφημα 5.2.2.α.





Γράφημα 5.2.2.α. Η κατανομή που ακολουθεί η ορνιθοπανίδα της περιοχής έρευνας με βάση τα δυο μοντέλα, Log Series και Log Normal.

Με τη χρήση της ανάλυσης SHE εξετάστηκε η σχέση μεταξύ του πλούτου ειδών S , του δείκτη ποικιλότητας Shannon-Wiener H' και της ομοιομορφίας κατανομής E . Στην προκειμένη περίπτωση (Γράφημα 5.2.2.β) το κανονικό λογαριθμικό μοντέλο ήταν το κατάλληλο μοντέλο αφθονίας που ακολουθεί η κατανομή του συνόλου της ορνιθοπανίδας.



Γράφημα 5.2.2.β. Απεικόνιση της σχέσης μεταξύ του πλούτου ειδών S , του δείκτη ποικιλότητας Shannon-Wiener H' και της ομοιομορφίας κατανομής E για την κατανομή της ορνιθοπανίδας στο τοπίο.

Συγκεκριμένα, οι μέσοι όροι της αφθονίας με τις τυπικές αποκλίσεις των ειδών, που καταγράφηκαν την αναπαραγωγική περίοδο, χρησιμοποιήθηκαν στις στατιστικές

αναλύσεις και παρουσιάζονται συγκεντρωτικά στον πίνακα 5.2.2. Ο σπίνος, ο κατσουλιέρης, ο τσιφτάς, το αηδόني και ο κότσυφας ήταν τα αφθονότερα, καταγράφοντας ταυτόχρονα και τη μεγαλύτερη πυκνότητα (b.p./ha) κατά την αναπαραγωγική περίοδο (Πίνακας 5.2.2) σε σύγκριση με τα υπόλοιπα είδη πουλιών.

Πίνακας 5.2.2. Μέσοι όροι αφθονίας (\pm τυπική απόκλιση) και πυκνότητας των επιλεγμένων 51 ειδών (b.p./ha) που καταγράφηκαν κατά την αναπαραγωγική περίοδο στην περιοχή έρευνας (N = 315).

Είδος	Τοπίο	N	Μέσος όρος αφθονίας	Τυπική απόκλιση (\pm SD)	Μέσος όρος πυκνότητας (bp/ha)	Τυπική απόκλιση (\pm SD)
<i>A. caudatus</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,017	0,187	0,011	0,119
	Ορεινό	100	0,12	0,856	0,089	0,634
	Σύνολο	315	0,044	0,496	0,032	0,365
<i>A. arvensis</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,096	0,594	0,101	0,485
	Ορεινό	100	0	0	0	0
	Σύνολο	315	0,035	0,359	0,036	0,294
<i>A. pratensis</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,017	0,132	0,022	0,168
	Ορεινό	100	0	0	0	0
	Σύνολο	315	0,006	0,079	0,008	0,101
<i>C. coturnix</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,017	0,132	0,022	0,168
	Ορεινό	100	0	0	0	0
	Σύνολο	315	0,006	0,079	0,008	0,101
<i>C. canorus</i>	Πεδινό	102	0,049	0,357	0,025	0,177
	Ημιορεινό	113	0,008	0,094	0,011	0,119
	Ορεινό	100	0,53	0,846	0,395	0,592
	Σύνολο	315	0,187	0,569	0,137	0,396
<i>D. major</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,017	0,132	0,022	0,168
	Ορεινό	100	0,03	0,223	0,025	0,179
	Σύνολο	315	0,016	0,148	0,016	0,143
<i>D. medius</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,008	0,094	0,011	0,119
	Ορεινό	100	0,11	0,373	0,115	0,366
	Σύνολο	315	0,038	0,222	0,04	0,224
<i>D. syriacus</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,035	0,264	0,022	0,168
	Ορεινό	100	0	0	0	0
	Σύνολο	315	0,013	0,159	0,008	0,101

Πίνακας 5.2.2. (συνέχεια).

<i>E. caesia</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,026	0,161	0,034	0,206
	Ορεινό	100	0	0	0	0
	Σύνολο	315	0,009	0,097	0,012	0,124
<i>E. cia</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0	0	0	0
	Ορεινό	100	0,04	0,4	0,025	0,255
	Σύνολο	315	0,013	0,225	0,008	0,143
<i>E. cirilus</i>	Πεδινό	102	0,158	0,688	0,125	0,457
	Ημιορεινό	113	0,07	0,289	0,078	0,308
	Ορεινό	100	0,12	0,607	0,089	0,415
	Σύνολο	315	0,114	0,547	0,097	0,395
<i>E. melanocephala</i>	Πεδινό	102	0,693	1,093	0,587	0,795
	Ημιορεινό	113	0,368	0,778	0,293	0,589
	Ορεινό	100	0,05	0,261	0,051	0,251
	Σύνολο	315	0,371	0,828	0,311	0,627
<i>E. rubecula</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,035	0,375	0,023	0,239
	Ορεινό	100	0,06	0,312	0,064	0,333
	Σύνολο	315	0,032	0,286	0,028	0,237
<i>G. cristata</i>	Πεδινό	102	1,663	2,031	1,149	1,428
	Ημιορεινό	113	0,298	0,977	0,237	0,808
	Ορεινό	100	0,14	0,725	0,102	0,533
	Σύνολο	315	0,686	1,509	0,489	1,091
<i>G. glandarius</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,087	0,411	0,056	0,263
	Ορεινό	100	0,25	0,716	0,191	0,524
	Σύνολο	315	0,111	0,482	0,081	0,343
<i>F. coelebs</i>	Πεδινό	102	0,178	0,589	0,149	0,449
	Ημιορεινό	113	2,105	2,715	1,736	2,233
	Ορεινό	100	2,16	3,302	1,529	2,217
	Σύνολο	315	1,505	2,652	1,157	1,972
<i>H. pallida</i>	Πεδινό	102	0,792	1,321	0,574	0,889
	Ημιορεινό	113	0,228	0,753	0,18	0,535
	Ορεινό	100	0,06	0,371	0,064	0,379
	Σύνολο	315	0,356	0,948	0,271	0,669
<i>L. collurio</i>	Πεδινό	102	0,029	0,221	0,025	0,177
	Ημιορεινό	113	0	0	0	0
	Ορεινό	100	0,17	0,682	0,14	0,509
	Σύνολο	315	0,064	0,409	0,053	0,309
<i>L. minor</i>	Πεδινό	102	0,009	0,099	0,013	0,126
	Ημιορεινό	113	0,009	0,094	0,011	0,119
	Ορεινό	100	0,05	0,297	0,038	0,218

Πίνακας 5.2.2. (συνέχεια).

<i>L. senator</i>	Σύνολο	315	0,022	0,186	0,02	0,159
	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,105	0,428	0,09	0,308
	Ορεινό	100	0,08	0,464	0,064	0,333
<i>L. arborea</i>	Σύνολο	315	0,063	0,369	0,048	0,265
	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,175	0,627	0,158	0,485
	Ορεινό	100	0,27	1,153	0,242	0,953
<i>L. megarhynchos</i>	Σύνολο	315	0,149	0,757	0,134	0,616
	Πεδινό	102	0,386	1,048	0,287	0,839
	Ημιορεινό	113	0,746	1,759	0,529	1,248
	Ορεινό	100	0,57	1,216	0,446	0,912
<i>M. apiaster</i>	Σύνολο	315	0,575	1,397	0,425	1,027
	Πεδινό	102	0,049	0,497	0,037	0,378
	Ημιορεινό	113	0	0	0	0
	Ορεινό	100	0,07	0,497	0,038	0,284
<i>M. calandra</i>	Σύνολο	315	0,038	0,397	0,024	0,268
	Πεδινό	102	0,693	1,206	0,549	0,923
	Ημιορεινό	113	0,517	1,199	0,383	0,866
	Ορεινό	100	0,74	1,528	0,599	1,194
<i>M. cinerea</i>	Σύνολο	315	0,644	1,314	0,506	0,999
	Πεδινό	102	0,039	0,242	0,038	0,216
	Ημιορεινό	113	0	0	0	0
	Ορεινό	100	0	0	0	0
<i>O. oenanthe</i>	Σύνολο	315	0,013	0,138	0,012	0,124
	Πεδινό	102	0,009	0,099	0,038	0,281
	Ημιορεινό	113	0,026	0,281	0	0
	Ορεινό	100	0,11	0,49	0,064	0,279
<i>O. oriolus</i>	Σύνολο	315	0,048	0,33	0,032	0,225
	Πεδινό	102	0,019	0,14	0,025	0,177
	Ημιορεινό	113	0,018	0,132	0,023	0,169
	Ορεινό	100	0,1	0,302	0,127	0,384
<i>P. ater</i>	Σύνολο	315	0,044	0,206	0,057	0,263
	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0	0	0	0
	Ορεινό	100	0,07	0,498	0,064	0,457
<i>P. caeruleus</i>	Σύνολο	315	0,022	0,281	0,02	0,258
	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,167	1,064	0,158	0,949
	Ορεινό	100	1,06	3,714	0,994	4,167
<i>P. lugubris</i>	Σύνολο	315	0,397	2,229	0,372	2,445
	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,298	1,24	0,226	0,981

Πίνακας 5.2.2. (συνέχεια).

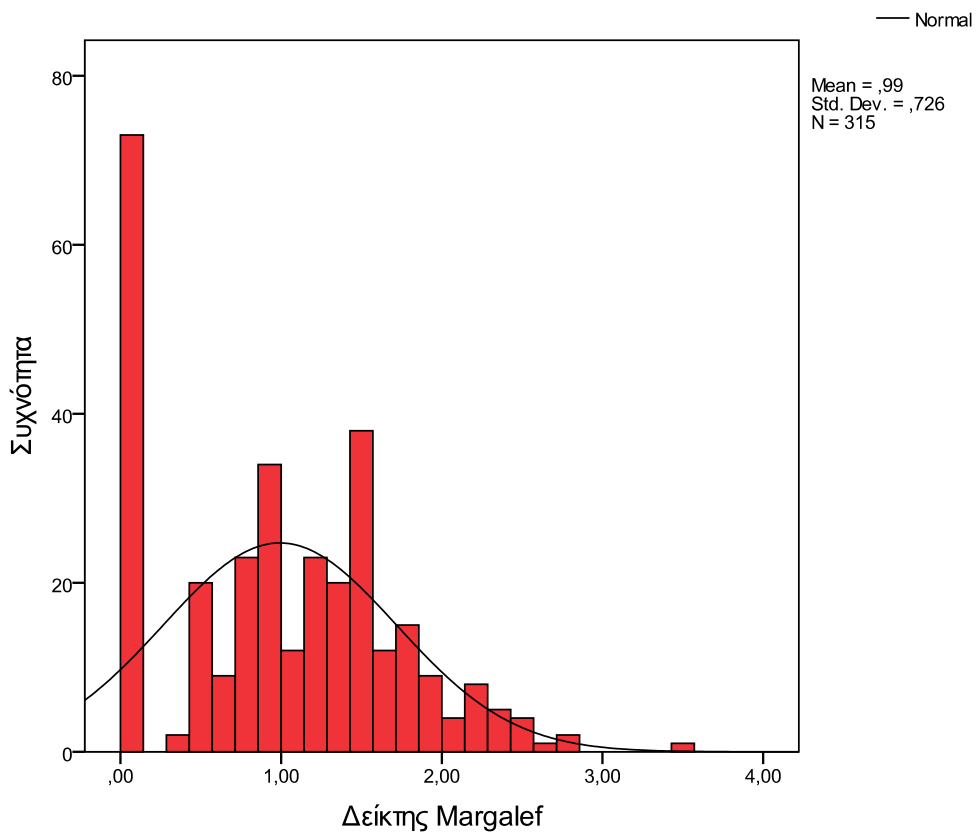
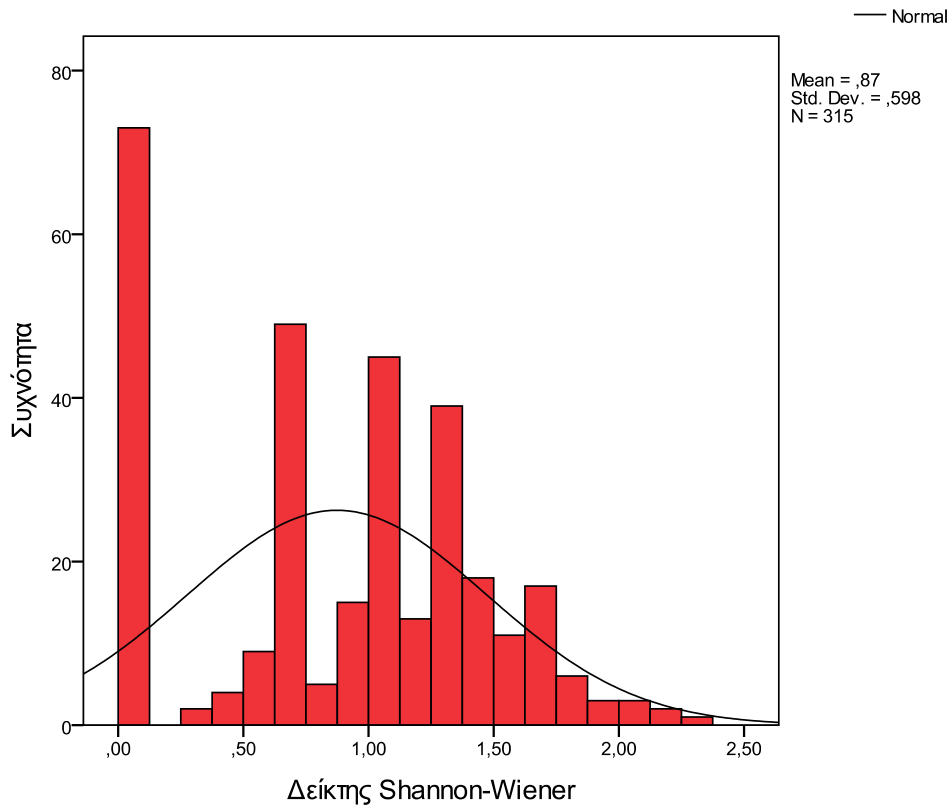
	Ορεινό	100	0,14	0,753	0,102	0,563
	Σύνολο	315	0,152	0,865	0,113	0,673
<i>P. major</i>	Πεδινό	102	0,039	0,398	0,025	0,252
	Ημιορεινό	113	0,57	1,219	0,428	0,894
	Ορεινό	100	0,89	2,069	0,649	1,312
	Σύνολο	315	0,502	1,433	0,368	0,956
<i>P. montanus</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0	0	0	0
	Ορεινό	100	0,06	0,509	0,051	0,402
	Σύνολο	315	0,019	0,287	0,016	0,227
<i>P. palustris</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,167	1,08	0,158	1,051
	Ορεινό	100	0,1	0,644	0,076	0,473
	Σύνολο	315	0,092	0,745	0,081	0,685
<i>P. collybita</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,079	0,379	0,068	0,287
	Ορεινό	100	0	0	0	0
	Σύνολο	315	0,028	0,231	0,024	0,174
<i>P. trochilus</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,018	0,132	0,023	0,169
	Ορεινό	100	0,01	0,1	0,013	0,127
	Σύνολο	315	0,009	0,097	0,012	0,124
<i>P. viridis</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,035	0,228	0,034	0,206
	Ορεινό	100	0,07	0,293	0,076	0,304
	Σύνολο	315	0,035	0,216	0,036	0,213
<i>S. torquata</i>	Πεδινό	102	0,079	0,462	0,087	0,449
	Ημιορεινό	113	0,061	0,359	0,034	0,206
	Ορεινό	100	0,04	0,243	0,038	0,218
	Σύνολο	315	0,06	0,365	0,053	0,309
<i>S. serinus</i>	Πεδινό	102	0,039	0,398	0,025	0,252
	Ημιορεινό	113	0	0	0	0
	Ορεινό	100	0	0	0	0
	Σύνολο	315	0,013	0,225	0,008	0,143
<i>S. europaea</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,263	0,959	0,203	0,734
	Ορεινό	100	0,6	1,378	0,42	0,959
	Σύνολο	315	0,286	0,994	0,206	0,714
<i>S. turtur</i>	Πεδινό	102	0,059	0,341	0,038	0,216
	Ημιορεινό	113	0,307	0,997	0,237	0,79
	Ορεινό	100	0,16	0,545	0,102	0,347
	Σύνολο	315	0,181	0,706	0,129	0,532

Πίνακας 5.2.2. (συνέχεια).

<i>S. vulgaris</i>	Πεδινό	102	0,069	0,604	0,05	0,398
	Ημιορεινό	113	0,132	1,405	0,169	1,797
	Ορεινό	100	0,4	2,902	0,127	0,896
	Σύνολο	315	0,197	1,872	0,117	1,208
<i>S. atricapilla</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,035	0,228	0,034	0,206
	Ορεινό	100	0,08	0,307	0,089	0,327
	Σύνολο	315	0,038	0,222	0,04	0,224
<i>S. cantillans</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,649	1,523	0,474	1,119
	Ορεινό	100	0,03	0,223	0,026	0,179
	Σύνολο	315	0,244	0,971	0,178	0,711
<i>S. communis</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,202	0,811	0,18	0,678
	Ορεινό	100	0,13	0,562	0,089	0,373
	Σύνολο	315	0,114	0,586	0,093	0,462
<i>S. curruca</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,053	0,477	0,045	0,378
	Ορεινό	100	0	0	0	0
	Σύνολο	315	0,019	0,287	0,016	0,227
<i>S. hortensis</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,132	0,685	0,102	0,542
	Ορεινό	100	0	0	0	0
	Σύνολο	315	0,048	0,416	0,036	0,327
<i>S. melanocephala</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,114	0,807	0,068	0,61
	Ορεινό	100	0	0	0	0
	Σύνολο	315	0,041	0,487	0,024	0,366
<i>T. viscivorus</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,035	0,228	0,034	0,206
	Ορεινό	100	0	0	0,038	0,382
	Σύνολο	315	0,013	0,138	0,024	0,248
<i>T. merula</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0,851	1,91	0,654	1,524
	Ορεινό	100	0,66	1,121	0,497	0,847
	Σύνολο	315	0,518	1,358	0,392	1,064
<i>T. philomelos</i>	Πεδινό	102	0	0	0	0
	Ημιορεινό	113	0	0	0	0
	Ορεινό	100	0,02	0,141	0,025	0,179
	Σύνολο	315	0,006	0,079	0,008	0,101
<i>U. epops</i>	Πεδινό	102	0	0	0,013	0,126
	Ημιορεινό	113	0,018	0,187	0,124	0,416
	Ορεινό	100	0,12	0,856	0,319	0,554

Σύνολο	315	0,044	0,496	0,149	0,423
--------	-----	-------	-------	-------	-------

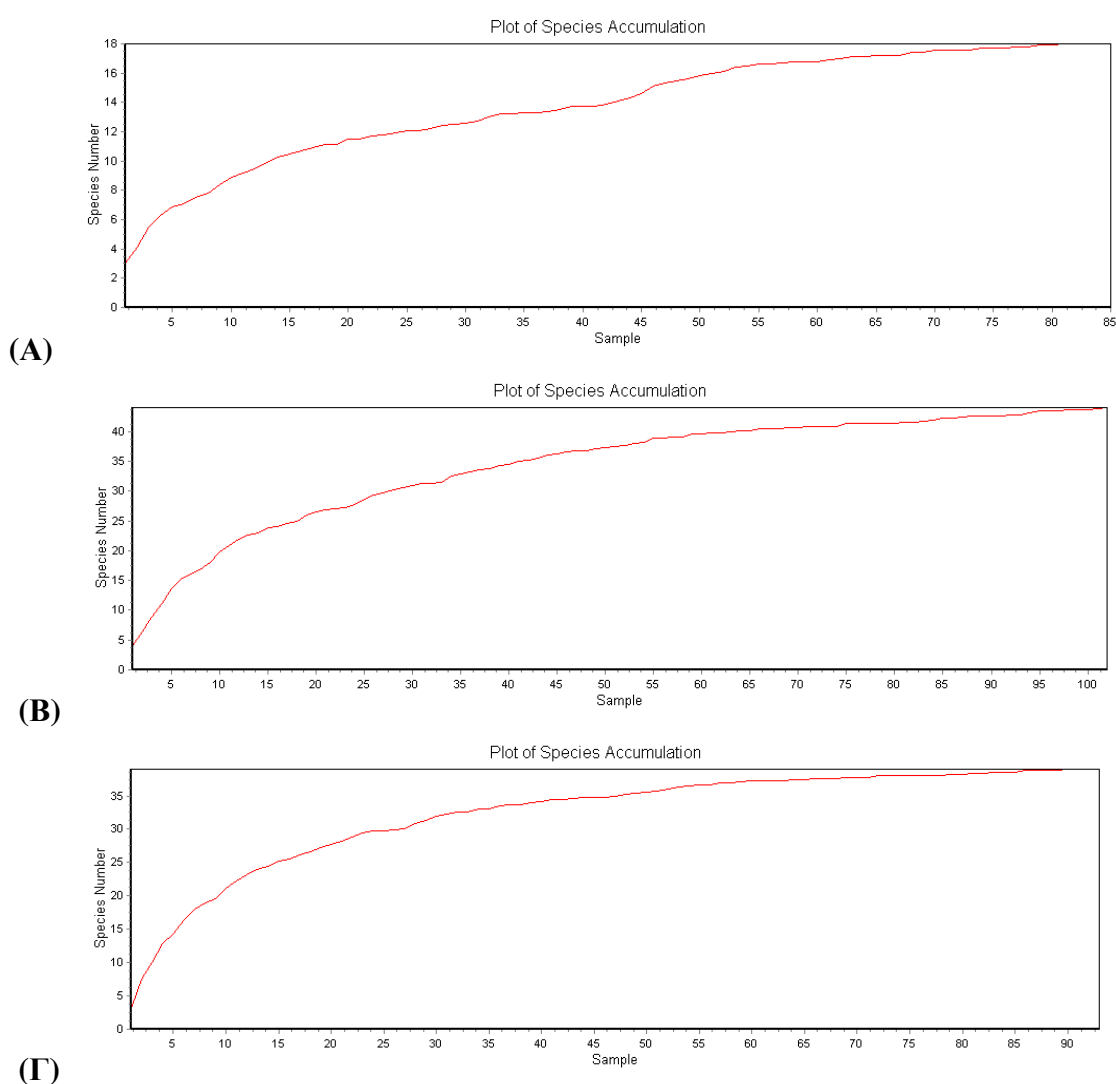
Όσον αφορά στην ποικιλότητα της ορνιθοπανίδας, υπολογίστηκε με βάση τους δείκτες Shannon-Weiner και Margalef και φαίνεται στο γράφημα 5.2.2.γ για το σύνολο της περιοχής έρευνας. Από το ιστόγραμμα με την κατανομή των τιμών των δεικτών ποικιλότητας, που υπολογίστηκαν για κάθε σημείο καταγραφής, φαίνεται ότι αυτοί δεν προσεγγίζουν μια κανονική κατανομή.



Γράφημα 5.2.2.γ. Κατανομή των τιμών του δείκτη ποικιλότητας Shannon-Weiner και Margalef της ορνιθοπανίδας για την περιοχή έρευνας.

5.2.3 Διαφοροποίηση ποικιλότητας ορνιθοπανίδας ανά τοπίο

Με τις καμπύλες συσσώρευσης των ειδών (species accumulation curves) προσεγγίζεται ο συνολικός πλούτος των ειδών στη συνάθροιση και, επιπλέον, ο σωρευτικός αυτός αριθμός των ειδών (cumulative number of species) καταγράφεται ως λειτουργία της δειγματοληπτικής προσπάθειας (Colwell and Coddington 1994), που δείχνει το ρυθμό καταγραφής νέων ειδών. Όπως φαίνεται στο γράφημα 5.2.3.α, ο πραγματικός πλούτος των ειδών πουλιών ήταν 17 για το πεδινό τοπίο και 35-40 για τις άλλες δύο περιοχές με βάση τα δεδομένα αφθονίας που συλλέχθηκαν κατά την αναπαραγωγική περίοδο των ετών 2008 και 2010. Επιπρόσθετα φαίνεται ότι ο αριθμός των δειγματοληπτικών επιφανειών που λήφθηκαν ήταν μεγαλύτερος από τον ενδεικνύμενο αριθμό δειγμάτων για κάθε τοπίο.



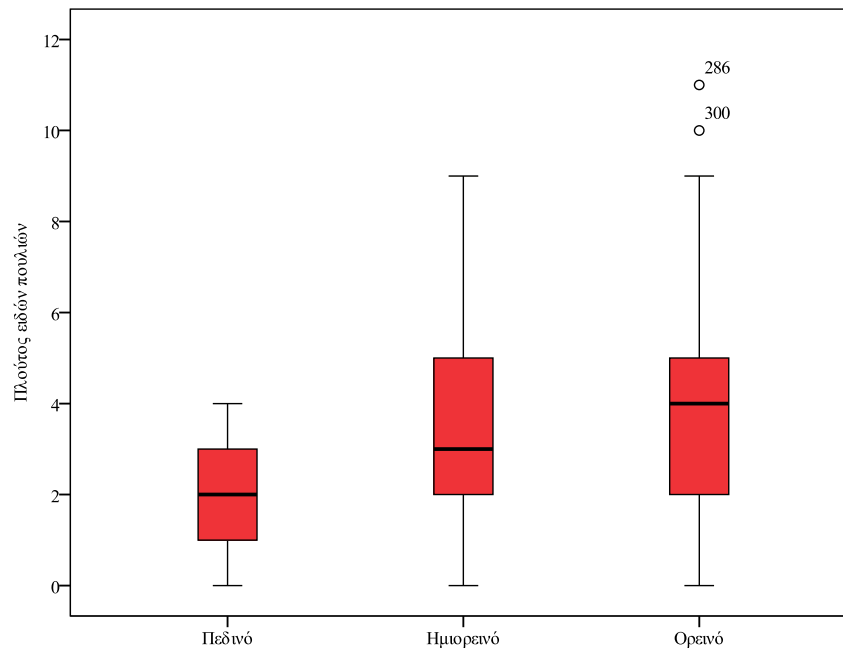
Γράφημα 5.2.3.α. Καμπύλες συσσώρευσης των ειδών πουλιών στο πεδινό (A), ημιορεινό (B) και ορεινό (Γ) τοπίο.

Με βάση την περιγραφική στατιστική, τα μέτρα κεντρικής τάσης, διασποράς και κατανομής του πλούτου, αφθονίας και πυκνότητας των πουλιών για τα τρία τοπία της περιοχής έρευνας παρουσιάζονται στον πίνακα 5.2.3.α. Η κατανομή των τιμών πλούτου ειδών πουλιών είχε οριακά αρνητική συμμετρία, ενώ η κατανομή των τιμών αφθονίας ήταν πιο ομοιόμορφη. Είναι χαρακτηριστικό ότι μόνο η κατανομή τιμών της πυκνότητας πουλιών ήταν λεπτόκυρτη (κύρτωση > 3) στο ημιορεινό και ορεινό τοπίο.

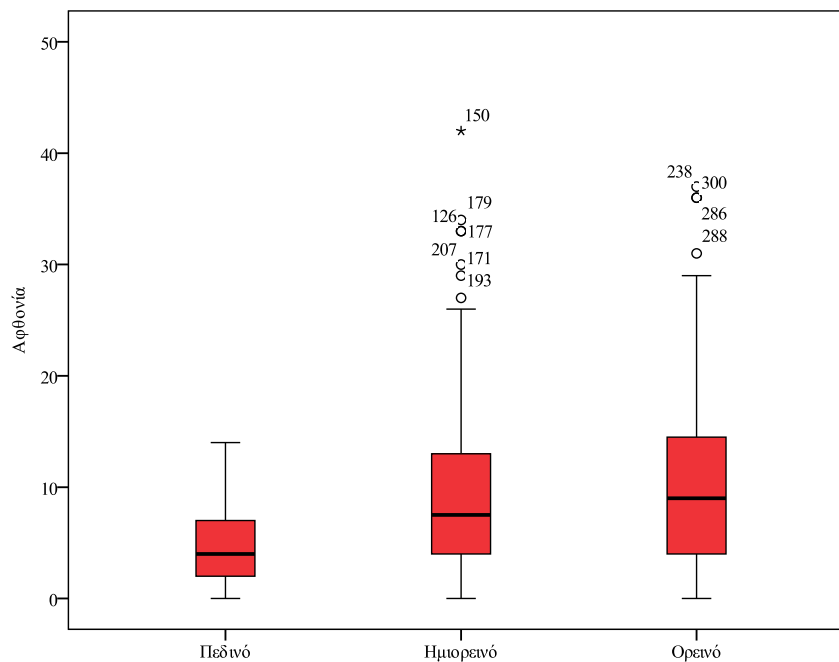
Πίνακας 5.2.3.α. Περιγραφική στατιστική για τον πλούτο, την αφθονία και πυκνότητα των ειδών πουλιών.

Τοπίο	Δείγμα	Περιγραφική Στατιστική								
		Μέτρα τάσης			Μέτρα διασποράς			Μέτρα κατανομής		
	N	Μέση τιμή	Διάμεσος	Min	Max	SE	Var	SD	Ασυμμετρία	Κύρτωση
<i>Πλούτος ειδών πουλιών</i>										
Πεδινό	102	2,04	2	0	4	0,13	1,76	1,32	-0,02	-1,09
Ημιορεινό	113	3,29	3	0	9	0,19	4,30	2,07	0,42	0,12
Ορεινό	100	3,73	4	0	11	0,23	5,27	2,29	0,63	0,43
<i>Αφθονία ειδών πουλιών</i>										
Πεδινό	102	4,92	4	0	14	0,37	13,93	3,73	0,48	-0,63
Ημιορεινό	113	9,49	7,5	0	42	0,79	71,47	8,45	1,44	2,16
Ορεινό	100	10,40	9	0	37	0,85	73,35	8,56	1,17	1,17
<i>Πυκνότητα αναπαραγόμενων πουλιών</i>										
Πεδινό	102	3,86	3,82	0	11,46	0,27	0,003	2,76	0,49	-0,83
Ημιορεινό	113	6,58	6,36	0	22,93	0,45	0,01	4,79	1,03	1,42
Ορεινό	100	7,03	6,37	0	21,66	0,49	24,80	4,97	0,99	0,96

Από τη μορφή των θηκογραμμάτων προκύπτει ότι οι διάμεσοι του πλούτου ειδών πουλιών διαφοροποιούνταν μεταξύ τους. Σύμφωνα με το γράφημα 5.2.3.β, ο χαμηλότερος πλούτος σημειώθηκε στο πεδινό τοπίο, ενώ οι τιμές για τα άλλα δυο τοπία ήταν υψηλότερες. Παράλληλα το γράφημα δίνει και μια εικόνα σχετικά με το πόσο λιγότερα ή περισσότερα είδη μπορούν να εντοπιστούν στην κάθε περιοχή. Συγκεκριμένα, στο πεδινό τοπίο αναμένεται να εντοπιστούν τα λιγότερα είδη. Ομοίως, η αφθονία των πουλιών ήταν χαμηλότερη στο πεδινό τοπίο και υψηλότερη στο ορεινό τοπίο με μεγαλύτερο εύρος διακύμανσης (Γράφημα 5.2.3.γ). Παρόλο που τα περισσότερα άτομα καταγράφηκαν στο ημιορεινό τοπίο (42) (Πίνακας 5.2.3.α), η τιμή αυτή ήταν ακραία (extreme point) σύμφωνα με το γράφημα 5.2.3.γ.

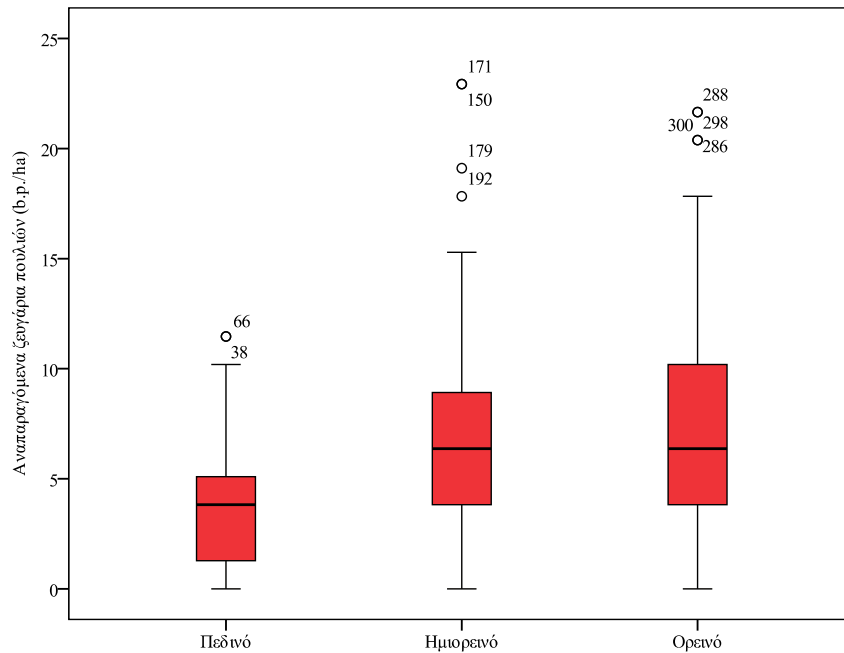


Γράφημα 5.2.3.β. Θηκογράμματα κατανομής του πλούτου ειδών πουλιών στα τρία τοπία της περιοχής έρευνας κατά την αναπαραγωγική περίοδο. Οι ακραίες τιμές περιγράφονται με «ο».



Γράφημα 5.2.3.γ. Θηκογράμματα κατανομής της αφθονίας πουλιών στα τρία τοπία της περιοχής έρευνας κατά την αναπαραγωγική περίοδο. Οι ακραίες τιμές περιγράφονται με «ο», ενώ με «*» περιγράφονται οι εξαιρετικά ακραίες τιμές.

Η πυκνότητα αναπαραγόμενων ζευγαριών των πουλιών ήταν υψηλότερη στο ορεινό τοπίο και χαμηλότερη στο πεδινό (Γράφημα 5.2.3.δ). Αν και στο ημιορεινό τοπίο καταγράφηκε η μέγιστη τιμή αναπαραγόμενων ζευγαριών (22,93 b.p./ha), η τιμή αυτή ήταν ακραία (extreme point) σύμφωνα με το γράφημα 5.2.3.δ.



Γράφημα 5.2.3.δ. Θηκογράμματα κατανομής της πυκνότητας (b.p./ha) αναπαραγόμενων πουλιών στα τρία τοπία της περιοχής έρευνας κατά την αναπαραγωγική περίοδο. Οι ακραίες τιμές περιγράφονται με «ο», ενώ με «*» περιγράφονται οι εξαιρετικά ακραίες τιμές.

Όπως προαναφέρθηκε, η κατανομή της ορνιθοπανίδας στην περιοχή έρευνας ακολουθούσε το κανονικό λογαριθμικό μοντέλο αφθονίας (Log Normal model) (Γράφημα 5.2.3.α). Για το λόγο αυτό υπολογίστηκε η ποικιλότητα ορνιθοπανίδας στα τρία τοπία με τη χρήση των κατάλληλων δεικτών Shannon-Weiner (H') και Margalef (D_{Mg}), η ομοιομορφία κατανομής των ειδών με τον δείκτη Pielou (J) και Simpson (E), καθώς και οι δείκτες κυριαρχίας Berger-Parker (BPI) και Simpson (D) (Πίνακας 5.2.3.β). Στατιστικές συγκρίσεις μεταξύ των δεικτών για το πεδινό, ημιορεινό και ορεινό τοπίο έγιναν με το τεστ τυχαιοποίησης του Solow (1993) με 10.000 τυχαίες επαναλήψεις. Σύμφωνα με τον δείκτη Margalef (D_{Mg}), το ημιορεινό τοπίο ήταν πιο ποικίλο σε σύγκριση με τα άλλα δυο τοπία, ενώ το πεδινό τοπίο παρουσίασε τη μικρότερη ομοιομορφία κατανομής σύμφωνα με τον δείκτη Pielou (J). Τόσο το ημιορεινό όσο και το ορεινό τοπίο φιλοξένησαν κυρίαρχα είδη σύμφωνα με τον δείκτη Simpson (E), καθώς ο δείκτης Berger-Parker (BPI) έδειξε χαμηλή διακρίνουσα ικανότητα.

Πίνακας 5.2.3.β. Δείκτες ποικιλότητας, ισομέρειας και κυριαρχίας των ειδών πουλιών στα τρία τοπία της περιοχής έρευνας. Η σημαντικότητα στις τιμές των δεικτών υποδεικνύεται με τα γράμματα “a”, “b” και “c”. Οι τιμές που ακολουθούνται από το ίδιο γράμμα δεν διαφέρουν σημαντικά για το επίπεδο σημαντικότητας $p = 0,05$.

Δείκτες	Τοπίο		
	Πεδινό	Ημιορεινό	Ορεινό
<i>Δείκτες ποικιλότητας</i>			
Shannon-Weiner (H')	1,98b	2,99a	2,93a
Margalef (D_{Mg})	2,58c	6,15a	5,47b
<i>Δείκτες ισομέρειας</i>			
Pielou (J)	0,50b	0,76a	0,74a
Simpson (E)	0,31a	0,27a	0,31a
<i>Δείκτες κυριαρχίας</i>			
Berger-Parker (BPI)	0,34a	0,22b	0,21b
Simpson (D)	5,33b	12,06a	11,98a

5.2.4 Επίδραση της δομής του τοπίου στην ορνιθοπανίδα

Συντελεστής συσχέτισης Spearman

Ο μη παραμετρικός συντελεστής συσχέτισης Spearman (r_s) έδειξε ότι 385 από τις 484 συνολικές συσχετίσεις ήταν σημαντικές ($p < 0,01$) μεταξύ των 22 μετρικών σε επίπεδο τοπίου (σε έκταση ίση με την επιφάνεια καταγραφής της ορνιθοπανίδας) (Παράρτημα V). Μόνο οι μετρικές SHAPE_AM, FRAC_AM, IJI και AI δεν συσχετίζονται ισχυρά ($r_s < |9|$) με καμία από τις υπόλοιπες μετρικές.

Ο πίνακας συσχέτισης δείχνει διαφορές και μεταξύ μετρικών που ανήκουν στην ίδια κατηγορία, όπως για παράδειγμα των δεικτών CONTAGION και IJI που ανήκουν στις μετρικές συνάθροισης και διασποράς. Παρόλο που και οι δύο μετρικές αναφέρονται στο τρόπο διασποράς των χωρονηφίδων, δεν συσχετίζονται μεταξύ τους. Ο δείκτης συνάθροισης (CONTAGION), αντίθετα με το δείκτη διασποράς και γειννίασης (IJI), συσχετίζεται πολύ ισχυρά ($|0,8| < r_s < |1|$) με τους δείκτες ποικιλότητας (SHDI, SIDI) και ισοκατανομής (SHEI, SIEI), και γι' αυτό δεν πρέπει να χρησιμοποιηθούν ταυτόχρονα. Ο δείκτης διαίρεσης του τοπίου (DIVISION) και ο δείκτης διάτμησης (SPLIT) συσχετίζονται πολύ ισχυρά σχεδόν με όλες τις μετρικές φανερώνοντας μια δυσλειτουργία στη χρήση τους. Σε ό,τι αφορά τους δείκτες σχήματος των χωρονηφίδων, ο δείκτης σχήματος (SHAPE_AM) συσχετίζεται ασθενώς ($|3| < r_s < |5|$) με τους υπόλοιπους δείκτες, ενώ ο δείκτης κλασματικής διάστασης (FRAC_AM) συσχετίζεται μέτρια ($|5| < r_s < |7|$) με τους περισσότερους δείκτες. Όλες οι υπόλοιπες μετρικές συσχετίζονται πολύ

ισχυρά ($<r_s < |9|$) μεταξύ τους. Από τις 22 αρχικές μετρικές, χρησιμοποιήθηκαν για περαιτέρω αναλύσεις επίδρασης της δομής του τοπίου στην ορνιθοπανίδα οι παρακάτω μετρικές: SHAPE_AM, FRAC_AM, IJI, AREA_CV, GYRATE_CV και AI. Στην ανάλυση των κύριων συνιστωσών συμπεριλήφθηκαν μόνο οι μετρικές FRAC_AM και IJI, που συσχετίζονται λιγότερο με όλες τις υπόλοιπες μετρικές, αντιπροσωπευτικές του σχήματος, της συνάθροισης και διασποράς των χωροψηφίδων.

Ανάλυση Κύριων Συνιστωσών

Σύμφωνα με τον πίνακα συσχετίσεων των μεταβλητών (Πίνακας 5.2.4.α), οι συσχετίσεις μεταξύ των μεταβλητών είναι υψηλές, οπότε η εφαρμογή παραγοντικής ανάλυσης είναι κατάλληλη. Για τον έλεγχο καταλληλότητας εφαρμογής της παραγοντικής ανάλυσης εξετάστηκε το κριτήριο Kaiser–Meyer–Olkin (KMO) και ο έλεγχος σφαιρικότητας Barlett, όπως αναφέρθηκε στο υποκεφάλαιο 4.2.5. Η τιμή του κριτηρίου KMO είναι μεγαλύτερη του 0,55 και ο έλεγχος Barlett έδειξε πως ο πίνακας συσχετίσεων δεν είναι ταυτοτικός, δηλαδή δεν έχει όλα τα στοιχεία του ίσα με μηδέν και τα διαγώνια στοιχεία ίσα με τη μονάδα.

Πίνακας 5.2.4.α. Μήτρα συσχετίσεων μεταξύ των μεταβλητών.

	Πλούτος ειδών	Καμία διάβρωση	Μέτρια διάβρωση	Αλλούβια	Γνεύσιοι	Σκληροί ασβεστόλιθοι	Σχιστόλιθοι	Τριτογενείς αποθέσεις	Βαθύ έδαφος	Αβαθές έδαφος	N	NB	B	BN
Πλούτος ειδών	1,000	-0,259	0,287	-0,222	0,255	0,031	0,190	-0,136	-0,346	0,389	-0,056	0,121	0,007	0,205
Καμία διάβρωση	-0,259	1,000	-0,887	0,388	-0,206	-0,098	-0,255	0,048	0,332	-0,299	-0,069	0,076	-0,094	-0,277
Μέτρια διάβρωση	0,287	-0,887	1,000	-0,339	0,174	0,081	0,316	-0,063	-0,324	0,335	0,094	-0,079	0,018	0,298
Αλλούβια	-0,222	0,388	-0,339	1,000	-0,344	-0,151	-0,278	-0,448	0,532	-0,508	-0,203	-0,197	-0,228	-0,119
Γνεύσιοι	0,255	-0,206	0,174	-0,344	1,000	-0,099	-0,182	-0,305	-0,308	0,317	-0,099	-0,019	0,163	0,555
Σκληροί ασβεστόλιθοι	0,031	-0,098	0,081	-0,151	-0,099	1,000	-0,080	-0,134	-0,284	0,288	0,276	0,244	-0,066	-0,087
Σχιστόλιθοι	0,190	-0,255	0,316	-0,278	-0,182	-0,080	1,000	-0,246	-0,414	0,421	0,252	-0,008	-0,121	-0,161
Τριτογενείς αποθέσεις	-0,136	0,048	-0,063	-0,448	-0,305	-0,134	-0,246	1,000	0,183	-0,175	-0,004	0,155	0,224	-0,205
Βαθύ έδαφος	-0,346	0,332	-0,324	0,532	-0,308	-0,284	-0,414	0,183	1,000	-0,969	-0,074	-0,161	0,155	-0,264
Αβαθές έδαφος	0,389	-0,299	0,335	-0,508	0,317	0,288	0,421	-0,175	-0,969	1,000	0,078	0,166	-0,151	0,271
N	-0,056	-0,069	0,094	-0,203	-0,099	0,276	0,252	-0,004	-0,074	0,078	1,000	-0,086	-0,088	-0,117
NB	0,121	0,076	-0,079	-0,197	-0,019	0,244	-0,008	0,155	-0,161	0,166	-0,086	1,000	-0,097	-0,129
B	0,007	-0,094	0,018	-0,228	0,163	-0,066	-0,121	0,224	0,155	-0,151	-0,088	-0,097	1,000	-0,132
BN	0,205	-0,277	0,298	-0,119	0,555	-0,087	-0,161	-0,205	-0,264	0,271	-0,117	-0,129	-0,132	1,000
BE	-0,084	-0,112	0,122	-0,061	-0,040	-0,017	-0,032	0,130	0,061	-0,061	-0,023	-0,026	-0,026	-0,035
Επίπεδες εκθέσεις	-0,271	0,487	-0,446	0,916	-0,320	-0,141	-0,259	-0,400	0,495	-0,472	-0,189	-0,181	-0,212	-0,282
Υψόμετρο	0,348	-0,501	0,457	-0,586	0,594	-0,065	0,113	0,037	-0,455	0,456	-0,077	0,030	0,237	0,498
% ποωδών	-0,285	0,334	-0,274	0,387	-0,316	-0,116	-0,200	0,064	0,284	-0,279	0,169	-0,112	-0,219	-0,060

% μικρών θάμνων	0,021	-0,149	0,071	-0,042	-0,106	0,039	0,242	-0,123	-0,135	0,078	0,059	0,027	-0,098	-0,043
% υψηλών θάμνων	0,260	-0,147	0,157	-0,197	-0,018	0,397	0,159	-0,056	-0,300	0,315	-0,065	0,354	-0,108	-0,066
Μέσο ύψος θάμνων	0,137	-0,023	0,028	-0,092	-0,082	0,165	0,091	0,033	-0,125	0,137	-0,047	0,062	-0,109	-0,071
Αριθμός ειδών θάμνων	0,125	-0,137	0,124	-0,216	-0,023	0,183	0,245	-0,020	-0,233	0,232	0,028	0,153	-0,045	-0,050
% δένδρων	0,210	-0,273	0,230	-0,338	0,386	-0,056	0,089	-0,003	-0,143	0,152	-0,157	-0,050	0,340	0,117
Μέσο ύψος δένδρων	0,177	-0,110	0,079	-0,140	0,270	-0,014	-0,120	0,041	-0,014	0,025	-0,167	0,047	0,309	0,088
Αριθμός ειδών δένδρων	0,169	-0,186	0,167	-0,199	0,106	-0,049	0,068	0,104	-0,103	0,110	-0,149	0,085	0,161	0,050
% γυμνού εδάφους	-0,118	0,065	-0,083	0,053	-0,030	-0,072	0,008	-0,027	0,028	-0,053	0,008	-0,034	-0,101	-0,017
FRAC_AM	-0,077	-0,021	0,033	0,019	0,039	0,006	-0,088	0,046	0,048	-0,043	0,074	-0,066	0,087	0,027
III	-0,039	0,044	-0,037	0,094	-0,063	0,002	-0,118	0,076	0,077	-0,072	0,035	-0,035	-0,013	-0,039

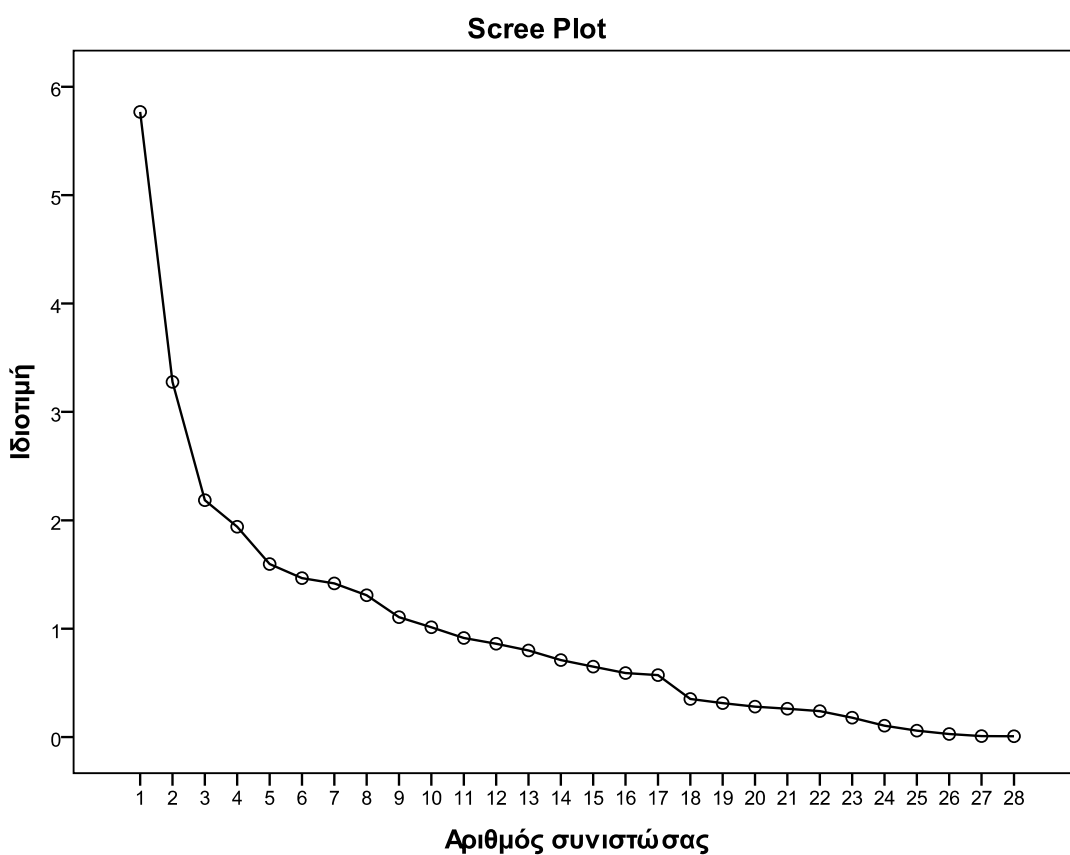
Οι εταιρικότητες αντιπροσωπεύουν το ποσοστό της διακύμανσης των αρχικών μεταβλητών που εξηγείται από τον παράγοντα. Η τιμή της εταιρικότητας για κάθε μεταβλητή πρέπει να είναι $> 0,50$ ή μεγαλύτερη. Στην στήλη «εξαγωγή» του πίνακα 5.2.4.β παρουσιάζεται το ποσοστό διακύμανσης για κάθε μεταβλητή που ερμηνεύεται από τις κύριες συνιστώσες.

Πίνακας 5.2.4.β. Ποσοστά διακύμανσης των περιβαλλοντικών μεταβλητών.

Εταιρικότητες (Communalities)	Εξαγωγή
Καμία διάβρωση	0,851
Μέτρια διάβρωση	0,847
Αλλούβια	0,935
Γνεύσιοι	0,796
Σκληροί ασβεστόλιθοι	0,866
Σχιστόλιθοι	0,855
Τριτογενείς αποθέσεις	0,874
Βαθύ έδαφος	0,863
Αβαθές έδαφος	0,874
Νότιες εκθέσεις	0,680
Νότιες και βόρειες εκθέσεις	0,653
Βόρειες εκθέσεις	0,644
Βόρειες και νότιες εκθέσεις	0,752
Βόρειες και επίπεδες εκθέσεις	0,540
Επίπεδες εκθέσεις	0,915
Υψόμετρο	0,797
% κάλυψη ποωδών	0,923
% κάλυψη μικρών θάμνων	0,525
% κάλυψη υψηλών θάμνων	0,815
Μέσο ύψος θάμνων	0,785
Αριθμός ειδών θάμνων	0,772
% κάλυψη δένδρων	0,840
Μέσο ύψος δένδρων	0,740
Αριθμός ειδών δένδρων	0,702
% κάλυψη γυμνού εδάφους	0,465
Πλούτος ειδών πουλιών	0,407
Δείκτης σταθμισμένου μέσου κλασματικής διάστασης επιφάνειας χωροσηφίδας (FRAC_AM)	0,657
Δείκτης διασποράς και γειννίας (JJI)	0,706

Για την επιλογή του αριθμού των κύριων συνιστωσών που πρέπει να περιληφθούν στο μοντέλο, εξετάστηκε και το διάγραμμα «Scree Plot». Το διάγραμμα αυτό επιβεβαιώνει

στην ουσία την επιλογή ενός μοντέλου δέκα συνιστώσων, όπου σύμφωνα με τον «εμπειρικό» κανόνα του Kaiser (1958) επιλέγουμε όσες ιδιοτιμές είναι μεγαλύτερες της μονάδας. Στον άξονα x τοποθετούνται οι αρχικές συνιστώσες (το σύνολο των μεταβλητών) και στον άξονα y οι ιδιοτιμές κάθε συνιστώσας. Όσο οι διαφορές ανάμεσα στις αρχικές ιδιοτιμές είναι υψηλές παρατηρείται μια απότομη καμπή, η οποία τείνει να γίνεται λιγότερο απότομη όσο οι τιμές των ιδιοτιμών δεν έχουν μεγάλη διαφορά μεταξύ τους. Στη συγκεκριμένη περίπτωση, μετά τη δέκατη συνιστώσα, οι διαφορές των ιδιοτιμών τους τείνουν να γίνονται μικρές και συνεπώς η κλίση ελάχιστη (Γράφημα 5.2.4.α).



Γράφημα 5.2.4.α. Scree plot για τις περιβαλλοντικές μεταβλητές.

Ο πίνακας 5.2.4.γ. περιλαμβάνει τις αρχικές μεταβλητές για κάθε συνιστώσα. Η συνολική διακύμανση που ερμηνεύεται από κάθε συνιστώσα βρίσκεται στη δεύτερη στήλη. Η αμέσως επόμενη περιλαμβάνει το ποσοστό της συνολικής διακύμανσης αποδοτέο σε κάθε συνιστώσα και η δίπλα της το ποσοστό της διακύμανσης αποδοτέο σε αυτή τη συνιστώσα αθροιστικά με τις προηγούμενες. Η ιδιοτιμή (eigenvalue) μιας συνιστώσας είναι το μέγεθος της διακύμανσης όλων των μεταβλητών που ερμηνεύεται από τη συνιστώσα αυτή. Αν προστεθεί το μέγεθος της διακύμανσης για όλες τις δυνατές

συνιστώσες (εδώ οι 28 μεταβλητές) τότε το σύνολο είναι 1 δηλαδή οι 28 συνιστώσες ερμηνεύουν, όπως είναι λογικό, το 100% της διακύμανσης. Συγκεκριμένα, η πρώτη συνιστώσα εξηγεί το 20,602% της συνολικής διακύμανσης των αρχικών μεταβλητών, η δεύτερη το 32,304%, η τρίτη το 40,107%, η τέταρτη το 47,037% και η δέκατη το 75,272%. Έτσι, η PCA δίνει δέκα συνιστώσες. Με την ορθογώνια περιστροφή των αξόνων τα ποσοστά αυτά αλλάζουν λίγο, με την πρώτη συνιστώσα να ερμηνεύει το 10,878% της συνολικής διακύμανσης των αρχικών μεταβλητών και τη δέκατη το 75,272%.

Πίνακας 5.2.4.γ. Ερμηνεία της συνολικής διακύμανσης.

Συνιστώσα	Εξαγωγή Αθροισμάτων των Τετραγωνισμένων Φορτίων			Περιστροφή Αθροισμάτων των Τετραγωνισμένων Φορτίων		
	Συνολικό	Διακύμανση (%)	Αθροιστικό (%)	Συνολικό	Παραλλακτικότητα (%)	Αθροιστικό (%)
1	5,769	20,602	20,602	3,046	10,878	10,878
2	3,276	11,701	32,304	2,922	10,436	21,314
3	2,185	7,803	40,107	2,500	8,928	30,242
4	1,940	6,930	47,037	2,419	8,638	38,881
5	1,596	5,701	52,737	2,362	8,435	47,315
6	1,466	5,234	57,972	2,269	8,104	55,420
7	1,417	5,062	63,033	1,496	5,344	60,764
8	1,309	4,673	67,707	1,446	5,165	65,929
9	1,105	3,948	71,655	1,386	4,949	70,877
10	1,013	3,618	75,272	1,231	4,395	75,272

Οι συντελεστές των μεταβλητών φαίνονται στη μήτρα συνιστωσών (Πίνακας 5.2.4.δ). Σύμφωνα με αυτή, οι αρχικές μεταβλητές γράφονται ως γραμμικός συνδυασμός των νέων παραγόντων ως εξής: πλούτος ειδών = 0,507 (Σ1) + 0,054 (Σ2) + 0,060 (Σ3) + 0,273 (Σ4) - 0,064 (Σ5) + 0,030 (Σ6) + 0,025 (Σ7) - 0,195 (Σ8) + 0,153 (Σ9) - 0,033 (Σ10). Όπως φαίνεται από τον πίνακα, οι υψηλοί συντελεστές των μεταβλητών, κυρίως στις δύο πρώτες κύριες συνιστώσες, δεν βοηθούν στην ταυτοποίηση των παραγόντων, με συνέπεια να είναι απαραίτητη η ορθογωνική περιστροφή των παραγόντων. Με τη χρήση του ορθογώνιου πίνακα περιστροφής Varimax προέκυψαν τα νέα φορτία των μεταβλητών, που δίνονται στον πίνακα 5.2.4.ε.

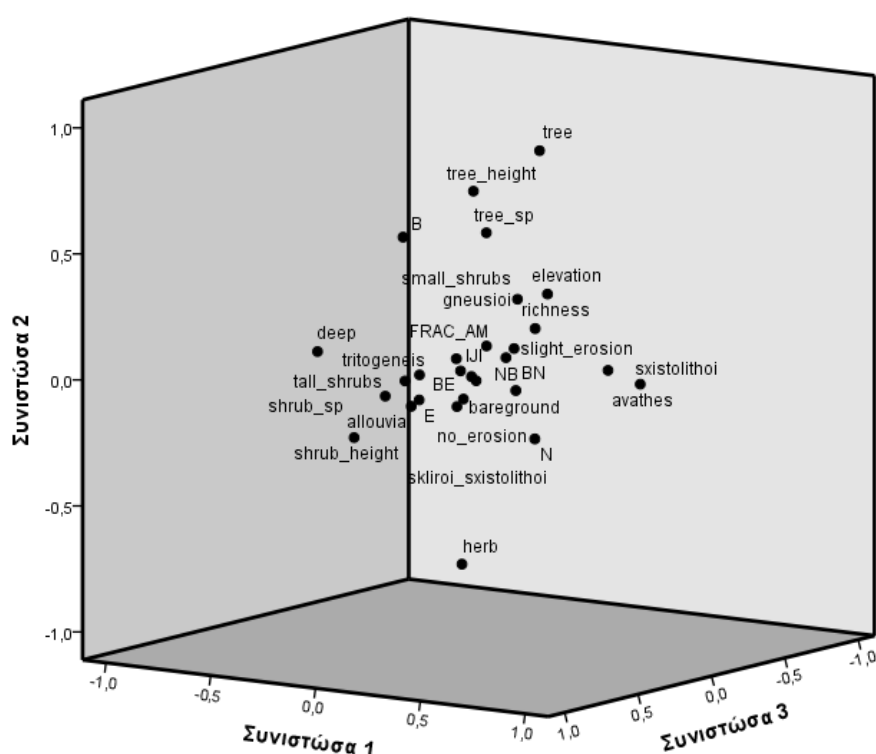
Πίνακας 5.2.4.δ. Μήτρα συνιστωσών με τους συντελεστές των μεταβλητών.

	Συνιστώσα									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Πλούτος ειδών	0,507	0,054	-0,060	0,273	-0,064	0,030	0,025	-0,195	0,153	-0,033
Καμία διάβρωση	-0,657	0,039	0,189	0,180	-0,395	0,117	-0,335	0,137	0,220	-0,024
Μέτρια διάβρωση	0,629	-0,005	-0,246	-0,184	0,381	-0,080	0,361	-0,212	-0,166	0,047
Αλλούβια	-0,765	-0,002	-0,215	0,469	0,177	0,043	0,149	-0,124	-0,098	0,059
Γνεύσιοι	0,513	-0,374	-0,287	0,295	-0,335	-0,139	0,042	0,235	-0,036	-0,184
Σκληροί ασβεστόλιθοι	0,189	0,403	0,122	-0,021	-0,221	0,430	0,085	-0,005	-0,624	-0,151
Σχιστόλιθοι	0,366	0,371	-0,164	-0,126	0,496	0,194	-0,318	-0,186	0,344	0,046
Τριτογενείς αποθέσεις	-0,008	-0,147	0,572	-0,626	-0,189	-0,217	0,030	0,055	0,165	0,138
Βαθύ έδαφος	-0,722	-0,319	0,271	-0,021	0,225	-0,228	0,170	0,033	-0,142	-0,112
Αβαθές έδαφος	0,721	0,312	-0,265	0,040	-0,248	0,248	-0,155	-0,064	0,157	0,098
Νότιες εκθέσεις	0,029	0,241	-0,178	-0,515	0,111	0,413	-0,023	0,072	-0,073	-0,360
Νότιες και βόρειες εκθέσεις	0,161	0,256	0,369	0,037	-0,417	0,099	-0,198	-0,090	-0,206	0,388
Βόρειες εκθέσεις	0,155	-0,453	0,403	-0,114	0,121	-0,063	-0,041	0,177	-0,080	-0,426
Βόρειες και νότιες εκθέσεις	0,382	-0,238	-0,200	0,185	-0,309	-0,252	0,290	0,089	0,043	-0,020
Βόρειες και επίπεδες εκθέσεις	0,009	-0,071	0,002	-0,299	0,033	-0,290	0,183	-0,317	-0,273	0,390
Επίπεδες εκθέσεις	-0,799	0,027	-0,137	0,455	0,147	0,109	0,042	-0,089	-0,069	0,055
Υψόμετρο	0,776	-0,310	-0,157	-0,077	-0,113	-0,195	0,044	0,114	-0,003	0,049
% ποωδών	-0,640	0,131	-0,284	-0,332	-0,311	-0,009	0,244	-0,292	0,216	-0,129
% μικρών θάμνων	0,147	0,401	-0,001	0,101	0,418	-0,145	-0,094	0,319	-0,083	0,138
% υψηλών θάμνων	0,359	0,653	0,339	0,278	-0,068	-0,098	0,147	0,011	-0,177	-0,010
Μέσο ύψος θάμνων	0,128	0,611	0,319	0,191	-0,041	-0,252	0,331	0,038	0,201	-0,202
Αριθμός ειδών θάμνων	0,310	0,604	0,333	0,178	0,100	-0,151	0,251	0,141	0,179	-0,145
% δένδρων	0,518	-0,585	0,171	0,186	0,234	0,163	-0,236	0,119	-0,108	0,050
Μέσο ύψος δένδρων	0,316	-0,522	0,404	0,322	0,013	0,204	0,077	-0,223	0,037	-0,039
Αριθμός ειδών δένδρων	0,353	-0,303	0,427	0,229	0,106	0,119	0,057	-0,420	0,212	0,036
% γυμνού εδάφους	-0,104	0,137	-0,101	0,027	0,125	-0,285	-0,276	0,451	-0,019	0,219
FRAC_AM	-0,028	-0,223	-0,002	-0,093	0,051	0,466	0,409	0,410	0,082	0,187
ΠΙ	-0,098	-0,084	0,127	-0,005	0,017	0,401	0,505	0,315	0,240	0,316

Πίνακας 5.2.4.ε. Νέα μήτρα συνιστωσών με τους συντελεστές των μεταβλητών μετά την ορθογώνια περιστροφή των αξόνων. Αναφέρονται οι σημαντικές μεταβλητές στο σχηματισμό του παράγοντα, δηλαδή όσες έχουν συντελεστές περισσότερο από 0,5.

	Συνιστώσα									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Πλούτος ειδών										
Καμία διάβρωση										
Μέτρια διάβρωση						0,200				
Αλλούβια				-0,814						
Γνεύσιои					0,825					
Σκληροί ασβεστόλιθοι								0,898		
Σχιστόλιθοι	0,673									
Τριτογενείς αποθέσεις				0,808						
Βαθύ έδαφος	-0,849									
Αβαθές έδαφος	0,857									
Νότιες εκθέσεις										-0,534
Νότιες και βόρειες εκθέσεις										0,602
Βόρειες εκθέσεις										
Βόρειες και νότιες εκθέσεις					0,809					
Βόρειες και επίπεδες εκθέσεις										
Επίπεδες εκθέσεις				-0,771						
Υψόμετρο					0,568					
% ποωδών		-0,820								
% μικρών θάμνων								-0,581		
% υψηλών θάμνων			0,765							
Μέσο ύψος θάμνων			0,87							
Αριθμός ειδών θάμνων			0,848							
% δένδρων		0,834								
Μέσο ύψος δένδρων		0,696								
Αριθμός ειδών δένδρων		0,567						0,506		
% γυμνού εδάφους								-0,653		
FRAC_AM										0,78
										1
III										0,8
										28

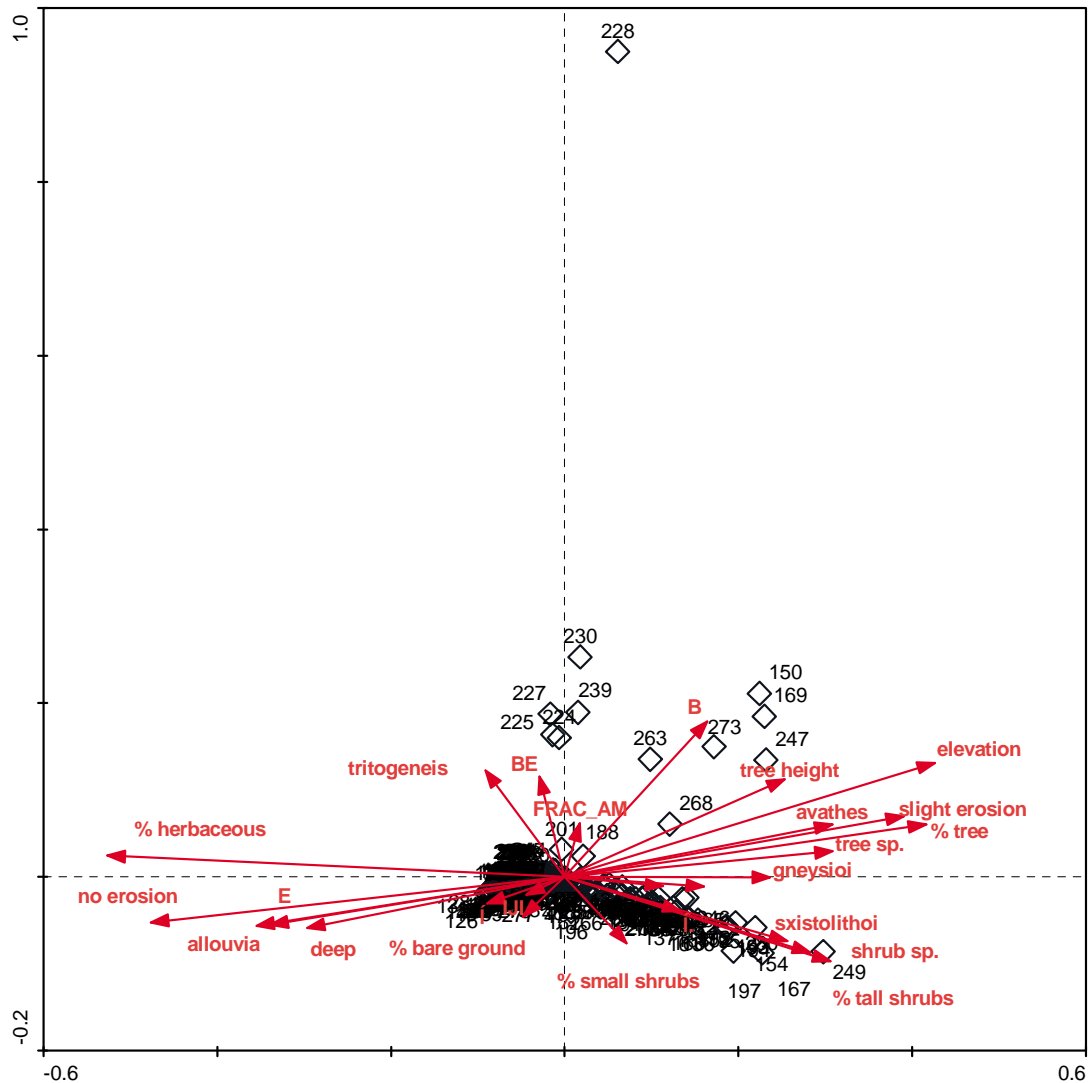
Στο τρισδιάστατο γράφημα 5.2.4.β απεικονίζονται οι συσχετίσεις μεταξύ των τριών κύριων συνιστωσών (Γράφημα 5.2.4.β). Η πρώτη κύρια συνιστώσα έχει υψηλές απόλυτες τιμές παραγοντικών φορτίων στις μεταβλητές: βαθιά εδάφη, αβαθή εδάφη και σχιστόλιθοι. Οι μεταβλητές δεν συσχετίζονται όλες θετικά μεταξύ τους. Άρα, οι μεταβλητές της πρώτης συνιστώσας αναφέρονται στον παράγοντα έδαφος. Η δεύτερη κύρια συνιστώσα χαρακτηρίζεται από τις υψηλές τιμές παραγοντικών φορτίων στις μεταβλητές που αναφέρονται στο ποσοστό (%) κάλυψης γης με δένδρα, ποσοστό (%) κάλυψης γης με ποώδη φυτά, στο μέσο ύψος των δένδρων και τον αριθμό ειδών δένδρων. Επίσης, όπου αυξάνεται το ποσοστό κάλυψης των δένδρων, μειώνεται το ποσοστό κάλυψης των ποωδών φυτών. Η τρίτη συνιστώσα χαρακτηρίζεται από υψηλές τιμές παραγοντικών φορτίων στις μεταβλητές: μέσο ύψος των θάμνων, αριθμός ειδών θάμνων και ποσοστό (%) κάλυψης υψηλών θάμνων. Όλες οι παραπάνω μεταβλητές συσχετίζονται θετικά μεταξύ τους. Συνεπώς, οι μεταβλητές της δεύτερης και τρίτης συνιστώσας ταυτοποιούνται στον παράγοντα φυτοκάλυψη.



Γράφημα 5.2.4.β. Τρισδιάστατο γράφημα των τριών κύριων συνιστωσών. Τα τοπογραφικά χαρακτηριστικά που απεικονίζονται είναι τα εξής: υψόμετρο=elevation, B=βόρειες εκθέσεις, E=επίπεδες εκθέσεις, BE=βόρειες και επίπεδες εκθέσεις, BN=βόρειες και νότιες εκθέσεις, NB=νότιες και βόρειες εκθέσεις, N=νότιες εκθέσεις, αλλούβια=allouvia, τριτογενείς αποθέσεις=tritogeneis, γνεύσιοι=gneysioi, σκληροί σχιστόλιθοι=skliroi_sxistolithoi, σχιστόλιθοι=sxistolithoi, αβαθές έδαφος=avathes, βαθύ έδαφος=deep,

μέτρια διάβρωση=slight_erosion και καμία διάβρωση=no_erosion. Τα φυσιογνωμικά χαρακτηριστικά του τοπίου που απεικονίζονται είναι τα εξής: % κάλυψη ποωδών φυτών=herb, % κάλυψη χαμηλών θάμνων=small_shrubs, % κάλυψη υψηλών θάμνων=tall_shrubs, % κάλυψη δένδρων=tree, % κάλυψη γυμνού εδάφους=bareground, αριθμός ειδών θάμνων= shrub_sp, αριθμός ειδών δένδρων=tree_sp και μέσο ύψος δένδρων=tree_height. Τέλος, απεικονίζεται ο πλούτος των ειδών πουλιών (richness) και οι χωρικές μετρικές: ο δείκτης σταθμισμένου μέσου κλασματικής διάστασης επιφάνειας χωροσηφίδας (FRAC_AM) και ο δείκτης διασποράς και γειννίαςης (IJI).

Τα σημεία δειγματοληψίας σε σχέση με τις περιβαλλοντικές μεταβλητές απεικονίζονται στο γράφημα 5.2.4.γ με τη χρήση του προγράμματος ταξιθέτησης CANOCO. Οι μεταβλητές παριστάνονται με βέλη τα οποία όταν είναι κάθετα μεταξύ τους σημαίνει ότι αυτές δεν συσχετίζονται καθόλου μεταξύ τους, ενώ όταν τα βέλη δείχνουν προς την ίδια (ή αντίθετη) κατεύθυνση, οι μεταβλητές συσχετίζονται ισχυρά θετικά (ή αρνητικά). Όπως προαναφέρθηκε, οι σημαντικότερες παράμετροι που καθόρισαν τη χωροδιάταξη των πουλιών στα τρία τοπία ήταν κάποια τοπογραφικά και φυσιογνωμικά χαρακτηριστικά των τριών τοπίων, ενώ λιγότερο σημαντικοί (μικρό μήκος βέλους) ήταν οι δυο δείκτες τοπίου FRAC_AM και IJI (Γράφημα 5.2.4.γ).

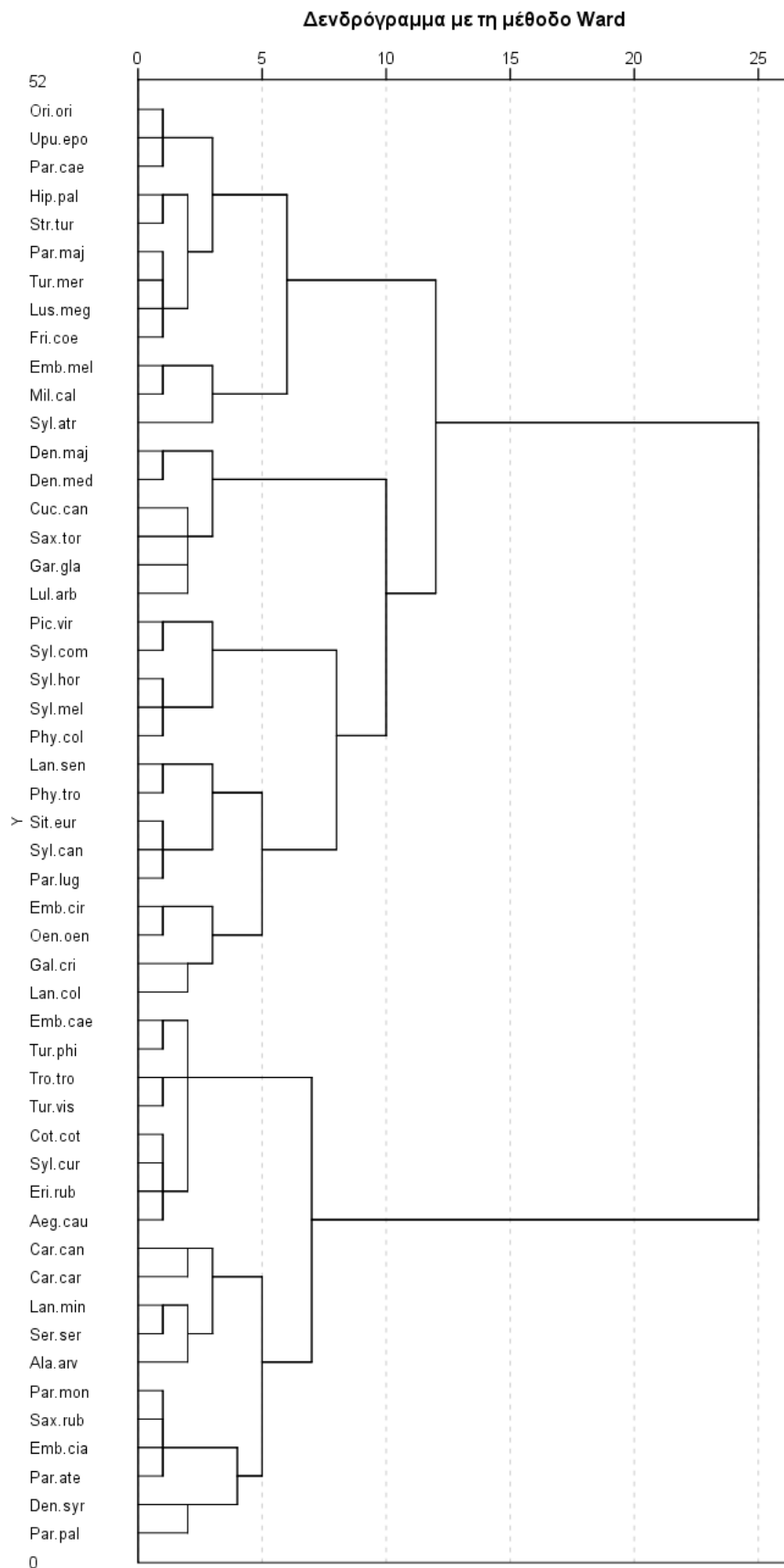


Γράφημα 5.2.4.γ. Διάγραμμα χωροδιάταξης των περιβαλλοντικών μεταβλητών στους δυο κύριους άξονες της ανάλυσης κύριων συνιστωσών. Τα τοπογραφικά χαρακτηριστικά που απεικονίζονται είναι τα εξής: υψόμετρο=elevation, B=βόρειες εκθέσεις, E=επίπεδες εκθέσεις, BE=βόρειες και επίπεδες εκθέσεις, αλλούβια=allouvia, τριτογενείς αποθέσεις=tritogeneis, γνεύσιοι=gneysioi, σχιστόλιθοι=sxistolithoi, αβαθές έδαφος=avathes, βαθύ εδάφος=deep, μέτρια διάβρωση=slight erosion και καμία διάβρωση=no erosion. Τα φυσιολογικά χαρακτηριστικά του τοπίου που απεικονίζονται είναι τα εξής: % κάλυψη ποωδών φυτών=% herbaceous, % κάλυψη χαμηλών θάμνων= % small shrubs, % κάλυψη υψηλών θάμνων=% tall shrubs, % κάλυψη δένδρων=% tree, % κάλυψη γυμνού εδάφους=% bare ground, αριθμός ειδών θάμνων= shrub sp., αριθμός ειδών δένδρων=tree sp. και μέσο ύψος δένδρων=tree height. Οι χωρικές μετρικές που απεικονίζονται είναι ο δείκτης σταθμισμένου μέσου κλασματικής διάστασης επιφάνειας χωροσηφίδας=FRAC_AM και ο δείκτης διασποράς και γειτνίασης=JJI.

5.2.5 Λειτουργικές ομάδες πουλιών

Οι πληροφορίες που αποτυπώνονται στο δενδρογράμμα, με τις κάθετες γραμμές να υποδηλώνουν συνδυασμούς ομάδων παρατηρήσεων ενώ το μήκος της κάθε γραμμής να δηλώνει την απόσταση κατά την οποία οι ομάδες συνδυάζονται, φαίνονται στο γράφημα 5.2.5. Στη συγκεκριμένη ανάλυση η τιμή 10 του δενδρογράμματος θεωρείται ως τιμή

καθοριστική για τον σχηματισμό ομάδων, καθώς μετά από αυτή την τιμή οι αποστάσεις-συντελεστές είναι μεγάλοι. Τα είδη της ορνιθοπανίδας διακρίνονται σε πέντε ξεχωριστές ομάδες. Η πρώτη περιλαμβάνει τα είδη που συναντώνται παντού, όπως ο σπίνος, ο τσιφτάς και ο τσαλαπετεινός. Η δεύτερη περιλαμβάνει κυρίως είδη δασόβια, όπως ο πευκοδρυοκολάπτης, ο μεσαίος δρυοκολάπτης και η δενδροσταρήθρα. Η τρίτη συγκεντρώνει είδη που προτιμούν θαμνότοπους με πυκνή κυρίως ξυλώδη κάλυψη αλλά και μεμονωμένα δένδρα, ενώ η τέταρτη ανοιχτούς θαμνότοπους. Τέλος, η πέμπτη ομάδα περιλαμβάνει είδη που προτιμούν αραιή δασοκάλυψη, όπως η ελατοπαπαδίτσα, βουνοπαπαδίτσα και ο καστανολαίμης.



Γράφημα 5.2.5. Ομαδοποίηση των ειδών πουλιών με βάση τον τύπο ενδιαίτηματος που καταγράφηκαν.

Από την ανάλυση της διωνυμικής λογιστικής παλινδρόμησης με βάση την παρουσία-απουσία των 51 ειδών πουλιών, που καταγράφηκαν κατά την αναπαραγωγική περίοδο των ετών 2008 και 2010, προέκυψε ότι η παρουσία επτά ειδών πουλιών συσχετίζεται σημαντικά με κάποιες από τις επιλεγμένες μετρικές (Πίνακας 5.2.5). Συγκεκριμένα, ο κούκος και ο κότσυφας συσχετίζονται με το δείκτη συντελεστή διακύμανσης επιφάνειας χωροψηφίδας AREA_CV, ο κατσουλιέρης με το δείκτη συντελεστή διακύμανσης ακτίνας περιστροφής της χωροψηφίδας GYRATE_CV, ο κοκκινολαίμης και το αηδόνη με τον δείκτη συσσωμάτωσης AI, ο συκοφάγος με το δείκτη διασποράς και γειτνίασης IJI, το σιρλοτσιγκλονο με το δείκτη σταθμισμένου μέσου κλασματικής διάστασης επιφάνειας χωροψηφίδας FRAC_AM, ενώ το αηδόνη συσχετίζεται και με τον δείκτη σταθμισμένου μέσου σχήματος χωροψηφίδας SHAPE_AM.

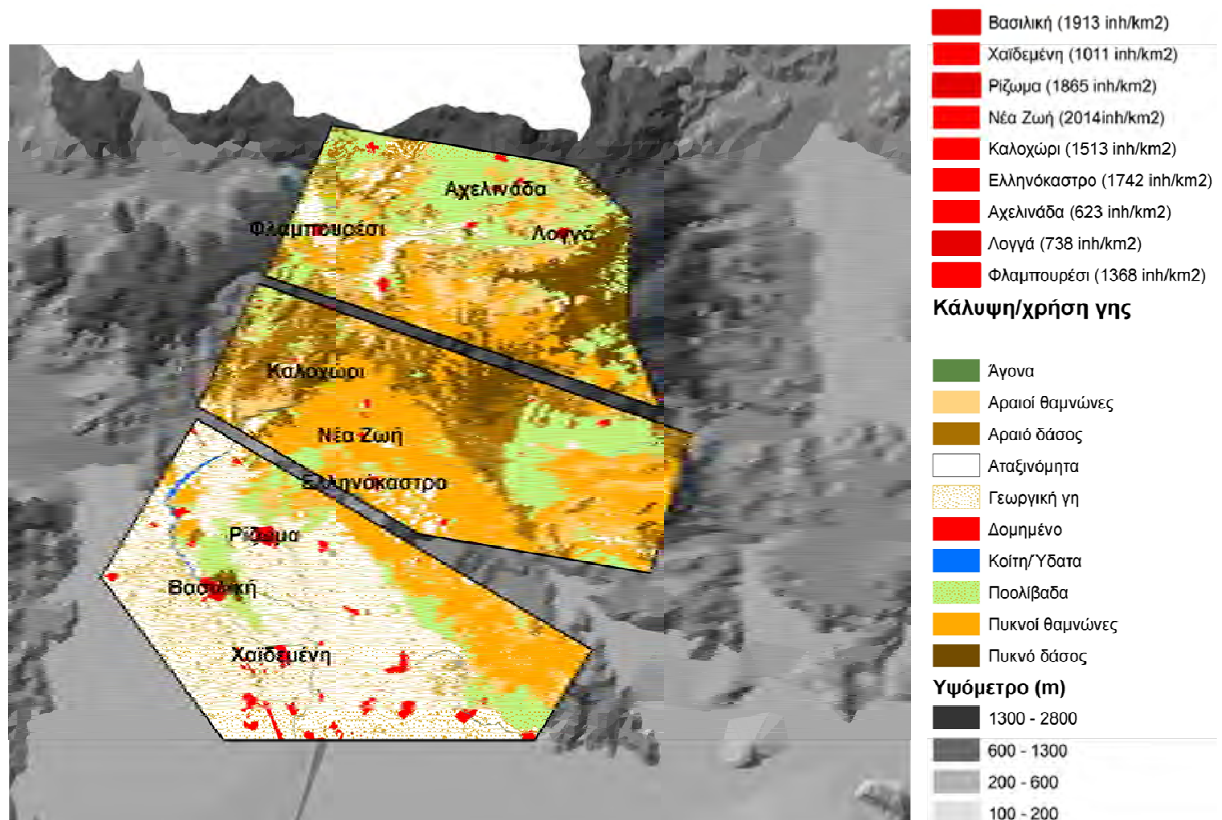
Πίνακας 5.2.5. Το επίπεδο σημαντικότητας p όπως προέκυψε από την ανάλυση της διωνυμικής λογιστικής παλινδρόμησης για τα 51 είδη πουλιών, που καταγράφηκαν την αναπαραγωγική περίοδο, σε σχέση με επιλεγμένες μετρικές τοπίου (SHAPE_AM, AREA_CV, GYRATE_CV, AI, IJI και FRAC_AM). Με έντονη γραφή σημειώνονται οι σημαντικές τιμές $p \leq 0,05$.

Είδος πουλιού	Μετρικές τοπίου					
	SHAPE_AM	AREA_CV	GYRATE_CV	AI	IJI	FRAC_AM
Aeg.cau	0,713	0,929	0,589	0,758	0,997	0,969
Ala.arv	0,827	0,069	0,763	0,331	0,859	0,916
Ant.pra	0,445	0,612	0,365	0,248	0,159	0,155
Cot.cot	0,999	0,996	0,997	0,997	1,000	0,984
Cuc.can	0,335	0,037	0,230	0,756	0,426	0,267
Den.maj	0,407	0,073	0,859	0,293	0,996	0,394
Den.med	0,975	0,630	0,480	0,903	0,767	0,881
Den.syr	0,689	0,550	0,541	0,802	0,997	0,843
Emb.cae	0,990	0,998	1,000	0,960	0,998	0,988
Emb.cia.	0,991	0,998	1,000	0,977	0,998	0,989
Emb.cir	0,055	0,898	0,915	0,746	0,463	0,059
Emb.mel	0,572	0,858	0,731	0,896	0,446	0,802
Eri.rub	0,284	0,528	0,842	0,041	0,833	0,160
Gal.cri	0,199	0,373	0,027	0,082	0,198	0,289
Fri.coe	0,462	0,669	0,138	0,139	0,354	0,609
Hip.pal	0,568	0,705	0,588	0,223	0,900	0,722
Lan.col	0,306	0,101	0,215	0,485	0,762	0,321
Lan.min	0,952	0,621	0,301	0,757	0,698	0,860
Lan.sen	0,991	0,707	0,542	0,478	0,195	0,636
Lul.arb	0,602	0,069	0,475	0,143	0,996	0,887
Lus.meg	0,019	0,931	0,413	0,043	0,123	0,116
Mer.api	0,102	0,541	0,411	0,221	0,325	0,625
Mil.cal	0,640	0,695	0,286	0,211	0,520	0,760

Mot.cin	0,502	0,697	0,287	0,691	0,523	0,442
Oen.oen	0,985	0,992	0,995	0,942	0,986	0,982
Ori.ori	0,798	0,857	0,721	0,547	0,058	0,928
Par.ate	0,582	0,256	0,314	0,325	0,808	0,980
Par.cae	0,257	0,607	0,464	0,944	0,969	0,267
Par.lug	0,821	0,384	0,434	0,172	0,319	0,486
Par.maj	0,129	0,615	0,853	0,660	0,392	0,140
Par.mon	0,584	0,248	0,319	0,377	0,557	0,760
Par.pal	0,876	0,074	0,966	0,603	0,996	0,965
Phy.col	0,356	0,557	0,889	0,667	0,775	0,504
Phy.tro	0,652	0,569	0,281	0,255	0,296	0,882
Pic.vir	0,747	0,810	0,848	0,548	0,997	0,998
Sax.tor	0,519	0,902	0,788	0,683	0,831	0,537
Ser.ser	1,000	1,000	0,996	1,000	1,000	1,000
Sit.eur	0,280	0,763	0,845	0,754	0,471	0,408
Str.tur	0,395	0,544	0,358	0,828	0,997	0,943
Stu.vul	0,425	0,302	0,112	0,101	0,203	0,205
Syl.atr	0,601	0,639	0,294	0,848	0,997	0,953
Syl.can	0,862	0,901	0,848	0,186	0,660	0,371
Syl.com	0,987	0,997	0,999	0,906	0,997	0,985
Syl.cur	0,989	0,997	0,999	0,967	0,998	0,988
Syl.hor	0,520	0,406	0,537	0,289	0,997	0,943
Syl.mel	0,990	0,998	1,000	0,960	0,998	0,988
Tur.vis	0,991	0,998	1,000	0,977	0,998	0,989
Tur.mer	0,418	0,030	0,876	0,933	0,148	0,722
Tur.phi	0,699	0,415	0,482	0,533	0,679	0,844
Upu.epo	0,383	0,680	0,972	0,457	0,520	0,792

5.3 Επίδραση της ανθρώπινης δραστηριότητας στον πλούτο της ορνιθοπανίδας

Τα τρία τοπία της περιοχής έρευνας παρουσιάζουν διαφορετικό αγροτικό χαρακτήρα εξαιτίας της διαφορετικής σύνθεσης και διάρθρωσης των τύπων κάλυψης/χρήσεων γης. Η σύνθεση και κατανομή της ορνιθοπανίδας στα 9 επιλεγμένα χωριά με διαφορετική πληθυσμιακή πυκνότητα (Εικόνα 5.3) ήταν διαφορετική και στις δυο περιόδους δειγματοληψίας.



Χάρτης 5.3. Τα εννέα επιλεγμένα χωριά με την αντίστοιχη πληθυσμιακή τους πυκνότητα (κατ./km²) στα τρία τοπία της περιοχής έρευνας.

5.3.1 Σύνθεση της ορνιθοπανίδας

Σε 288 σημειακές καταμετρήσεις καταγράφηκαν 55 είδη πουλιών κατά την αναπαραγωγική περίοδο και 51 είδη το φθινόπωρο του έτους 2009 (Πίνακας 5.3.1). Δέκα είδη αρπακτικών πουλιών (*Accipiter brevipes*, *Accipiter gentilis*, *Accipiter nisus*, *Buteo buteo*, *Buteo rufinus*, *Circaetus gallicus*, *Falco tinnunculus*, *Hieraaetus pennatus*, *Milvus migrans*, *Pernis arivorus*) εξαιρέθηκαν από τις στατιστικές αναλύσεις. Επιπλέον, από το σύνολο των ειδών, 21 είδη ανήκουν στα Παραρτήματα της Οδηγίας για τα πουλιά (2009/147/EK), και ειδικότερα 5 από αυτά (*D. medius*, *D. syriacus*, *L. collurio*, *L. minor*, *L. arborea*) στο Παράρτημα I.

Τα είδη που καταγράφηκαν ανήκουν σε 8 τάξεις και 27 οικογένειες, με το σπίνο να παρουσιάζει τη μεγαλύτερη συχνότητα εμφάνισης στην περιοχή έρευνας (113 παρατηρήσεις), ακολουθούμενο από τον τσιφτά (54 παρατηρήσεις) (Πίνακας 5.3.1). Από τον πίνακα 5.3.1 προκύπτει ότι από τις 27 οικογένειες ειδών πουλιών που καταγράφηκαν στην περιοχή έρευνας, 12 οικογένειες παρουσίασαν περισσότερα από δυο είδη.

Πίνακας 5.3.1. Κατάλογος, φαινολογία και συχνότητα εμφάνισης (%) των ειδών πουλιών που καταγράφηκαν την άνοιξη και το φθινόπωρο του έτους 2009 στην περιοχή έρευνας. Η φαινολογία των ειδών διακρίνεται στις εξής κατηγορίες: K: αναπαραγόμενο επιδημητικό είδος, μόνιμος κάτοικος, M: περαστικό κατά τη μετανάστευση, X: χειμερινός επισκέπτης, A: αναπαραγόμενο είδος που εγκαταλείπει την περιοχή το χειμώνα, καλοκαιρινός επισκέπτης.

Τάξη	Οικογένεια	Επιστημονικό όνομα	Φαινολογία	Αναπαραγωγική περίοδος	Φθινόπωρο
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Caprimulgus europaeus</i>	A/M	0,68	
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba oenas</i>	A/X		0,34
		<i>Columba palumbus</i>	K		1,03
		<i>Streptopelia decaocto</i>	K	4,11	2,05
		<i>Streptopelia turtur</i>	A/M	8,56	0,34
Coraciiformes	Meropidae	<i>Merops apiaster</i>	A/M	6,85	
	Upupidae	<i>Upupa epops</i>	A	9,25	
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Cuculus canorus</i>	M	4,79	
	Hirundinidae	<i>Delichon urbica</i>	M	1,36	
Galliformes	Phasianidae	<i>Coturnix coturnix</i>	A/M	1,02	
Passeriformes	Aegithalidae	<i>Aegithalos caudatus</i>	K	1,71	2,05
	Alaudidae	<i>Alauda arvensis</i>	K	0,68	4,11
<i>Galerida cristata</i>		K	13,35	13,01	
<i>Lullula arborea</i>		K	2,05		
Corvidae		<i>Corvus corax</i>	K		5,14
		<i>Corvus corone cornix</i>	K	8,9	9,25
		<i>Corvus frugilegus</i>	K		0,34
		<i>Corvus monedula</i>	K	0,34	1,03
		<i>Garrulus glandarius</i>	K	3,77	8,22
Emberizidae		<i>Pica pica</i>	K	12,33	17,46
		<i>Emberiza cia</i>	K	0,34	0,34
	<i>Emberiza cirrus</i>	K	10,62	5,14	
	<i>Emberiza melanocephala</i>	A/M	10,95		
	<i>Miliaria calandra</i>	K	18,83	3,42	
Fringillidae	<i>Carduelis carduelis</i>	K	2,05	12,33	
	<i>Carduelis chloris</i>	K	0,34	3,77	
	<i>Carduelis spinus</i>	K		3,08	
	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	K		0,34	
	<i>Fringilla coelebs</i>	K	38,36	60,27	
	<i>Fringilla montifringilla</i>	X		3,08	
Hirundinidae	<i>Serinus serinus</i>	K		0,34	
	<i>Hirundo rustica</i>	A/M	4,79		
	Laniidae	<i>Lanius collurio</i>	A/M	5,14	
		<i>Lanius minor</i>	A/M	2,74	
<i>Lanius senator</i>		M	2,39		
Motacillidae	<i>Anthus pratensis</i>	X		0,34	
	<i>Motacilla cinerea</i>	K	1,03	0,68	
Muscicapidae	<i>Oenanthe hispanica</i>	A/M	0,68		
	<i>Oenanthe oenanthe</i>	A/M	0,68		
	<i>Phoenicurus ochruros</i>	K		8,22	
	<i>Saxicola rubetra</i>	A/M	3,08		
	<i>Saxicola torquata</i>	K	0,68	3,42	
Oriolidae		<i>Oriolus oriolus</i>	A/M	5,14	
Paridae	<i>Parus ater</i>	K		0,68	
	<i>Parus caeruleus</i>	K	8,21	6,85	
	<i>Parus lugubris</i>	K	2,05	1,03	

		<i>Parus major</i>	K	14,72	26,37
		<i>Parus montanus</i>	K		3,42
		<i>Parus palustris</i>	K	1,71	1,37
	Ploceidae	<i>Passer domesticus</i>	K	18,49	11,3
		<i>Passer hispaniolensis</i>	A/M	0,68	
		<i>Passer montanus</i>	K	0,34	0,68
	Regulidae	<i>Regulus ignicapilla</i>	K		0,34
		<i>Regulus regulus</i>	K		0,34
	Sittidae	<i>Sitta europaea</i>	K	8,22	5,48
	Sturnidae	<i>Sturnus vulgaris</i>	K	1,71	1,03
	Sylviidae	<i>Hippolais pallida</i>	A/M	10,96	
		<i>Phylloscopus collybita</i>	K	0,68	2,74
		<i>Sylvia atricapilla</i>	K	0,34	1,37
		<i>Sylvia cantillans</i>	A/M	14,72	
		<i>Sylvia communis</i>	A/M	5,14	
		<i>Sylvia hortensis</i>	A/M	2,39	
		<i>Sylvia melanocephala</i>	K	0,34	
	Troglodytidae	<i>Troglodytes troglodytes</i>	K		9,25
	Turdidae	<i>Erithacus rubecula</i>	K	1,37	48,97
		<i>Luscinia megarhynchos</i>	A/M	21,23	
		<i>Turdus iliacus</i>	K		0,34
		<i>Turdus merula</i>	K	11,98	35,27
		<i>Turdus philomelos</i>	K		5,48
		<i>Turdus viscivorus</i>	K		0,34
Piciformes	Picidae	<i>Dendrocopos major</i>	K		5,14
		<i>Dendrocopos medius</i>	K	0,68	0,34
		<i>Dendrocopos syriacus</i>	K	3,77	0,68
Strigiformes	Strigidae	<i>Athene noctua</i>	K	1,03	1,03

5.3.2 α-ποικιλότητα ορνιθοπανίδας ανά τύπο τοπίου

Οι μέσοι όροι του πλούτου ειδών πουλιών και οι τυπικές αποκλίσεις υπολογίστηκαν για τον συνολικό αριθμό των πουλιών, αλλά και για κάθε ομάδα πουλιών για την αναπαραγωγική περίοδο και την περίοδο του φθινοπώρου. Κατά τη διάρκεια της αναπαραγωγικής περιόδου, ο μέσος πλούτος των ειδών πουλιών των διαφορετικών ομάδων διέφερε σημαντικά μεταξύ των επιλεγμένων χωριών με διαφορετική πληθυσμιακή πυκνότητα (πλούτος στο σύνολο των πουλιών, $F = 5,200$, $p < 0,0001$, πουλιά μόνιμοι κάτοικοι, $F = 6,968$, $p < 0,0001$, μεταναστευτικά πουλιά, $F = 11,103$, $p < 0,0001$, είδη των οικογενειών Alaudidae: $F = 5,436$, $p < 0,0001$, Corvidae: $F = 3,438$, $p < 0,001$, Emberizidae: $F = 4,267$, $p < 0,0001$, Fringillidae: $F = 5,335$, $p < 0,0001$, Laniidae: $F = 3,761$, $p < 0,0001$, Muscicapidae: $F = 3,676$, $p < 0,0001$, Paridae: $F = 11,385$, $p < 0,0001$, Picidae: $F = 4,980$, $p < 0,0001$, Ploceidae: $F = 4,055$, $p < 0,0001$, Sylviidae: $F = 13,861$, $p < 0,0001$, Turdidae, $F = 6,059$, $p < 0,0001$). Όσον αφορά στην αναπαραγωγική περίοδο, ο μέσος όρος του πλούτου ειδών πουλιών των μόνιμων κατοίκων ήταν στατιστικά σημαντικός μόνο στο ορεινό χωριό Λογγά. Στο πεδινό τοπίο μερικές ομάδες πουλιών

(μεταναστευτικά, είδη των οικογενειών Emberizidae, Laniidae και Sylviidae) έδειξαν σημαντικά διαφορετικό μέσο πλούτο ειδών (Πίνακας 5.3.2.α). Συγκεκριμένα, ο πλούτος των μεταναστευτικών πουλιών ήταν υψηλότερος στη Χαιδεμένη, ενώ ο πλούτος των οικογενειών Emberizidae και Sylviidae ήταν υψηλότερος στο Ρίζωμα σε σύγκριση με τα υπόλοιπα χωριά. Στο ημιορεινό τοπίο, μόνο τα είδη της οικογένειας Sylviidae σημείωσαν υψηλό πλούτο, κυρίως στα χωριά Νέα Ζωή και Ελληνόκαστρο. Τέλος, ο μέσος πλούτος του συνόλου των πουλιών, των μόνιμων κατοίκων και των ειδών Fringillidae ήταν υψηλότερος στο χωριό Λογγά του ορεινού τοπίου. Αντίθετα, κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου, μόνο για τα είδη των οικογενειών Paridae ($F = 3,126, p < 0,002$), Picidae ($F = 3,097, p < 0,002$) και Turdidae ($F = 3,534, p < 0,001$) καταγράφηκαν σημαντικές διαφορές στον πλούτο των πουλιών μεταξύ των διαφορετικών χωριών (Πίνακας 5.3.2.β).

Πίνακας 5.3.2.α. Μέσοι όροι του πλούτου ειδών και τυπικές αποκλίσεις (\pm SD) υπολογίστηκαν για κάθε τύπο τοπίου και για τα 9 επιλεγμένα χωριά για την αναπαραγωγική περίοδο. Τα είδη των πουλιών αναλύθηκαν στατιστικά συνολικά και ξεχωριστά με ομάδες που καθορίστηκαν με βάση τη μεταναστευτική τους συμπεριφορά και την οικογένεια που ανήκουν. Χρησιμοποιήθηκε το *post hoc* Tukey test για να διαφανούν οι στατιστικώς σημαντικές διαφορές μεταξύ των τριών τοπίων και οι οποίες υποδεικνύονται με τα γράμματα “a”, “b” και “c”. Τιμές που ακολουθούνται από το ίδιο γράμμα δεν διαφέρουν σημαντικά για το επίπεδο σημαντικότητας $p = 0,05$. Παρουσιάζονται οι οικογένειες για τις οποίες καταγράφηκαν στην περιοχή έρευνας τουλάχιστον 2 είδη.

Χωριό (κατ./km ²)	Πλούτος ορνιθοπανίδας													
	Σύνολο	Μόνιμοι κάτοικοι	Μετανα- στευτικά	Alaudidae	Corvidae	Emberizidae	Fringillidae	Laniidae	Muscicapidae	Paridae	Picidae	Ploceidae	Sylviidae	Turdidae
Πεδινό														
Χαιδεμένη (1011)	3.30±1.84 ^b	1.83±1.05 ^{bc}	5.63±5.57 ^a	0.23±0.43 ^{ab}	0.36±0.49 ^{ab}	0.26±0.58 ^{bc}	0.43±0.50 ^{ab}	0.00±0.00	0.53±0.51 ^a	0.06±0.25 ^c	0.00±0.00	0.46±0.57 ^a	0.16±0.38 ^c	0.00±0.00
Ρίζωμα (1865)	3.43±1.80 ^{ab}	2.05±1.23 ^{bc}	2.97±2.63 ^b	0.46±0.50 ^a	0.54±0.69 ^a	0.76±0.76 ^a	0.19±0.39 ^b	0.03±0.16 ^b	0.21±0.42 ^{ab}	0.05±0.23 ^c	0.00±0.00	0.24±0.43 ^{abc}	0.54±0.56 ^{ab}	0.00±0.00
Βασιλική (1913)	3.24±1.91 ^b	1.82±1.40 ^{bc}	3.69±3.76 ^{ab}	0.21±0.41 ^{ab}	0.30±0.53 ^{ab}	0.51±0.75 ^{ab}	0.27±0.57 ^b	0.12±0.33 ^{ab}	0.39±0.61 ^{ab}	0.06±0.24 ^c	0.00±0.00	0.39±0.49 ^{ab}	0.27±0.45 ^{bc}	0.00±0.00
Ημιορεινό														
Καλοχώρι (1513)	2.57±1.25 ^b	2.10±1.18 ^{bc}	0.93±0.94 ^c	0.13±0.34 ^b	0.20±0.41 ^{ab}	0.36±0.49 ^{abc}	0.46±0.51 ^{ab}	0.00±0.00	0.10±0.30 ^b	0.26±0.52 ^{bc}	0.00±0.00	0.10±0.30 ^{bc}	0.30±0.46 ^{bc}	0.20±0.41 ^{ab}
Νέα Ζωή (2014)	2.56±1.29 ^b	1.72±1.46 ^c	1.34±1.09 ^c	0.06±0.25 ^b	0.22±0.42 ^{ab}	0.41±0.56 ^{abc}	0.25±0.44 ^b	0.09±0.29 ^{ab}	0.09±0.29 ^b	0.09±0.29 ^c	0.03±0.18 ^b	0.12±0.33 ^{bc}	0.62±0.61 ^{ab}	0.25±0.44 ^{ab}
Ελληνόκαστρο (1742)	2.54±1.36 ^b	1.40±1.29 ^c	1.43±0.81 ^c	0.08±0.28 ^b	0.17±0.45 ^b	0.51±0.56 ^{ab}	0.28±0.46 ^b	0.00±0.00	0.11±0.32 ^b	0.05±0.23 ^c	0.00±0.00	0.11±0.32 ^{bc}	0.88±0.58 ^a	0.00±0.00
Ορεινό														
Αχελινάδα (623)	3.25±1.91 ^b	2.50±1.54 ^{ab}	1.55±1.50 ^c	0.05±0.22 ^b	0.20±0.41 ^{ab}	0.00±0.00	0.55±0.51 ^{ab}	0.15±0.36 ^{ab}	0.40±0.50 ^{ab}	0.60±0.53 ^{ab}	0.10±0.31 ^{ab}	0.05±0.22 ^c	0.05±0.22 ^c	0.15±0.36 ^{ab}
Λογγά (738)	4.64±2.08 ^a	3.50±1.73 ^a	2.19±2.21 ^c	0.00±0.00	0.25±0.44 ^{ab}	0.16±0.38 ^{bc}	0.80±0.46 ^a	0.30±0.62 ^a	0.36±0.59 ^{ab}	0.75±0.60 ^a	0.22±0.42 ^a	0.14±0.35 ^{bc}	0.03±0.16 ^c	0.38±0.59 ^a
Φλαμπουρέσι (1368)	3.03±1.53 ^b	2.28±1.17 ^b	0.95±0.99 ^c	0.154±0.36 ^b	0.02±0.16 ^b	0.46±0.60 ^{ab}	0.46±0.50 ^{ab}	0.20±0.41 ^{ab}	0.23±0.43 ^{ab}	0.51±0.79 ^{ab}	0.05±0.22 ^b	0.10±0.38 ^{bc}	0.13±0.34 ^c	0.20±0.41 ^{ab}

Πίνακας 5.3.2.β. Μέσοι όροι του πλούτου ειδών και τυπικές αποκλίσεις (\pm SD) υπολογίστηκαν για κάθε τύπο τοπίου και για τα 9 επιλεγμένα χωριά για το φθινόπωρο. Τα είδη των πουλιών αναλύθηκαν στατιστικά συνολικά και ξεχωριστά με ομάδες που καθορίστηκαν με βάση τη μεταναστευτική τους συμπεριφορά και την οικογένεια που ανήκουν. Χρησιμοποιήθηκε το *post hoc* Tukey test για να διαφανούν οι στατιστικώς σημαντικές διαφορές μεταξύ των τριών τοπίων και οι οποίες υποδεικνύονται με τα γράμματα “a”, “b” και “c”. Τιμές που ακολουθούνται από το ίδιο γράμμα δεν διαφέρουν σημαντικά για το επίπεδο σημαντικότητας $p = 0,05$. Παρουσιάζονται οι οικογένειες για τις οποίες καταγράφηκαν στην περιοχή έρευνας τουλάχιστον 2 είδη.

Χωριό (κατ./km ²)	Πλούτος ορνιθοπανίδας													
	Σύνολο	Μόνιμοι κάτοικοι	Μετανα- στευτικά	Alaudidae	Corvidae	Emberizidae	Fringillidae	Laniidae	Muscicapidae	Paridae	Picidae	Ploceidae	Sylviidae	Turdidae
Πεδινό														
Χαιδεμένη (1011)	4,13±1,69	4,06±1,59	0,16±0,46		0,64±0,61	0,10±0,30	0,93±0,58			0,46±0,73a	0,03±0,18b			0,80±0,55ab
Ρίζωμα (1865)	3,46±1,54	3,40±1,49	0,05±0,23		0,35±0,67	0,05±0,23	0,92±0,55			0,51±0,51a	0,03±0,16b			0,97±0,76ab
Βασιλική (1913)	3,70±2,75	3,39±2,36	0,30±0,58		0,39±0,66	0,09±0,29	1,12±1,27			0,24±0,50b	0,00±0,00			0,66±0,65b
Ημιορεινό														
Καλοχώρι (1513)	3,47±2,63	3,40±2,58	0,06±0,25		0,46±0,63	0,13±0,34	0,73±0,52			0,33±0,61a	0,10±0,30ab			1,33±0,96a
Νέα Ζωή (2014)	2,69±2,17	2,62±2,06	0,62±0,24		0,22±0,49	0,94±0,29	0,53±0,57			0,19±0,47b	0,00±0,00			1,12±0,97ab
Ελληνόκαστρο (1742)	3,43±2,95	3,26±2,73	0,17±0,38		0,57±0,77	0,86±0,37	0,60±0,69			0,34±0,59a	0,03±0,17b			1,17±0,89ab
Ορεινό														
Αχελινάδα (623)	3,20±1,79	3,05±1,57	0,20±0,41		0,35±0,59	0,15±0,36	0,70±0,57			0,55±0,60a	0,10±0,31ab			0,90±0,79ab
Λογγά (738)	3,67±4,46	3,47±4,26	0,19±0,40		0,41±0,55	0,00±0,00	0,88±2,17			0,72±0,56a	0,22±0,42a			0,61±0,69b
Φλαμπουρέσι (1368)	2,82±3,61	2,77±3,48	0,05±0,22		0,33±0,58	0,13±0,34	0,92±2,12			0,25±0,55b	0,05±0,22ab			0,64±0,78b

Η α -ποικιλότητα των ειδών πουλιών, όπως υπολογίστηκε με τους δείκτες ποικιλότητας (H' and D_{Mg}) διέφερε σημαντικά μεταξύ των τριών τοπίων με βάση το Solow test (Πίνακας 5.3.2.γ). Το ημιορεινό και ορεινό τοπίο ήταν περισσότερο ποικίλα από το πεδινό, αφού υψηλότερες τιμές των δεικτών Shannon - Weiner (H') και Margalef (D_{Mg}) καταγράφηκαν στο ορεινό τοπίο. Η χαμηλότερη τιμή του δείκτη Shannon σημειώθηκε στο χωριό Ρίζωμα, όπως συνέβη και με τη χαμηλότερη τιμή του δείκτη D_{Mg} . Οι τιμές και των δυο δεικτών έδειξαν την ίδια ακολουθία τιμών σε κάθε τοπίο χωριστά.

Πίνακας 5.3.2.γ. Οι δείκτες ποικιλότητας Shannon (H') και Margalef (D_{Mg}) υπολογίστηκαν για τα 3 τοπία και για κάθε επιλεγμένο χωριό. Χρησιμοποιήθηκε το *post hoc* Tukey test για να διαφανούν οι στατιστικές σημαντικές διαφορές μεταξύ των τριών τοπίων και οι οποίες υποδεικνύονται με τα γράμματα “a”, “b” και “c”. Τιμές που ακολουθούνται από το ίδιο γράμμα δεν διαφέρουν σημαντικά για το επίπεδο σημαντικότητας $p = 0,05$. Παρουσιάζονται οι οικογένειες για τις οποίες καταγράφηκαν στην περιοχή έρευνας τουλάχιστον 2 είδη.

Εποχή	Τύπος τοπίου	Χωριό (κατ./km ²)	H'	D_{Mg}
Αναπαραγωγική περίοδος	Πεδινό	Χαιδεμένη (1011)	2,66 ^b	4,57 ^a
		Ρίζωμα (1865)	2,30 ^c	3,28 ^b
		Βασιλική (1913)	2,88 ^b	4,93 ^a
	Ημιορεινό	Καλοχώρι (1513)	2,69 ^a	4,64 ^a
		Νέα Ζωή (2014)	2,75 ^a	4,99 ^a
		Ελληνόκαστρο (1742)	2,58 ^a	4,24 ^a
	Ορεινό	Αχελινάδα (623)	2,83 ^a	5,03 ^a
		Λογγά (738)	3,03 ^a	5,27 ^a
		Φλαμπουρέσι (1368)	2,96 ^a	5,87 ^a
Φθινόπωρο	Πεδινό	Χαιδεμένη (1011)	2,64 ^b	4,56 ^b
		Ρίζωμα (1865)	2,48 ^b	4,74 ^b
		Βασιλική (1913)	2,77 ^a	4,99 ^b
	Ημιορεινό	Καλοχώρι (1513)	2,43 ^b	3,87 ^b
		Νέα Ζωή (2014)	2,39 ^b	3,82 ^b
		Ελληνόκαστρο (1742)	2,58 ^b	4,59 ^b
	Ορεινό	Αχελινάδα (623)	2,62 ^b	4,12 ^b
		Λογγά (738)	2,78 ^a	4,30 ^b
		Φλαμπουρέσι (1368)	2,89 ^a	5,74 ^a

5.3.3 Αλληλεπιδράσεις δομής τοπίου και πλούτου ορνιθοπανίδας

Αναπαραγωγική περίοδος

Κατά τη διάρκεια της αναπαραγωγικής περιόδου, τα γραμμικά μοντέλα εξήγησαν το 10,4%, 13,9% και 16,8% της συνολικής παραλλακτικότητας του πλούτου των ειδών πουλιών στο πεδινό, ημιορεινό και ορεινό τοπίο, αντίστοιχα.

Πεδινό τοπίο. Από τον πίνακα συσχέτισης των ποσοτικών μεταβλητών (Πίνακας 5.3.3.α) προκύπτει πως μεταξύ του πλούτου ειδών πουλιών και της απόστασης από τα χωριά ($r = -0,317, p < 0,002$) υπήρξε μέτρια αρνητική συσχέτιση. Το ίδιο συνέβη και με την απόσταση από τα γεωργικά κτίρια υπήρξε επίσης χαμηλή αρνητική συσχέτιση ($r = -0,205, p < 0,045$).

Πίνακας 5.3.3.α. Συντελεστής συσχέτισης Pearson μεταξύ των ποσοτικών μεταβλητών κατά την αναπαραγωγική περίοδο στο πεδινό τοπίο.

		Altitude	Density	Village	Rural settlements	Other settlements	Herbaceous cover	Shrub cover	Tree cover	Shrub sp.	Tree sp.	Shrub height	Tree height	Bird richness
Altitude	Pearson Correlation	1	,532**	0,063	-,540**	0,084	-0,024	0,138	-0,111	,443**	-,203*	,276**	-0,17	-0,155
	Sig. (2-tailed)		0	0,543	0	0,413	0,816	0,18	0,282	0	0,048	0,006	0,098	0,133
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Density	Pearson Correlation	,532**	1	0,079	-,658**	-,491**	-0,014	0,009	0,005	0,117	0,013	0,008	0,096	0,064
	Sig. (2-tailed)	0		0,446	0	0	0,889	0,928	0,958	0,258	0,9	0,941	0,354	0,535
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Village	Pearson Correlation	0,063	0,079	1	0,072	,206*	0,016	-0,025	-0,061	-0,047	-0,15	-0,071	-0,079	-,317**
	Sig. (2-tailed)	0,543	0,446		0,487	0,045	0,878	0,812	0,558	0,65	0,144	0,491	0,444	0,002
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Rural settlements	Pearson Correlation	-,540**	-,658**	0,072	1	,427**	-0,19	,217*	0,134	-,215*	0,141	-0,075	0,082	-0,116
	Sig. (2-tailed)	0	0	0,487		0	0,064	0,034	0,194	0,035	0,17	0,466	0,426	0,262
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Other settlements	Pearson Correlation	0,084	-,491**	,206*	,427**	1	-0,102	0,056	0,056	0,081	-,257*	-0,017	-,205*	-,205*
	Sig. (2-tailed)	0,413	0	0,045	0		0,321	0,587	0,586	0,434	0,011	0,866	0,045	0,045
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Herbaceous cover	Pearson Correlation	-0,024	-0,014	0,016	-0,19	-0,102	1	-,403**	-,868**	-0,118	-,263**	-0,061	-,409**	0,115
	Sig. (2-tailed)	0,816	0,889	0,878	0,064	0,321		0	0	0,252	0,01	0,554	0	0,266
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96

	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Shrub cover	Pearson Correlation	0,138	0,009	-0,025	,217*	0,056	-,403**	1	-0,065	,450**	0,046	,469**	0,058	0,031
	Sig. (2-tailed)	0,18	0,928	0,812	0,034	0,587	0		0,531	0	0,658	0	0,577	0,762
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Tree cover	Pearson Correlation	-0,111	0,005	-0,061	0,134	0,056	-,868**	-0,065	1	-0,11	,277**	-0,141	,447**	-0,087
	Sig. (2-tailed)	0,282	0,958	0,558	0,194	0,586	0	0,531		0,286	0,006	0,171	0	0,397
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Shrub sp.	Pearson Correlation	,443**	0,117	-0,047	-,215*	0,081	-0,118	,450**	-0,11	1	-0,015	,783**	-0,073	-0,018
	Sig. (2-tailed)	0	0,258	0,65	0,035	0,434	0,252	0	0,286		0,885	0	0,481	0,858
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Tree sp.	Pearson Correlation	-,203*	0,013	-0,15	0,141	-,257*	-,263**	0,046	,277**	-0,015	1	0,01	,608**	,247*
	Sig. (2-tailed)	0,048	0,9	0,144	0,17	0,011	0,01	0,658	0,006	0,885		0,92	0	0,015
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Shrub height	Pearson Correlation	,276**	0,008	-0,071	-0,075	-0,017	-0,061	,469**	-0,141	,783**	0,01	1	-0,046	-0,016
	Sig. (2-tailed)	0,006	0,941	0,491	0,466	0,866	0,554	0	0,171	0	0,92		0,658	0,877
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Tree height	Pearson Correlation	-0,17	0,096	-0,079	0,082	-,205*	-,409**	0,058	,447**	-0,073	,608**	-0,046	1	0,184
	Sig. (2-tailed)	0,098	0,354	0,444	0,426	0,045	0	0,577	0	0,481	0	0,658		0,072
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Bird richness	Pearson Correlation	-0,155	0,064	-,317**	-0,116	-,205*	0,115	0,031	-0,087	-0,018	,247*	-0,016	0,184	1

Sig. (2-tailed)	0,133	0,535	0,002	0,262	0,045	0,266	0,762	0,397	0,858	0,015	0,877	0,072	
N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Το γραμμικό μοντέλο έδειξε ότι περιοχές με χαμηλό υψόμετρο ($t = -2,266, p < 0,026$), σε αποστάσεις κοντινές με κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις ($t = -2,526, p < 0,013$) και με υψηλό αριθμό ειδών δένδρων ($t = 2,367, p < 0,020$) επηρέασαν θετικά τον συνολικό πλούτο των πουλιών (Πίνακας 5.3.3.β). Εντούτοις, ο αριθμός των ειδών θάμνων και το ποσοστό θαμνοκάλυψης έδειξε να επηρέασε θετικά τον πλούτο ειδών της οικογένειας Emberizidae ($t = 2,854, p < 0,005$) και Laniidae ($t = 7,926, p < 0,0001$), αντίστοιχα. Το αντίστοιχο μοντέλο για τα είδη της οικογένειας Sylviidae έδειξε μια ξεκάθαρη προτίμηση σε περιοχές κοντά σε κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις ($t = -2,156, p < 0,034$), καθώς και μια αποφυγή περιοχών με δενδροκάλυψη ($t = -2,277, p < 0,025$).

Πίνακας 5.3.3.β. Το γενικό γραμμικό μοντέλο επίδρασης των σημαντικότερων παραγόντων στον πλούτο ορνιθοπανίδας για το σύνολο των πουλιών και τα είδη των οικογενειών Emberizidae, Laniidae και Sylviidae κατά την αναπαραγωγική περίοδο στο πεδινό τοπίο.

Ομάδα πουλιών	Μοντέλο	Πηγή μεταβλητότητας	Άθροισμα τετραγώνων	df	Μέσο τετράγωνο	Τιμή F	Sig.
Σύνολο ειδών	Διορθωμένο μοντέλο		38,197 ^a	3	12,732	4,692	0,004
	Σταθερά		74,001	1	74,001	27,272	0,000
	Υψόμετρο		13,933	1	13,933	5,135	,026
	Απόσταση από κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις		17,318	1	17,318	6,382	0,013
	Πλούτος ειδών δένδρων		15,207	1	15,207	5,604	0,020
	Σφάλμα		249,636	92	2,713		
	Σύνολο		1436	96			
	Διορθωμένο σύνολο		287,833	95			
<i>a. R Squared = 0,133 (Adjusted R Squared = 0,104)</i>							
Emberizidae	Διορθωμένο μοντέλο		4,14 ^b	1	4,142	8,143	0,005
	Σταθερά		3,954	1	3,954	7,774	0,006
	Αριθμός ειδών θάμνων		4,142	1	4,142	8,143	0,005
	Σφάλμα		47,816	94	0,509		
	Σύνολο		78,000	96			
	Διορθωμένο σύνολο		51,958	95			
<i>b. R Squared = 0,080 (Adjusted R Squared = 0,070)</i>							
Laniidae	Διορθωμένο μοντέλο		1,898 ^c	1	1,899	62,814	0,000
	Σταθερά		0,097	1	0,097	3,211	0,076
	Ποσοστό κάλυψης θάμνων		1,899	1	1,899	62,814	0,000
	Σφάλμα		2,841	94	0,030		
	Σύνολο		5,000	96			
	Διορθωμένο σύνολο		4,740	95			

c. R Squared = 0,401 (Adjusted R Squared = 0,394)

Sylviidae	Διορθωμένο μοντέλο	2,538 ^d	2	1,269	5,674	0,005
	Σταθερά	7,128	1	7,128	31,876	0,000
	Απόσταση από κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις	1,040	1	1,040	4,650	0,034
	Ποσοστό κάλυψης δένδρων	1,159	1	1,159	5,183	0,025
	Σφάλμα	20,796	93	,224		
	Σύνολο	34,000	96			
	Διορθωμένο σύνολο	23,333	95			

d. R Squared = 0,109 (Adjusted R Squared = 0,090)

Γενικά, η εκτιμώμενη ευθεία παλινδρόμησης για το σύνολο των ειδών πουλιών ήταν: $Y = 5,921 - 0,012X_{\text{υψόμετρο}} + 0,0001X_{\text{απόσταση}} + 0,347X_{\text{πλούτος δένδρων}}$. Σύμφωνα με αυτό το μοντέλο, αύξηση του πλούτου των δένδρων κατά μια μονάδα επιφέρει αύξηση του πλούτου πουλιών κατά 0,347 μονάδες, ενώ μείωση του υψόμετρου κατά μια μονάδα θα επιφέρει μείωση του πλούτου πουλιών κατά 0,012 μονάδες. Τέλος, για τα είδη της οικογένειας Laniidae, η εκτιμώμενη ευθεία παλινδρόμησης ήταν: $Y = -0,038 + 0,011X_{\text{θαμνοκάλυψη}}$. Σύμφωνα με αυτό το μοντέλο, αύξηση του ποσοστού κάλυψης των θάμνων κατά μια μονάδα επιφέρει αύξηση του πλούτου πουλιών κατά 0,011 μονάδες.

Ημιορεινό τοπίο. Από τον πίνακα συσχέτισης των ποσοτικών μεταβλητών (Πίνακας 5.3.3.γ) προκύπτει πως μεταξύ του πλούτου ειδών πουλιών και της απόστασης από τα γεωργικά κτίρια υπήρξε ασθενής θετική συσχέτιση ($r = 0,202, p < 0,049$). Αναφορικά με τις μεταβλητές της βλάστησης, ο πλούτος πουλιών παρουσίασε ασθενή θετική συσχέτιση με τον αριθμό ειδών θάμνων ($r = 0,241, p < 0,018$), ειδών δένδρων ($r = 0,240, p < 0,018$) καθώς και με το ύψος των δένδρων ($r = 0,263, p < 0,010$).

Πίνακας 5.3.3.γ. Συντελεστής συσχέτισης Pearson μεταξύ των ποσοτικών μεταβλητών κατά την αναπαραγωγική περίοδο στο ημιορεινό τοπίο.

		Υψόμετρο	Πληθ. πυκνότητα	Απόσταση από οικισμούς	Απόσταση από κτην. εγκαταστάσεις	Απόσταση από γεωργικά κτίρια	Κάλυψη ποωδών	Κάλυψη θάμνων	Κάλυψη δένδρων	Είδη θάμνων	Είδη δένδρων	Ύψος θάμνων	Ύψος δένδρων	Πλούτος πουλιών
Υψόμετρο	Pearson Correlation	1	-0,197	-0,032	-0,149	-0,09	0,173	-0,137	-0,046	-,257*	0,024	-0,095	-,240*	-0,063
	Sig. (2-tailed)		0,054	0,756	0,148	0,381	0,091	0,182	0,659	0,012	0,818	0,358	0,019	0,543
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Πληθ. πυκνότητα	Pearson Correlation	-0,197	1	0,015	-,202*	-0,093	-,281**	,366**	-,429**	,249*	-,212*	-0,118	-0,128	-0,003
	Sig. (2-tailed)	0,054		0,888	0,049	0,366	0,006	0	0	0,014	0,038	0,253	0,215	0,979
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Απόσταση από οικισμούς	Pearson Correlation	-0,032	0,015	1	,684**	,828**	-,335**	,286**	0,076	,238*	-0,006	0,131	,235*	0,184
	Sig. (2-tailed)	0,756	0,888		0	0	0,001	0,005	0,46	0,02	0,956	0,205	0,021	0,072
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Απόσταση από κτην. εγκαταστάσεις	Pearson Correlation	-0,149	-,202*	,684**	1	,612**	-0,017	-0,078	,244*	0,097	0,094	-0,007	,274**	0,118
	Sig. (2-tailed)	0,148	0,049	0		0	0,869	0,448	0,017	0,345	0,36	0,945	0,007	0,252
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Απόσταση από γεωργικά κτίρια	Pearson Correlation	-0,09	-0,093	,828**	,612**	1	-,316**	,257*	0,052	0,135	-0,104	,259*	0,144	,202*
	Sig. (2-tailed)	0,381	0,366	0	0		0,002	0,011	0,612	0,19	0,313	0,011	0,162	0,049
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Κάλυψη ποωδών	Pearson Correlation	0,173	-,281**	-,335**	-0,017	-,316**	1	-,898**	-0,034	-,454**	-0,083	-,354**	-0,191	-0,198
	Sig. (2-tailed)	0,091	0,006	0,001	0,869	0,002		0	0,746	0	0,422	0	0,063	0,053
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96

Κάλυψη θάμνων	Pearson Correlation	-0,137	,366**	,286**	-0,078	,257*	-,898**	1	-,289**	,563**	-0,056	,298**	0,019	0,171
	Sig. (2-tailed)	0,182	0	0,005	0,448	0,011	0		0,004	0	0,587	0,003	0,857	0,095
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Κάλυψη δένδρων	Pearson Correlation	-0,046	-,429**	0,076	,244*	0,052	-0,034	-,289**	1	-,270**	,445**	,248*	,483**	0,032
	Sig. (2-tailed)	0,659	0	0,46	0,017	0,612	0,746	0,004		0,008	0	0,015	0	0,755
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Είδη θάμνων	Pearson Correlation	-,257*	,249*	,238*	0,097	0,135	-,454**	,563**	-,270**	1	-0,091	,225*	0,08	,241*
	Sig. (2-tailed)	0,012	0,014	0,02	0,345	0,19	0	0	0,008		0,377	0,028	0,441	0,018
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Είδη δένδρων	Pearson Correlation	0,024	-,212*	-0,006	0,094	-0,104	-0,083	-0,056	,445**	-0,091	1	0,116	,751**	,240*
	Sig. (2-tailed)	0,818	0,038	0,956	0,36	0,313	0,422	0,587	0	0,377		0,262	0	0,018
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Ύψος θάμνων	Pearson Correlation	-0,095	-0,118	0,131	-0,007	,259*	-,354**	,298**	,248*	,225*	0,116	1	0,171	0,095
	Sig. (2-tailed)	0,358	0,253	0,205	0,945	0,011	0	0,003	0,015	0,028	0,262		0,095	0,356
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Ύψος δένδρων	Pearson Correlation	-,240*	-0,128	,235*	,274**	0,144	-0,191	0,019	,483**	0,08	,751**	0,171	1	,263**
	Sig. (2-tailed)	0,019	0,215	0,021	0,007	0,162	0,063	0,857	0	0,441	0	0,095		0,01
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Πλούτος πουλιών	Pearson Correlation	-0,063	-0,003	0,184	0,118	,202*	-0,198	0,171	0,032	,241*	,240*	0,095	,263**	1
	Sig. (2-tailed)	0,543	0,979	0,072	0,252	0,049	0,053	0,095	0,755	0,018	0,018	0,356	0,01	
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96

*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

Στο ημιορεινό τοπίο, κατά τη διάρκεια της αναπαραγωγικής περιόδου, το μοντέλο που εξήγησε τη διακύμανση του πλούτου των ειδών πουλιών έδειξε ότι τα πουλιά προτίμησαν τις περιοχές με υψηλό αριθμό ειδών θάμνων ($t = 2,491, p < 0,015$), δένδρων ($t = 2,944, p < 0,004$) και μακριά από γεωργικά κτίρια ($t = 2,061, p < 0,042$) (Πίνακας 5.3.3.δ). Αναφορικά με το μοντέλο των ειδών της οικογένειας Sylviidae έδειξε μια ξεκάθαρη προτίμηση των ειδών σε χωριά με χαμηλή πληθυσμιακή πυκνότητα ($t = -4,369, p < 0,0001$).

Πίνακας 5.3.3.δ. Το γενικό γραμμικό μοντέλο επίδρασης των σημαντικότερων παραγόντων στον πλούτο ορνιθοπανίδας για το σύνολο των πουλιών και τα είδη της οικογένειας Sylviidae κατά την αναπαραγωγική περίοδο στο ημιορεινό τοπίο.

Ομάδα πουλιών	Μοντέλο					
		Πηγή μεταβλητότητας	Άθροισμα τετραγώνων	df	Μέσο τετράγωνο	Τιμή F
Σύνολο ειδών	Διορθωμένο μοντέλο	25443 ^a	3	8,481	6,101	0,001
	Σταθερά	12,079	1	12,079	8,689	0,004
	Αριθμός ειδών δένδρων	12,052	1	12,052	9	0,004
	Αριθμός ειδών θάμνων	8,623	1	8,623	6,203	0,015
	Απόσταση από γεωργικά κτίρια	5,904	1	5,904	4,247	0,042
	Σφάλμα	127,89	92	1,39		
	Σύνολο	794	96			
	Διορθωμένο σύνολο	153,333	95			
<i>a. R Squared = 0,166 (Adjusted R Squared = 0,139)</i>						
Sylviidae	Διορθωμένο μοντέλο	5,823 ^b	1	5,824	19,090	0,000
	Σταθερά	17,314	1	17,314	56,755	0,000
	Πληθυσμιακή πυκνότητα χωριών	5,824	1	5,824	19,090	0,000
	Σφάλμα	28,676	94	0,305		
	Σύνολο	72,000	96			
	Διορθωμένο σύνολο	34,500	95			
<i>b. R Squared = 0,169 (Adjusted R Squared = 0,160)</i>						

Ορεινό τοπίο. Από τον πίνακα συσχέτισης των ποσοτικών μεταβλητών (Πίνακας 5.3.3.ε) προκύπτει πως ο πλούτος ειδών πουλιών παρουσίασε χαμηλή αρνητική συσχέτιση με την πληθυσμιακή πυκνότητα των χωριών ($r = -0,219, p < 0,032$), την απόσταση από: τα χωριά ($r = -0,227, p < 0,026$), τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις ($r = -0,296, p < 0,003$), τα γεωργικά κτίρια ($r = -0,298, p < 0,003$). Αναφορικά με τις μεταβλητές βλάστησης, ο

πλούτος πουλιών παρουσίασε μέτρια θετική συσχέτιση με το ποσοστό κάλυψης των θάμνων ($r = 0,310$, $p < 0,002$), τον αριθμό ειδών θάμνων ($r = 0,364$, $p < 0,0001$) και το ύψος των θάμνων ($r = 0,384$, $p < 0,0001$).

Πίνακας 5.3.3.ε. Συντελεστής συσχέτισης Pearson μεταξύ των ποσοτικών μεταβλητών κατά την αναπαραγωγική περίοδο στο ορεινό τοπίο.

		Υψόμετρο	Πληθ. πυκνότητα	Απόσταση από οικισμούς	Απόσταση από κτην. εγκαταστάσεις	Απόσταση από γεωργικά κτίρια	Κάλυψη ποοδών	Κάλυψη θάμνων	Κάλυψη δένδρων	Είδη θάμνων	Είδη δένδρων	Ύψος θάμνων	Ύψος δένδρων	Πλούτος πουλιών
Υψόμετρο	Pearson Correlation	1	-,872**	-0,048	0,06	0,017	-,612**	-0,1	,587**	-0,136	0,167	-0,09	,283**	0,058
	Sig. (2-tailed)		0	0,641	0,56	0,87	0	0,334	0	0,187	0,105	0,382	0,005	0,575
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Πληθ.πυκνότητα	Pearson Correlation	-,872**	1	,226*	0,17	0,151	,482**	-0,032	-,445**	-0,016	-0,171	-0,059	-0,149	-,219*
	Sig. (2-tailed)	0		0,027	0,098	0,143	0	0,756	0	0,879	0,096	0,566	0,149	0,032
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Απόσταση από οικισμούς	Pearson Correlation	-0,048	,226*	1	,644**	,928**	-,400**	-,298**	,424**	-,400**	0,184	-,279**	,449**	-,227*
	Sig. (2-tailed)	0,641	0,027		0	0	0	0,003	0	0	0,073	0,006	0	0,026
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Απόσταση από κτην. εγκαταστάσεις	Pearson Correlation	0,06	0,17	,644**	1	,677**	-,265**	-,314**	,287**	-,410**	0,083	-,351**	,307**	-,296**
	Sig. (2-tailed)	0,56	0,098	0		0	0,009	0,002	0,005	0	0,423	0	0,002	0,003
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Απόσταση από γεωργικά κτίρια	Pearson Correlation	0,017	0,151	,928**	,677**	1	-,419**	-,315**	,460**	-,469**	0,166	-,357**	,421**	-,298**
	Sig. (2-tailed)	0,87	0,143	0	0		0	0,002	0	0	0,106	0	0	0,003
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Κάλυψη ποοδών	Pearson Correlation	-,612**	,482**	-,400**	-,265**	-,419**	1	,293**	-,967**	,368**	-,282**	,252*	-,505**	0,021
	Sig. (2-tailed)	0	0	0	0,009	0		0,004	0	0	0,005	0,013	0	0,84
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Κάλυψη θάμνων	Pearson Correlation	-0,1	-0,032	-,298**	-,314**	-,315**	,293**	1	-,427**	,694**	-0,098	,637**	-,211*	,310**
	Sig. (2-tailed)													
	N													

	Sig. (2-tailed)	0,334	0,756	0,003	0,002	0,002	0,004		0	0	0,344	0	0,039	0,002
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Κάλυψη δένδρων	Pearson Correlation	,587**	-,445**	,424**	,287**	,460**	-,967**	-,427**	1	-,456**	,280**	-,321**	,508**	-0,04
	Sig. (2-tailed)	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0,006	0,001	0	0,699
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Είδη θάμνων	Pearson Correlation	-0,136	-0,016	-,400**	-,410**	-,469**	,368**	,694**	-,456**	1	0,124	,810**	-,220*	,364**
	Sig. (2-tailed)	0,187	0,879	0	0	0	0	0	0	0	0,23	0	0,031	0
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Είδη δένδρων	Pearson Correlation	0,167	-0,171	0,184	0,083	0,166	-,282**	-0,098	,280**	0,124	1	0,079	,549**	-0,01
	Sig. (2-tailed)	0,105	0,096	0,073	0,423	0,106	0,005	0,344	0,006	0,23	0	0,442	0	0,925
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Ύψος θάμνων	Pearson Correlation	-0,09	-0,059	-,279**	-,351**	-,357**	,252*	,637**	-,321**	,810**	0,079	1	-0,153	,384**
	Sig. (2-tailed)	0,382	0,566	0,006	0	0	0,013	0	0,001	0	0,442	0	0,138	0
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Ύψος δένδρων	Pearson Correlation	,283**	-0,149	,449**	,307**	,421**	-,505**	-,211*	,508**	-,220*	,549**	-0,153	1	0,045
	Sig. (2-tailed)	0,005	0,149	0	0,002	0	0	0,039	0	0,031	0	0,138	0	0,661
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Πλούτος πουλιών	Pearson Correlation	0,058	-,219*	-,227*	-,296**	-,298**	0,021	,310**	-0,04	,364**	-0,01	,384**	0,045	1
	Sig. (2-tailed)	0,575	0,032	0,026	0,003	0,003	0,84	0,002	0,699	0	0,925	0	0,661	0
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Στο ορεινό τοπίο, τα γραμμικά μοντέλα για τον πλούτο του συνόλου των πουλιών και των ειδών μόνιμων κατοίκων, κατά τη διάρκεια της αναπαραγωγικής περιόδου, έδειξαν ότι τα πουλιά προτίμησαν περιοχές με υψηλούς θάμνους ($t_{total} = 3,967, p < 0,0001, t_{resident} = 2,621, p < 0,023$) και χαμηλή πληθυσμιακή πυκνότητα ($t_{total} = -2,104, p < 0,038, t_{resident} = -2,311, p < 0,010$) (Πίνακας 5.3.3.στ). Αναφορικά με τα είδη της οικογένειας Fringillidae, το γραμμικό μοντέλο έδειξε ότι ο πλούτος των ειδών αυξήθηκε σε περιοχές με υψηλή κάλυψη δένδρων ($t = 3,731, p < 0,0001$).

Πίνακας 5.3.3.στ. Το γενικό γραμμικό μοντέλο επίδρασης των σημαντικότερων παραγόντων στον πλούτο ορνιθοπανίδας για το σύνολο των πουλιών, τα είδη μόνιμοι κάτοικοι και τα είδη της οικογένειας Sylviidae κατά την αναπαραγωγική περίοδο στο ορεινό τοπίο.

Ομάδα πουλιών	Μοντέλο						
		Πηγή μεταβλητότητας	Άθροισμα τετραγώνων	df	Μέσο τετράγωνο	F	Sig.
Σύνολο ειδών	Διορθωμένο μοντέλο		70,249 ^a	2	35,125	10,616	0,000
	Σταθερά		145,264	1	145,264	43,904	0,000
	Πληθυσμιακή πυκνότητα χωριών		14,653	1	14,653	4,429	0,038
	Ύψος θάμνων		52,075	1	52,075	15,739	0,000
	Σφάλμα		307,709	93	3,309		
	Σύνολο		1654,000	96			
	Διορθωμένο σύνολο		377,958	95			
<i>a. R Squared = 0,186 (Adjusted R Squared = 0,168)</i>							
Μόνιμοι κάτοικοι	Διορθωμένο μοντέλο		28,423 ^b	2	14,212	6,429	0,002
	Σταθερά		102,985	1	102,985	46,589	0,000
	Πληθυσμιακή πυκνότητα χωριών		11,804	1	11,804	5,340	0,023
	Ύψος θάμνων		15,188	1	15,188	6,871	0,010
	Σφάλμα		203,366	92	2,211		
	Σύνολο		971,000	95			
	Διορθωμένο σύνολο		231,789	94			
<i>b. R Squared = 0,123 (Adjusted R Squared = 0,104)</i>							
Fringillidae	Διορθωμένο μοντέλο		3,009 ^c	1	3,009	13,917	0,000
	Σταθερά		3,891	1	3,891	17,997	0,000
	Ποσοστό κάλυψης δένδρων		3,009	1	3,009	13,917	0,000
	Σφάλμα		20,324	94	0,216		
	Σύνολο		56,000	96			
	Διορθωμένο σύνολο		23,333	95			
	<i>c. R Squared = 0,129 (Adjusted R Squared = 0,120)</i>						

Φθινόπωρο

Πεδινό τοπίο. Από τον πίνακα συσχέτισης των ποσοτικών μεταβλητών (Πίνακας 5.3.3.ζ) προκύπτει πως ο πλούτος ειδών πουλιών έδειξε ασθενή αρνητική συσχέτιση με την απόσταση από τα γεωργικά κτίρια ($r = -0,205, p < 0,045$) και θετική ασθενή συσχέτιση με τον αριθμό ειδών δένδρων ($r = 0,247, p < 0,015$).

Πίνακας 5.3.3.ζ. Συντελεστής συσχέτισης Pearson μεταξύ των ποσοτικών μεταβλητών κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου στο πεδινό τοπίο.

		Υψόμετρο	Πληθ. πυκνότητα	Απόσταση Από οικισμούς	Απόσταση από κτην.εγκαταστάσεις	Απόσταση από γεωργικά κτίρια	Κάλυψη ποοδών	Κάλυψη θάμνων	Κάλυψη δένδρων	Είδη θάμνων	Είδη δένδρων	Ύψος θάμνων	Ύψος δένδρων	Πλούτος πουλιών
Υψόμετρο	Pearson Correlation	1	,532**	-0,025	-,540**	0,084	-0,024	0,138	-0,111	,443**	-,203*	,276**	-0,17	-0,155
	Sig. (2-tailed)		0	0,806	0	0,413	0,816	0,18	0,282	0	0,048	0,006	0,098	0,133
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Πληθ.πυκνότητα	Pearson Correlation	,532**	1	0,052	-,658**	-,491**	-0,014	0,009	0,005	0,117	0,013	0,008	0,096	0,064
	Sig. (2-tailed)	0		0,612	0	0	0,889	0,928	0,958	0,258	0,9	0,941	0,354	0,535
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Απόσταση από οικισμούς	Pearson Correlation	-0,025	0,052	1	-,228*	0,076	0,07	-,242*	0,077	-,221*	-0,075	-0,184	0,061	-0,041
	Sig. (2-tailed)	0,806	0,612		0,025	0,46	0,497	0,018	0,453	0,031	0,468	0,073	0,554	0,692
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Απόσταση από κτην. εγκαταστάσεις	Pearson Correlation	-,540**	-,658**	-,228*	1	,427**	-0,19	-,217*	0,134	-,215*	0,141	-0,075	0,082	-0,116
	Sig. (2-tailed)	0	0	0,025		0	0,064	0,034	0,194	0,035	0,17	0,466	0,426	0,262
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Απόσταση από γεωργικά κτίρια	Pearson Correlation	0,084	-,491**	0,076	,427**	1	-0,102	0,056	0,056	0,081	-,257*	-0,017	-,205*	-,205*
	Sig. (2-tailed)	0,413	0	0,46	0		0,321	0,587	0,586	0,434	0,011	0,866	0,045	0,045
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Κάλυψη ποοδών	Pearson Correlation	-0,024	-0,014	0,07	-0,19	-0,102	1	-,403**	-,868**	-0,118	-,263**	-0,061	-,409**	0,115
	Sig. (2-tailed)	0,816	0,889	0,497	0,064	0,321		0	0	0,252	0,01	0,554	0	0,266
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Κάλυψη θάμνων	Pearson Correlation	0,138	0,009	-,242*	,217*	0,056	-,403**	1	-0,065	,450**	0,046	,469**	0,058	0,031
	Sig. (2-tailed)	0,18	0,928	0,018	0,034	0,587	0		0,531	0	0,658	0	0,577	0,762
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96

Κάλυψη δένδρων	Pearson Correlation	-0,111	0,005	0,077	0,134	0,056	-,868**	-0,065	1	-0,11	,277**	-0,141	,447**	-0,087
	Sig. (2-tailed)	0,282	0,958	0,453	0,194	0,586	0	0,531		0,286	0,006	0,171	0	0,397
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Είδη θάμνων	Pearson Correlation	,443**	0,117	-,221*	-,215*	0,081	-0,118	,450**	-0,11	1	-0,015	,783**	-0,073	-0,018
	Sig. (2-tailed)	0	0,258	0,031	0,035	0,434	0,252	0	0,286		0,885	0	0,481	0,858
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Είδη δένδρων	Pearson Correlation	-,203*	0,013	-0,075	0,141	-,257*	-,263**	0,046	,277**	-0,015	1	0,01	,608**	,247*
	Sig. (2-tailed)	0,048	0,9	0,468	0,17	0,011	0,01	0,658	0,006	0,885		0,92	0	0,015
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Ύψος θάμνων	Pearson Correlation	,276**	0,008	-0,184	-0,075	-0,017	-0,061	,469**	-0,141	,783**	0,01	1	-0,046	-0,016
	Sig. (2-tailed)	0,006	0,941	0,073	0,466	0,866	0,554	0	0,171	0	0,92		0,658	0,877
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Ύψος δένδρων	Pearson Correlation	-0,17	0,096	0,061	0,082	-,205*	-,409**	0,058	,447**	-0,073	,608**	-0,046	1	0,184
	Sig. (2-tailed)	0,098	0,354	0,554	0,426	0,045	0	0,577	0	0,481	0	0,658		0,072
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Πλούτος πουλιών	Pearson Correlation	-0,155	0,064	-0,041	-0,116	-,205*	0,115	0,031	-0,087	-0,018	,247*	-0,016	0,184	1
	Sig. (2-tailed)	0,133	0,535	0,692	0,262	0,045	0,266	0,762	0,397	0,858	0,015	0,877	0,072	
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Στη διάρκεια του φθινοπώρου τα γραμμικά μοντέλα για το σύνολο των ειδών πουλιών και τα είδη της οικογένειας Emberizidae ερμηνεύτηκαν σχετικά καλύτερα με το τύπο ενδιαιτήματος ($t_{\text{γεωργική γη}} = 3,646$ $p < 0,0001$, $t_{\text{εγκατ.αγρός}} = 3,696$, $p < 0,0001$, $t_{\text{χορτολ.εκτάσεις}} = 3,825$ $p < 0,0001$) και τον πλούτο των ειδών θάμνων ($t = 3,056$ $p < 0,003$), αντίστοιχα (Πίνακας 5.3.3.δ). Δεν καταγράφηκε κάποιο είδος της οικογένειας Laniidae αυτή την εποχή, ενώ μόνο ο δενδροφυλλοσκόπος της οικογένειας Sylviidae καταγράφηκε.

Πίνακας 5.3.3.η. Το γενικό γραμμικό μοντέλο επίδρασης των σημαντικότερων παραγόντων στον πλούτο ορνιθοπανίδας για το σύνολο των πουλιών και τα είδη των οικογενειών Emberizidae κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου στο πεδινό τοπίο.

Ομάδα πουλιών	Μοντέλο					
	Πηγή μεταβλητότητας	Άθροισμα τετραγώνων	df	Μέσο τετράγωνο	Τιμή F	Sig.
Σύνολο ειδών	Διορθωμένο μοντέλο	57,232	3	19,077	5,364	0,002
	Σταθερά	575,935	1	575,935	161,923	0,000
	Τύπος ενδιαιτήματος	57,232	3	19,077	5,364	0,002
	Σφάλμα	323,673	91	3,557		
	Σύνολο	1730,000	95			
	Διορθωμένο σύνολο	380,905	94			
	<i>a. R Squared = 0,150 (Adjusted R Squared = 0,122)</i>					
Emberizidae	Διορθωμένο μοντέλο	0,663	1	0,663	9,339	0,003
	Σταθερά	0,002	1	0,002	0,022	0,883
	Αριθμός ειδών θάμνων	0,663	1	0,663	9,339	0,003
	Σφάλμα	6,671	94	0,071		
	Σύνολο	8,000	96			
	Διορθωμένο σύνολο	7,333	95			
	<i>b. R Squared = 0,090 (Adjusted R Squared = 0,081)</i>					

Ημιορεινό τοπίο. Από τον πίνακα συσχέτισης των ποσοτικών μεταβλητών (Πίνακας 5.3.3.θ) προκύπτει πως ο πλούτος ειδών πουλιών έδειξε μέτρια αρνητική συσχέτιση με την απόσταση από: τα χωριά ($r = -0,575$, $p < 0,0001$), τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις ($r = -0,355$, $p < 0,0001$), τα γεωργικά κτίρια ($r = -0,463$, $p < 0,0001$), και τον τύπο ενδιαιτήματος ($r = -0,324$, $p < 0,001$).

Πίνακας 5.3.3.0. Συντελεστής συσχέτισης Pearson μεταξύ των ποσοτικών μεταβλητών κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου στο ημιορεινό τοπίο.

		Υψόμετρο	Πληθ. πυκνότητα	Απόσταση από οικισμούς	Απόσταση από κτην. εγκαταστάσεις	Απόσταση από γεωργικά κτίρια	Κάλυψη θάμνων	Κάλυψη δένδρων	Είδη θάμνων	Είδη δένδρων	Ύψος θάμνων	Ύψος δένδρων	Πλούτος πουλιών
Υψόμετρο	Pearson Correlation	1	-0,197	-0,032	-0,149	-0,09	-0,137	-0,046	-,257*	0,024	-0,095	-,240*	0,023
	Sig. (2-tailed)		0,054	0,756	0,148	0,381	0,182	0,659	0,012	0,818	0,358	0,019	0,823
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Πληθ. πυκνότητα	Pearson Correlation	-0,197	1	0,015	-,202*	-0,093	,366**	-,429**	,249*	-,212*	-0,118	-0,128	-0,124
	Sig. (2-tailed)	0,054		0,888	0,049	0,366	0	0	0,014	0,038	0,253	0,215	0,23
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Απόσταση από οικισμούς	Pearson Correlation	-0,032	0,015	1	,684**	,828**	,286**	0,076	,238*	-0,006	0,131	,235*	-,575**
	Sig. (2-tailed)	0,756	0,888		0	0	0,005	0,46	0,02	0,956	0,205	0,021	0
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Απόσταση από κτην. εγκαταστάσεις	Pearson Correlation	-0,149	-,202*	,684**	1	,612**	-0,078	,244*	0,097	0,094	-0,007	,274**	-,355**
	Sig. (2-tailed)	0,148	0,049	0		0	0,448	0,017	0,345	0,36	0,945	0,007	0
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Απόσταση από γεωργικά κτίρια	Pearson Correlation	-0,09	-0,093	,828**	,612**	1	,257*	0,052	0,135	-0,104	,259*	0,144	-,463**
	Sig. (2-tailed)	0,381	0,366	0	0		0,011	0,612	0,19	0,313	0,011	0,162	0
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Κάλυψη θάμνων	Pearson Correlation	-0,137	,366**	,286**	-0,078	,257*	1	-,289**	,563**	-0,056	,298**	0,019	-0,159
	Sig. (2-tailed)	0,182	0	0,005	0,448	0,011		0,004	0	0,587	0,003	0,857	0,121
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96

Κάλυψη δένδρων	Pearson Correlation	-0,046	-,429**	0,076	,244*	0,052	-,289**	1	-,270**	,445**	,248*	,483**	-0,018
	Sig. (2-tailed)	0,659	0	0,46	0,017	0,612	0,004		0,008	0	0,015	0	0,862
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Είδη θάμνων	Pearson Correlation	-,257*	,249*	,238*	0,097	0,135	,563**	-,270**	1	-0,091	,225*	0,08	-0,169
	Sig. (2-tailed)	0,012	0,014	0,02	0,345	0,19	0	0,008		0,377	0,028	0,441	0,101
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Είδη δένδρων	Pearson Correlation	0,024	-,212*	-0,006	0,094	-0,104	-0,056	,445**	-0,091	1	0,116	,751**	0,131
	Sig. (2-tailed)	0,818	0,038	0,956	0,36	0,313	0,587	0	0,377		0,262	0	0,203
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Ύψος θάμνων	Pearson Correlation	-0,095	-0,118	0,131	-0,007	,259*	,298**	,248*	,225*	0,116	1	0,171	0,016
	Sig. (2-tailed)	0,358	0,253	0,205	0,945	0,011	0,003	0,015	0,028	0,262		0,095	0,88
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Ύψος δένδρων	Pearson Correlation	-,240*	-0,128	,235*	,274**	0,144	0,019	,483**	0,08	,751**	0,171	1	-0,015
	Sig. (2-tailed)	0,019	0,215	0,021	0,007	0,162	0,857	0	0,441	0	0,095		0,885
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Πλούτος πουλιών	Pearson Correlation	0,023	-0,124	-,575**	-,355**	-,463**	-0,159	-0,018	-0,169	0,131	0,016	-0,015	1
	Sig. (2-tailed)	0,823	0,23	0	0	0	0,121	0,862	0,101	0,203	0,88	0,885	
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96

*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

Συγκεκριμένα, το γραμμικό μοντέλο έδειξε ότι το σύνολο των ειδών πουλιών προτίμησε περιοχές κοντά σε κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις ($t = -3,711, p < 0,0001$) με άφθονη κάλυψη ποωδών φυτών ($t = 2,007, p < 0,048$) (Πίνακας 5.3.3.1). Κανένα είδος της οικογένειας Sylviidae δεν καταγράφηκε αυτή την εποχή στο ημιορεινό τοπίο.

Πίνακας 5.3.3.1. Το γενικό γραμμικό μοντέλο επίδρασης των σημαντικότερων παραγόντων στον πλούτο ορνιθοπανίδας για το σύνολο των πουλιών και τα είδη της οικογένειας Sylviidae κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου στο ημιορεινό τοπίο.

Ομάδα πουλιών	Μοντέλο					
	Πηγή μεταβλητότητας	Άθροισμα τετραγώνων	df	Μέσο τετράγωνο	Τιμή F	Sig.
Σύνολο ειδών	Διορθωμένο μοντέλο	105,605	2	52,803	9,031	0,000
	Σταθερά	215,399	1	215,399	36,842	0,000
	Απόσταση κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις	80,532	1	80,532	13,774	0,000
	Ποσοστό κάλυψης ποωδών φυτών	23,555	1	23,555	4,029	0,048
	Σφάλμα	543,728	93	5,847		
	Σύνολο	1612,000	96			
	Διορθωμένο σύνολο	649,333	95			
	<i>a. R Squared = 0,163 (Adjusted R Squared = 0,145)</i>					

Συμπερασματικά, η εκτιμώμενη ευθεία παλινδρόμησης για το σύνολο των ειδών πουλιών είναι: $Y = 3,779 - 0,003X_{\text{απόσταση}} + 0,018X_{\text{κάλυψη ποωδών}}$. Σύμφωνα με αυτό το μοντέλο αύξηση της απόστασης από τις κτηνοτροφικές μονάδες κατά μια μονάδα θα επιφέρει μείωση του πλούτου πουλιών κατά 0,003 μονάδες, αντίστοιχα.

Ορεινό τοπίο. Από τον πίνακα συσχέτισης των ποσοτικών μεταβλητών (Πίνακας 5.3.3.κ) προκύπτει πως ο πλούτος ειδών πουλιών έδειξε μέτρια αρνητική συσχέτιση με την απόσταση από: τα χωριά ($r = -0,428, p < 0,0001$), τις κτηνοτροφικές στάνες ($r = -0,448, p < 0,0001$) και τα γεωργικά κτίρια ($r = -0,409, p < 0,0001$). Αναφορικά με τις μεταβλητές βλάστησης, ο πλούτος πουλιών παρουσίασε μέτρια θετική συσχέτιση με το ποσοστό κάλυψης ποωδών φυτών ($r = -0,332, p < 0,001$) και τον αριθμό ειδών θάμνων ($r = -0,356, p < 0,0001$), ενώ μέτρια αρνητική συσχέτιση υπήρξε με το ποσοστό κάλυψης των δένδρων ($r = -0,332, p < 0,001$).

Πίνακας 5.3.3.κ. Συντελεστής συσχέτισης Pearson μεταξύ των ποσοτικών μεταβλητών κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου στο ορεινό τοπίο.

		Υψόμετρο	Πληθ. πυκνότητα	Απόσταση από οικισμούς	Απόσταση από κτην. εγκαταστάσεις	Απόσταση από γεωργικά κτίρια	Κάλυψη ποωδών	Κάλυψη θάμνων	Κάλυψη δένδρων	Είδη θάμνων	Είδη δένδρων	Ύψος θάμνων	Ύψος δένδρων	Πλούτος πουλιών
Υψόμετρο	Pearson Correlation	1	-,872**	-0,048	0,06	0,017	-,612**	-0,1	,587**	-0,136	0,167	-0,09	,283**	-0,1
	Sig. (2-tailed)		0	0,641	0,56	0,87	0	0,334	0	0,187	0,105	0,382	0,005	0,331
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Πληθ. πυκνότητα	Pearson Correlation	-,872**	1	,226*	0,17	0,151	,482**	-0,032	-,445**	-0,016	-0,171	-0,059	-0,149	-0,074
	Sig. (2-tailed)	0		0,027	0,098	0,143	0	0,756	0	0,879	0,096	0,566	0,149	0,471
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Απόσταση από οικισμούς	Pearson Correlation	-0,048	,226*	1	,644**	,928**	-,400**	-,298**	,424**	-,400**	0,184	-,279**	,449**	-,428**
	Sig. (2-tailed)	0,641	0,027		0	0	0	0,003	0	0	0,073	0,006	0	0
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Απόσταση από κτην. εγκαταστάσεις	Pearson Correlation	0,06	0,17	,644**	1	,677**	-,265**	-,314**	,287**	-,410**	0,083	-,351**	,307**	-,448**
	Sig. (2-tailed)	0,56	0,098	0		0	0,009	0,002	0,005	0	0,423	0	0,002	0
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Απόσταση από γεωργικά κτίρια	Pearson Correlation	0,017	0,151	,928**	,677**	1	-,419**	-,315**	,460**	-,469**	0,166	-,357**	,421**	-,409**
	Sig. (2-tailed)	0,87	0,143	0	0		0	0,002	0	0	0,106	0	0	0
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Κάλυψη ποωδών	Pearson Correlation	-,612**	,482**	-,400**	-,265**	-,419**	1	,293**	-,967**	,368**	-,282**	,252*	-,505**	,332**
	Sig. (2-tailed)													
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96

	Sig. (2-tailed)	0	0	0	0,009	0		0,004	0	0	0,005	0,013	0	0,001
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Κάλυψη θάμνων	Pearson Correlation	-0,1	-0,032	-,298**	-,314**	-,315**	,293**	1	-,427**	,694**	-0,098	,637**	-,211*	0,119
	Sig. (2-tailed)	0,334	0,756	0,003	0,002	0,002	0,004	0	0	0,344	0	0,039	0,246	
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Κάλυψη δένδρων	Pearson Correlation	,587**	-,445**	,424**	,287**	,460**	-,967**	-,427**	1	-,456**	,280**	-,321**	,508**	-,332**
	Sig. (2-tailed)	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0,006	0,001	0	0,001	
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Είδη θάμνων	Pearson Correlation	-0,136	-0,016	-,400**	-,410**	-,469**	,368**	,694**	-,456**	1	0,124	,810**	-,220*	,356**
	Sig. (2-tailed)	0,187	0,879	0	0	0	0	0	0	0,23	0	0,031	0	
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Είδη δένδρων	Pearson Correlation	0,167	-0,171	0,184	0,083	0,166	-,282**	-0,098	,280**	0,124	1	0,079	,549**	0,029
	Sig. (2-tailed)	0,105	0,096	0,073	0,423	0,106	0,005	0,344	0,006	0,23	0,442	0	0,782	
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Ύψος θάμνων	Pearson Correlation	-0,09	-0,059	-,279**	-,351**	-,357**	,252*	,637**	-,321**	,810**	0,079	1	-0,153	,249*
	Sig. (2-tailed)	0,382	0,566	0,006	0	0	0,013	0	0,001	0	0,442	0,138	0,014	
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Ύψος δένδρων	Pearson Correlation	,283**	-0,149	,449**	,307**	,421**	-,505**	-,211*	,508**	-,220*	,549**	-0,153	1	-,246*
	Sig. (2-tailed)	0,005	0,149	0	0,002	0	0	0,039	0	0,031	0	0,138		0,016

	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96
Πλούτος πουλιών	Pearson Correlation	-0,1	-0,074	-,428**	-,448**	-,409**	,332**	0,119	-,332**	,356**	0,029	,249*	-,246*	1
	Sig. (2-tailed)	0,331	0,471	0	0	0	0,001	0,246	0,001	0	0,782	0,014	0,016	
	N	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96	96

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Στη διάρκεια του φθινοπώρου, αυτές οι δυο ομάδες πουλιών (σύνολο και μόνιμοι κάτοικοι) έδειξαν διαφορετικές συσχετίσεις με τα χαρακτηριστικά του τόπιου. Το μοντέλο για το σύνολο των ειδών πουλιών έδειξε ότι προτιμήθηκαν οι περιοχές που βρίσκονται κοντά στις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις ($t = -3,476, p < 0,010$) και τις χορτολιβαδικές εκτάσεις ($t = 3,307, p < 0,001$), ενώ τα πουλιά μόνιμοι κάτοικοι προτίμησαν περιοχές κοντά σε κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις ($t = -4,130, p < 0,0001$), αλλά με λιγότερα δένδρα ($t = -2,198, p < 0,030$) (Πίνακας 5.3.3.λ). Επίσης, τα είδη της οικογένειας Fringillidae προτίμησαν περιοχές κοντά σε χωριά ($t = -2,354, p < 0,021$) και με άφθονη κάλυψη ποωδών φυτών ($t = 2,473, p < 0,015$), ενώ τα είδη της οικογένειας Picidae περιοχές με υψηλή κάλυψη από θάμνους ($t = 2,972, p < 0,002$) στη δυτική κατεύθυνση ($t = 2,014, p < 0,047$). Τέλος, τα είδη της οικογένειας Turdidae προτίμησαν περιοχές κοντά σε κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις ($t = -4,364, p < 0,0001$).

Πίνακας 5.3.3.λ. Το γενικό γραμμικό μοντέλο επίδρασης των σημαντικότερων παραγόντων στον πλούτο ορνιθοπανίδας για το σύνολο των πουλιών, τα είδη μόνιμοι κάτοικοι και τα είδη των οικογενειών Fringillidae, Picidae και Turdidae κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου στο ορεινό τοπίο.

Ομάδα πουλιών	Μοντέλο					
	Πηγή μεταβλητότητας	Άθροισμα τετραγώνων	df	Μέσο τετράγωνο	Τιμή F	Sig.
Σύνολο ειδών	Διορθωμένο μοντέλο	374,293	5	74,859	7,450	0,000
	Σταθερά	798,860	1	798,860	79,503	0,000
	Τύπος ενδιαιτήματος	117,652	4	29,413	2,927	0,025
	Απόσταση από κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις	121,424	1	121,424	12,084	0,001
	Σφάλμα	904,332	90	10,048		
	Σύνολο	2254,000	96			
	Διορθωμένο σύνολο	1278,625	95			
<i>a. R Squared = 0,293 (Adjusted R Squared = 0,253)</i>						
Μόνιμοι κάτοικοι	Διορθωμένο μοντέλο	279,853	2	139,927	14,758	0,000
	Σταθερά	852,308	1	852,308	89,892	0,000
	Απόσταση από κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις	161,721	1	161,721	17,057	0,000
	Ποσοστό κάλυψης δένδρων	45,791	1	45,791	4,829	0,030
	Σφάλμα	872,294	92	9,481		
	Σύνολο	2062,000	95			
	Διορθωμένο σύνολο	1152,147	94			
<i>b. R Squared = 0,243 (Adjusted R Squared = 0,226)</i>						
Fringillidae	Διορθωμένο μοντέλο	59,644	2	29,822	9,675	0,000

	Σταθερά	4,692	1	4,692	1,522	0,220
	Απόσταση από χωριά	17,074	1	17,074	5,539	0,021
	Ποσοστό κάλυψης ποωδών φυτών	18,858	1	18,858	6,118	0,015
	Σφάλμα	283,577	92	3,082		
	Σύνολο	414,000	95			
	Διορθωμένο σύνολο	343,221	94			
	<i>c. R Squared = 0,174 (Adjusted R Squared = 0,156)</i>					
Picidae	Διορθωμένο μοντέλο	1,368	2	,684	6,963	,002
	Σταθερά	,014	1	,014	,138	,711
	Ποσοστό κάλυψης θάμνων	,868	1	,868	8,83	,004
	Δυτική κατεύθυνση	,398	1	0,398	4,05	0,047
	Σφάλμα	9,132	93	0,098		
	Σύνολο	12,000	96			
	Διορθωμένο σύνολο	10,500	95			
	<i>d. R Squared = 0,130 (Adjusted R Squared = 0,112)</i>					
Turdidae	Διορθωμένο μοντέλο	8,927	1	8,927	19,045	0,000
	Σταθερά	38,524	1	38,524	82,185	0,000
	Απόσταση από κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις	8,927	1	8,927	19,045	0,000
	Σφάλμα	44,062	94	0,469		
	Σύνολο	97,000	96			
	Διορθωμένο σύνολο	52,990	95			
	<i>f. R Squared = 0,168 (Adjusted R Squared = 0,160)</i>					

Συμπερασματικά, η εκτιμώμενη ευθεία παλινδρόμησης για το σύνολο των ειδών πουλιών είναι: $Y = 4,416 + 3,602X_{\text{χορτ.εκτάσεις}} - 0,002X_{\text{απόσταση}}$. Σύμφωνα με αυτό το μοντέλο αύξηση των χορτολιβαδικών εκτάσεων κατά μια μονάδα θα επιφέρει αύξηση του πλούτου πουλιών κατά 3,602 μονάδες, ενώ αύξηση της απόστασης από κτηνοτροφικές μονάδες κατά μια μονάδα θα επιφέρει μείωση του πλούτου πουλιών κατά 0,002 μονάδες. Αναφορικά με τα είδη μόνιμοι κάτοικοι, η εκτιμώμενη ευθεία παλινδρόμησης είναι: $Y = 6,085 - 0,002X_{\text{απόσταση}} - 0,022X_{\text{δενδροκάλυψη}}$. Σύμφωνα με αυτό το μοντέλο αύξηση της απόστασης από τις κτηνοτροφικές μονάδες και του ποσοστού κάλυψης των δένδρων κατά μια μονάδα θα επιφέρει μείωση του πλούτου πουλιών κατά 0,002 και 0,022 μονάδες, αντίστοιχα. Για τα είδη των οικογενειών Fringillidae, Picidae και Turdidae τα μοντέλα δεν έδειξαν σημαντικές επιδράσεις.

5.4 Επίδραση του σταδίου εξέλιξης του τοπίου στον πλούτο της ορνιθοπανίδας

Ο πλούτος και η αφθονία των φυτικών ειδών μετρήθηκαν σε τυχαίες δειγματοληπτικές επιφάνειες διαφορετικών σταδίων εξέλιξης του τοπίου. Η χλωριδική σύγκριση μεταξύ αυτών, με τη χρήση δεικτών ποικιλότητας, ανέδειξε το στάδιο εξέλιξης με την υψηλότερη ποικιλότητα χλωρίδας. Επιπλέον, στις ίδιες επιφάνειες καταγράφηκε και η ποικιλότητα ορνιθοπανίδας, με σκοπό την διερεύνηση της αλληλεπίδρασης μεταξύ των δυο παραγόντων.

5.4.1. Χλωριδική διαφοροποίηση μεταξύ των σταδίων εξέλιξης του τοπίου

Συνολικά καταγράφηκαν 112 φυτικά είδη που ανήκουν σε 55 γένη και 27 οικογένειες (Πίνακας 5.4.1.α). Στο ποολίβαδο καταγράφηκε ο υψηλότερος αριθμός οικογενειών, γενών και ειδών μεταξύ όλων των σταδίων εξέλιξης του τοπίου. Όσον αφορά στις οικογένειες προκύπτει ό,τι η πολυπληθέστερη σε είδη οικογένεια ήταν αυτή των αγρωστωδών (Poaceae), όπως ήταν επίσης και σε κάθε στάδιο εξέλιξης του τοπίου. Ακολούθησαν οι οικογένειες Asteraceae και Fabaceae που περιελάμβαναν το 28% των καταγραφέντων ειδών. Ειδικότερα στον εγκαταλειμμένο αγρό, η οικογένεια Plantaginaceae ήταν πολυπληθέστερη, ενώ στο ποολίβαδο και το ανοιχτό θαμνολίβαδο επικράτησε η οικογένεια Boraginaceae. Στο πυκνό θαμνολίβαδο επικρατούσαν οι οικογένειες Apiaceae και Brassicaceae. Αναφορικά με τα γένη, το πολυπληθέστερο γένος που καταγράφηκε ήταν το *Trifolium* με 7 είδη. Ακολούθησαν τα γένη *Medicago* με 5 είδη, *Lolium* με 4 είδη, *Hordeum* καθώς και *Sonchus* με 3 είδη.

Πίνακας 5.4.1.α. Αριθμός οικογενειών, γενών και ειδών στα διάφορα στάδια εξέλιξης του τοπίου.

Χλωριδικά στοιχεία	Εγκαταλειμμένος αγρός	Ποολίβαδο	Αραιό θαμνολίβαδο	Πυκνό θαμνολίβαδο	Σύνολο επιφανειών
Αριθμός οικογενειών	15	17	15	14	320
Αριθμός γενών	37	43	38	36	320
Αριθμός ειδών	73	88	69	67	320

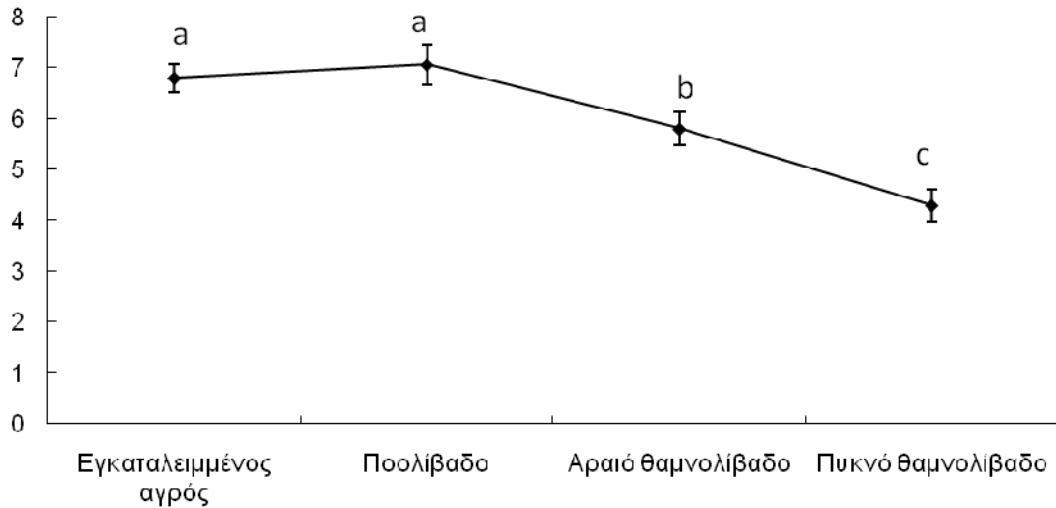
Τα είδη τα οποία παρουσίασαν σε ένα τουλάχιστο στάδιο εξέλιξης του τοπίου μέση συχνότητα εμφάνισης ίση ή μεγαλύτερη του 20% εμφανίζονται στον πίνακα 5.4.1.β. Από τον πίνακα 5.4.1.β φαίνεται ότι στο πυκνό θαμνολίβαδο ο αριθμός των ειδών με υψηλά ποσοστά εμφάνισης ήταν μόνο τέσσερα. Συνολικά καταγράφηκαν 35 είδη ως κοινά και στα τέσσερα στάδια εξέλιξης του τοπίου. Από αυτά, συχνότερα ήταν το *Lolium perenne*

και το *Hordeum murinum* που επικράτησαν και στα τέσσερα στάδια εξέλιξης με υψηλές συχνότητες εμφάνισης.

Πίνακας 5.4.1.β. Είδη με την υψηλότερη (> 20%) μέση συχνότητα εμφάνισης (%) στα τέσσερα στάδια εξέλιξης του τοπίου.

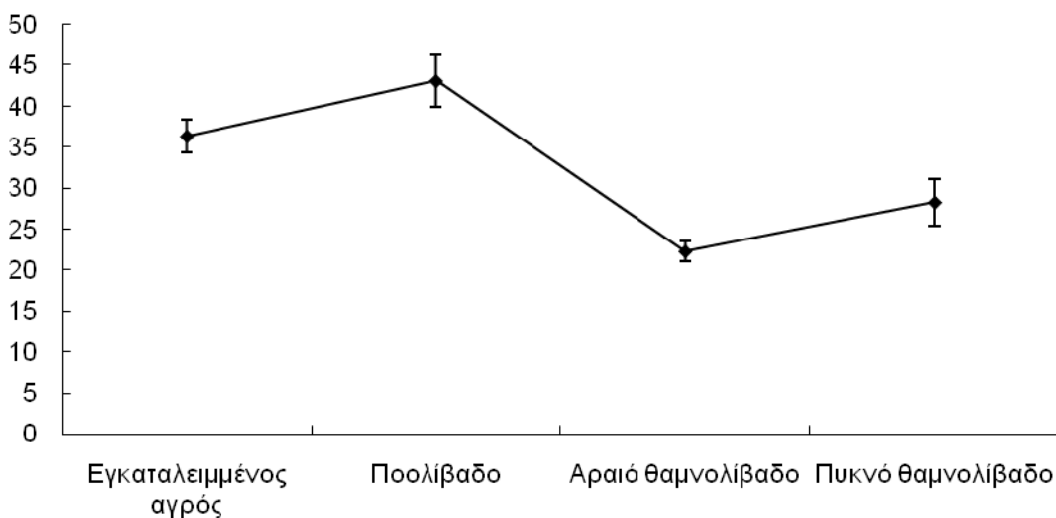
Οικογένεια	Είδος	Εγκαταλειμμένος αγρός	Ποολίβαδο	Αραιό θαμνολίβαδο	Πυκνό θαμνολίβαδο
Apiaceae	<i>Daucus carota</i>			21,25	
Asteraceae	<i>Filago vulgaris</i>	33,75			
Asteraceae	<i>Matricaria chamomilla</i>	25			26,25
Asteraceae	<i>Sonchus palustris</i>			26,25	
Asteraceae	<i>Senecio vulgaris</i>	21,25			
Fabaceae	<i>Vicia cracca</i>	21,25			
Fabaceae	<i>Trifolium campestre</i>	25	27,5		26,25
Fabaceae	<i>Trifolium angustifolium</i>	21,25	27,5		
Lamiaceae	<i>Thymus vulgaris</i>			20	
Poaceae	<i>Hordeum murinum</i>	21,25	27,5	37,5	43,75
Poaceae	<i>Aegilops geniculata</i>	35	22,5	43,75	
Poaceae	<i>Lolium perenne</i>	57,5	32,5	36,25	
Poaceae	<i>Vulpia ciliata</i>	21,25	38,75		
Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i>	28,75	35	42,5	
Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i>	23,75	25	26,25	
Poaceae	<i>Dactylis glomerata</i>			27,5	34,38
Poaceae	<i>Bromus arvensis</i>		28,75		
Poaceae	<i>Poa trivialis</i>		20		
Poaceae	<i>Aira caryophyllea</i>		30		
Poaceae	<i>Avena sterilis</i>	46,25	25		
Poaceae	<i>Cynosurus echinatus</i>		21,25		
Fabaceae	<i>Trifolium hirtum</i>		36,25		
Fabaceae	<i>Trifolium arvense</i>		21,25		
Caryophyllaceae	<i>Cerastium arvense</i>		21,25		
Σύνολο ειδών		13	16	9	4

Εξετάζοντας τον πλούτο ειδών σε κάθε επιφάνεια προκύπτει ότι τα ποολίβαδα παρουσίασαν τον υψηλότερο πλούτο ειδών ανά μονάδα επιφάνειας (7,06 είδη/0,25m²) ακολουθούμενα από τους εγκαταλειμμένους αγρούς με 6,8 είδη/0,25m², τα αραιά θαμνολίβαδα με 5,8 είδη/0,25m² και τα πυκνά θαμνολίβαδα με 4,29 είδη/0,25m² (Γράφημα 5.4.1.α). Βρέθηκε επίσης ότι οι διαφορές αυτές μεταξύ των διαφορετικών σταδίων εξέλιξης του τοπίου ήταν στατιστικώς σημαντικές ($F=13,489$, $p<0,0001$). Συμπερασματικά, ο πλούτος φυτικών ειδών βρέθηκε να μειώνεται με την πρόοδο της διαδοχής και την εξέλιξη του τοπίου προς τα προχωρημένα στάδια όπου αυξάνεται η πύκνωση.



Γράφημα 5.4.1.α. Μέσοι όροι και τυπικά σφάλματα του πλούτου των φυτικών ειδών στα τέσσερα στάδια εξέλιξης του τοπίου. Οι μέσες τιμές που ακολουθούνται από το ίδιο γράμμα στο γράφημα δεν διαφέρουν σημαντικά για το επίπεδο σημαντικότητας $p=0,05$.

Εξετάζοντας την αφθονία των φυτικών ειδών σε κάθε επιφάνεια προκύπτει ότι τα ποολίβαδα παρουσίασαν την υψηλότερη αφθονία ανά μονάδα επιφάνειας (43,08 είδη) ακολουθούμενα από τους εγκαταλειμμένους αγρούς με 36,31 είδη, τα πυκνά θαμνολίβαδα με 28,22 είδη και τα αραιά θαμνολίβαδα με 22,2 είδη (Γράφημα 5.4.1.β). Οι διαφορές αυτές που παρουσίασαν τα διαφορετικά στάδια εξέλιξης του τοπίου δεν ήταν στατιστικώς σημαντικές.



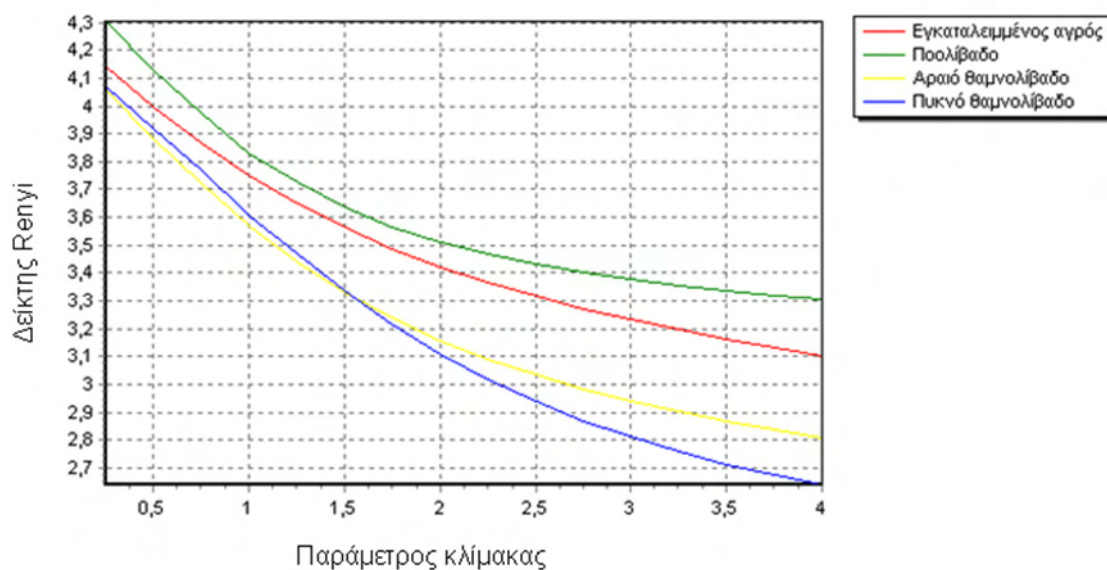
Γράφημα 5.4.1.β. Μέσοι όροι και τυπικά σφάλματα της αφθονίας των φυτικών ειδών στα τέσσερα στάδια εξέλιξης του τοπίου.

Αναφορικά με τη χλωριδική ποικιλότητα που υπολογίστηκε για τα τέσσερα στάδια εξέλιξης του τοπίου και σύμφωνα με το δείκτη Margalef (D_{Mg}), το ποολίβαδο ήταν πιο ποικίλο σε σύγκριση με τα άλλα στάδια, ενώ τα θαμνολίβαδα παρουσίασαν τη μικρότερη ομοιομορφία κατανομής (Πίνακας 5.4.1.γ). Τόσο ο εγκαταλειμμένος αγρός όσο και το ποολίβαδο φιλοξένησαν κυρίαρχα είδη σύμφωνα με τον δείκτη Simpson (D), ενώ ο δείκτης Berger-Parker (BPI) έδειξε χαμηλή διακρίνουσα ικανότητα.

Πίνακας 5.4.1.γ. Δείκτες ποικιλότητας, ισομέρειας και κυριαρχίας των φυτικών ειδών στα τέσσερα στάδια εξέλιξης του τοπίου. Οι τιμές που ακολουθούνται από το ίδιο γράμμα δεν διαφέρουν σημαντικά για το επίπεδο σημαντικότητας $p = 0,05$.

Δείκτες	Στάδιο εξέλιξης τοπίου			
	Εγκαταλειμμένος αγρός	Ποολίβαδο	Αραιό θαμνολίβαδο	Πυκνό θαμνολίβαδο
<i>Δείκτες ποικιλότητας</i>				
Shannon-Weiner (H')	3,75b	3,83a	3,57c	3,61d
Margalef (D_{Mg})	11,98b	14,47a	11,34b	11,02c
<i>Δείκτες ισομέρειας</i>				
Pielou (J)	0,79b	0,82a	0,76d	0,77c
Simpson (E)	0,45a	0,41b	0,36c	0,35d
<i>Δείκτες κυριαρχίας</i>				
Berger-Parker (BPI)	0,08b	0,05c	0,10a	0,12a
Simpson (D)	0,45a	0,41b	0,36c	0,35c

Το διάγραμμα κατάταξης των φυτοκοινοτήτων κατά τη χλωριδική τους ποικιλότητα (διάγραμμα του Rényi) δείχνει ότι το ποολίβαδο υποστήριζε σημαντικά υψηλότερη ποικιλότητα έναντι των άλλων σταδίων εξέλιξης για όλες τις τιμές της αφθονίας των φυτικών ειδών (Γράφημα 5.4.1.α & 5.4.1.β). Αυτό αντανακλάται στη θέση της καμπύλης μεταβολής των τιμών του δείκτη Rényi (Γράφημα 5.4.1.γ). Σε σχέση με τις τιμές της φυτικής ποικιλότητας, η καμπύλη για την περίπτωση του ποολίβαδου βρίσκεται τοποθετημένη υψηλότερα των αντίστοιχων καμπυλών των άλλων σταδίων εξέλιξης.



Γράφημα 5.4.1.γ. Διάγραμμα κατάταξης των φυτοκοινοτήτων των τεσσάρων σταδίων εξέλιξης του τοπίου κατά τη φυτοποικιλότητά τους (διάγραμμα Rényi).

5.4.2 Επίδραση του πλούτου της χλωρίδας στην ορνιθοπανίδα

Από τον πίνακα ανάλυσης διακύμανσης του πλούτου ειδών πουλιών και φυτικών ειδών προκύπτει ότι δεν υπάρχει σημαντική συσχέτιση μεταξύ τους (Sig. = 0,458) (Πίνακας 5.4.2).

Πίνακας 5.4.2. Πίνακας της ανάλυσης διακύμανσης για τον πλούτο ειδών πουλιών σε σχέση με τον πλούτο φυτικών ειδών.

Πηγή μεταβλητότητας	Άθροισμα τετραγώνων	df	Μέσο τετράγωνο	Τιμή F	Sig.
Παλινδρόμηση	2,686	1	2,686	0,582	0,458
Υπόλοιπα	64,613	14	4,615		
Σύνολο	67,300	15			

5.5 Είδη πουλιών - δείκτες

Στην παρούσα έρευνα από τα δεδομένα παρουσίας - απουσίας των πουλιών και με τη χρήση διωνυμικών λογιστικών παλινδρομήσεων προέκυψαν οι πιθανές σχέσεις μεταξύ της εμφάνισης του κάθε είδους και των μετρικών τοπίου. Στη συνέχεια, η μονοπαραγοντική ανάλυση διακύμανσης των μέσων όρων αφθονίας των ειδών - ενδεικτών, που προέκυψαν από τις διωνυμικές λογιστικές παλινδρομήσεις, έδειξε τις σημαντικές επιδράσεις των χωρικών μετρικών καθώς και των αποστάσεων από τις ανθρώπινες υποδομές (χωριά, κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις και γεωργικά κτίρια) στην αφθονία των ειδών - ενδεικτών.

Στην παρούσα έρευνα χρησιμοποιήθηκαν πέντε είδη μόνιμοι κάτοικοι και δύο μεταναστευτικά είδη που αναπαράγονται στην περιοχή. Τα είδη πουλιών που δεν ήταν γενικευμένα είδη και που συσχετίστηκαν σημαντικά με επιλεγμένες μετρικές τοπίου ήταν τα εξής:

***Emberiza cirius* (σιρλοτσιόγλονο)**

Το σιρλοτσιόγλονο είναι επιδημητικό είδος της οικογένειας Emberizidae που αναπαράγεται σε απομονωμένα δένδρα, θάμνους, δίπλα σε καλλιεργήσιμες εκτάσεις κ.ά. Σχετικά μεγαλόσωμο είδος με μακριά ουρά και μεγάλο ράμφος, με κίτρινο χρώμα στο φτέρωμα, είναι στενά συνδεδεμένο με το παραδοσιακό μεσογειακό αγροτικό τοπίο. Είναι κυρίως εντομοφάγο και γι' αυτό προτιμά κοντά στις θέσεις φωλιάσματος να υπάρχουν λιβάδια με πλούσια εντομοπανίδα.

Στην περιοχή έρευνας καταγράφηκε μικρή συχνότητα εμφάνισης του είδους (6,35%) κατά την αναπαραγωγική περίοδο σε θαμνότοπους με πυκνή κυρίως βλάστηση και λίγο υψηλότερη το φθινόπωρο (8,25%). Η συχνότητα εμφάνισης του είδους διέφερε σημαντικά μεταξύ των τριών τοπίων κατά την αναπαραγωγική περίοδο. Παρόλο αυτά συσχετίστηκε σημαντικά σε οριακή τιμή ($P = 0,059$) με το δείκτη κλασματικής διάστασης επιφάνειας χωροσηφίδων του τοπίου FRAC_AM και δεν προέκυψε στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση του μέσου όρου αφθονίας του είδους με κάποια χωρική μετρική. Σε ό,τι αφορά στις ανθρώπινες υποδομές, το είδος αναμένεται να βρεθεί σε αποστάσεις 800 – 1400 m από τους οικισμούς και 400 – 700 m από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις, γεγονός που πιθανόν να συνδέεται με την οικολογία του, καθώς για την ανεύρεση της τροφής του απαιτεί ανοιχτές εκτάσεις στις οποίες σκαλίζει για να βρει τα έντομα και τους σπόρους (Dunning 2001, Anderson 2003).

***Erithacus rubecula* (κοκκινολαίμης)**

Ο κοκκινολαίμης είναι ένα επιδημητικό μικρόσωμο είδος που ανήκει στην οικογένεια Turdidae. Τρέφεται κυρίως με έντομα, προνύμφες εντόμων, αράχνες και μικρούς σπόρους (Cramp et al. 1977-1994). Αναφέρεται στη βιβλιογραφία (Díaz et al. 1998, Santos et al. 2002) ως δασόβιο είδος που φωλιάζει σε ξυλώδη βλάστηση, θάμνους ή δένδρα, ενώ μπορεί να τρέφεται και σε λιβάδια ή εγκαταλειμμένους αγρούς.

Καταγράφηκε μικρή συχνότητα εμφάνισης του είδους (1,58%) κατά την αναπαραγωγική περίοδο σε ανοιχτούς κυρίως θαμνότοπους, η οποία δεν διέφερε σημαντικά μεταξύ των τριών τοπίων (Pearson Chi-square = 2,157, $P = 0,340$). Το είδος

συσχετίστηκε σημαντικά με το δείκτη συσσωμάτωσης χωρονηφίδων του τοπίου (AI). Το είδος αναμένεται να βρεθεί σε απόσταση > 1000 m από τα χωριά, ενώ η παρουσία του συνδέεται περισσότερο με τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις, που πιθανόν συνδέεται με την ευκολία εύρεσης τροφής εκεί. Όμως το είδος σταθερά εμφανίζεται μέσα και κοντά στα χωριά, τα πάρκα και τις πόλεις.

***Fringilla coelebs* (σπίνος)**

Ο σπίνος είναι ένα από τα πιο κοινά και ευρέως διαδεδομένα είδη της οικογένειας Fringillidae. Τα δύο φύλα μπορούν να αναγνωριστούν εύκολα κατά την πτήση. Ο σπίνος τρέφεται με σπόρους, ιδιαίτερα δημητριακών και ζιζανίων, που προσλαμβάνει από το έδαφος (Lack 1986), ενώ το καλοκαίρι μπορεί επίσης να τραφεί με ασπόνδυλα από το έδαφος ή τον αέρα (Holden and Sharrock 2002). Κατά τη χειμερινή περίοδο, το είδος τρέφεται σε μικρές ομάδες κοντά σε φράχτες ή δάση και κουρνιάζει μεμονωμένα ή σε ομάδες (Lack 1986).

Καταγράφηκε η μεγαλύτερη συχνότητα εμφάνισης από όλα τα είδη και στις δυο περιόδους δειγματοληψίας. Η παρουσία του διέφερε στατιστικώς σημαντικά μεταξύ των τριών τοπίων ($F = 24,816$, $P \leq 0,0001$), ενώ το είδος δεν συσχετίστηκε σημαντικά με κάποιο δείκτη σύνθεσης και διάρθρωσης του τοπίου. Παρόλο αυτά, αναμένεται σε κοντινή απόσταση από οικισμούς (1000 – 1300 m) και κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις (1000 – 1400 m).

***Galerida cristata* (κατσουλιέρης)**

Ο κατσουλιέρης κατατάσσεται στα είδη Βόρειου πανιδικού τύπου και ανήκει στην οικογένεια Alaudidae. Τρέφεται κυρίως με σπόρους και φωλιάζει στο έδαφος (Cramp et al. 1977-1994).

Είναι είδος κοινό με συνολική συχνότητα εμφάνισης 20% στην περιοχή έρευνας, ενώ καταγράφηκε στα περισσότερα ενδιαίτηματα και κοντά σε κατοικημένες περιοχές. Τα αποτελέσματα που προέκυψαν από το δενδρόγραμμα ομαδοποίησης των ειδών συμφωνούν με την κατηγοριοποίηση άλλων ερευνητών (Díaz et al. 1998, Santos et al. 2002) που αναφέρουν ότι το είδος είναι ιδιαίτερα κοινό και άφθονο, ειδικά σε ανοιχτές και άγονες περιοχές με μικρή κάλυψη, αραιά φρύγανα και ειδικά σε καλλιέργειες και βοσκοτόπια (0 - 800m υψόμετρο). Η συχνότητα εμφάνισης του είδους διέφερε σημαντικά μεταξύ των τριών τοπίων ($F = 38,704$, $P \leq 0,0001$) κατά την αναπαραγωγική περίοδο. Επίσης, συσχετίστηκε

σημαντικά με τον συντελεστή διακύμανσης ακτίνας περιστροφής (GYRATE_CV), ενώ δεν αναμένεται να βρεθεί σε οποιαδήποτε απόσταση από τις ανθρώπινες εγκαταστάσεις.

***Luscinia megarhynchos* (αηδόني)**

Το αηδόني έχει ευρεία κατανομή στην κεντρική και νότια Ευρώπη, καθώς και την Κεντρική Ασία. Ανήκει στην οικογένεια Turdidae και προτιμάει συνήθως ενδιαιτήματα με ήπιο έως θερμό κλίμα. Μπορεί να βρεθεί σε δασικές περιοχές με πυκνή, χαμηλή κάλυψη με μικρά δέντρα και γυμνό έδαφος.

Καταγράφηκε με συχνότητα εμφάνισης 19,37% μόνο την άνοιξη. Καταγράφηκε και στα τρία τοπία με τη μεγαλύτερη όμως αφθονία και πυκνότητα αναπαραγόμενων ζευγαριών στο ημιορεινό τοπίο. Αυτό ίσως οφείλεται στο γεγονός, ότι στο ημιορεινό τοπίο κυριαρχούν οι πυκνοί θάμνοι, ένα ενδιαιτήμα που προτιμά ιδιαίτερα το είδος για να κρύβεται αποτελεσματικά. Επίσης, το είδος συσχετίστηκε σημαντικά με το δείκτη μέσου σχήματος χωροψηφίδας (SHAPE_AM) και με το δείκτη συσσωμάτωσης χωροψηφίδων του τοπίου (AI) βάσει της διωνυμικής λογιστικής παλινδρόμησης. Προφανώς, το συγκεκριμένο είδος που δεν μετακινείται σε μεγάλες αποστάσεις προτιμά περιοχές, όπου τα ενδιαιτήματα τροφοληψίας και φωλιάσματος είναι σε υψηλή συνδεσιμότητα μεταξύ τους.

***Oriolus oriolus* (συκοφάγος)**

Ο συκοφάγος, είδος της οικογένειας Oriolidae είναι καλοκαιρινός επισκέπτης σε πυκνά δάση φυλλοβόλων και συχνά κοντά σε συκιές, κερασιές, μουριές. Είναι αποτελεσματικός στην εύρεση εντόμων σε βλάστηση (Likoff 2007). Ειδικά την αναπαραγωγική περίοδο ταΐζει τους νεοσσούς με βομβίνους (Milwright 1998). Παρά το λαμπερό του χρώμα, κρύβεται ιδιαίτερα καλά στο πυκνό φύλλωμα των δένδρων.

Καταγράφηκε με μικρή συχνότητα εμφάνισης (4,44%) κατά την αναπαραγωγική περίοδο. Ενώ καταγράφηκε και στα τρία τοπία της περιοχής έρευνας, έδειξε τη μεγαλύτερη συχνότητα εμφάνισης στο ορεινό τοπίο. Αυτό πιθανόν οφείλεται στην οικολογία του είδους που προτιμά κυρίως πυκνά δάση φυλλοβόλων. Ο συκοφάγος συσχετίστηκε σημαντικά σε οριακή τιμή με το δείκτη διασποράς και γειτνίασης (IJI) ($P = 0,058$).

***Turdus merula* (κότσυφας)**

Ο κότσυφας κατατάσσεται στα είδη Βόρειου πανιδικού τύπου, τρέφεται κυρίως με ασπόνδυλα και φωλιάζει σε θάμνους (Cramp et al. 1977 - 1994). Αντίθετα με την

κατηγοριοποίηση της παρούσας έρευνας, οι Díaz et al. (1998) και Santos et al. (2002) κατέταξαν το συγκεκριμένο είδος στα δασόβια είδη.

Το είδος σημείωσε την υψηλότερη συχνότητα εμφάνισης στο ορεινό τοπίο (10,47%), ενώ δεν καταγράφηκε σε καμία δειγματοληπτική επιφάνεια στο πεδινό τοπίο. Η συχνότητα εμφάνισης του είδους διέφερε σημαντικά μεταξύ των τριών τοπίων ($F = 20,647$, $P \leq 0,0001$) κατά την αναπαραγωγική περίοδο. Η παρουσία του είδους συσχετίστηκε σημαντικά με το συντελεστή διακύμανσης επιφάνειας χωροσηφίδας (AREA_CV). Η αφθονία του είδους είναι αυξημένη και χαρακτηρίζεται ως ευρύοικο για την συγκεκριμένη κατανομή.

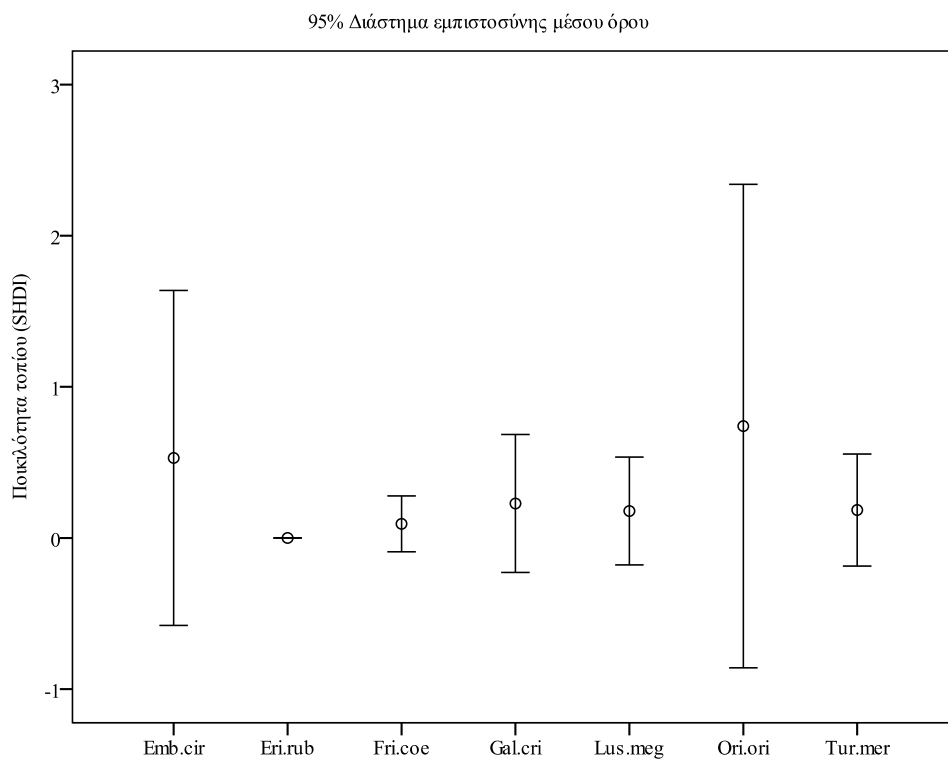
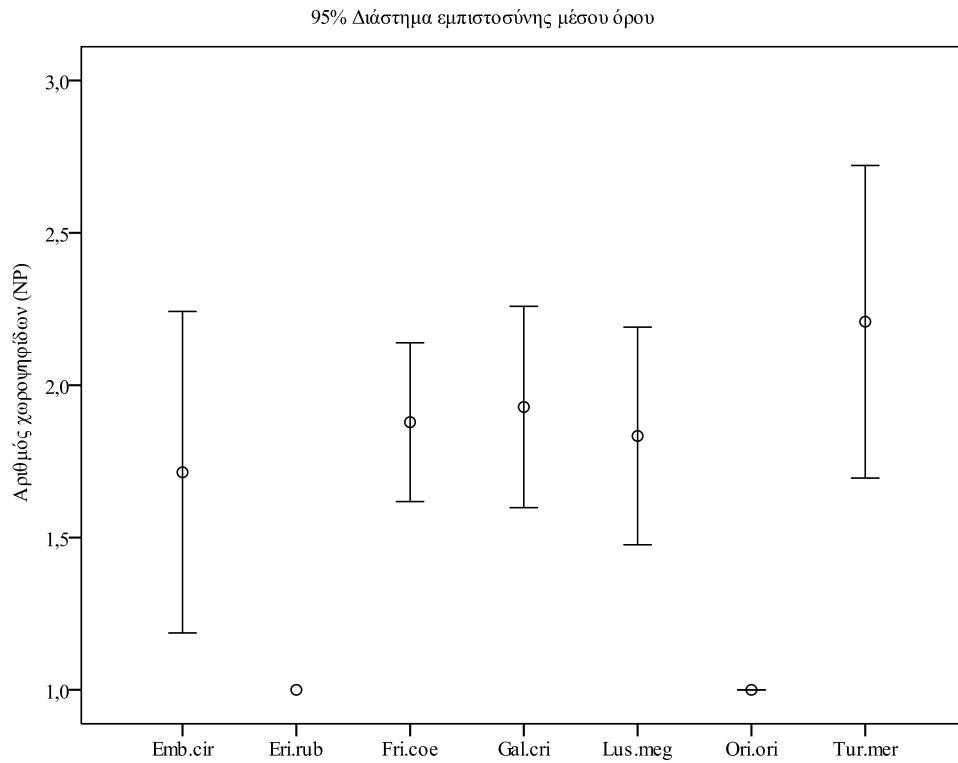
Για τη σύγκριση των επιλεγμένων ειδών - δεικτών σύμφωνα με την εξάρτησή τους από ένα συγκεκριμένο εύρος μελετηθέντων παραμέτρων, ήτοι σύνθεση και χωρική διάρθρωση του τοπίου, απόσταση από τα χωριά, τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις και τα γεωργικά κτίρια, επιλέχθηκε η μονοπαραγοντική ανάλυση διακύμανσης και η εκτενής παρουσίαση των αντίστοιχων θηκογραμμάτων.

5.5.1 Σε σχέση με τη σύνθεση του τοπίου

Η ανάλυση διακύμανσης (Πίνακας 5.5.1) έδειξε ότι οι τιμές σημαντικότητας p είναι τιμές μεγαλύτερες από το επίπεδο σημαντικότητας (0,05) για τα επτά επιλεγμένα είδη πουλιών, επομένως δεν υπάρχουν σημαντικές διαφορές μεταξύ των μέσων όρων (Γράφημα 5.5.1). Η σύνθεση τοπίου με βάση τον αριθμό των χωροσηφίδων (NP) και το δείκτη ποικιλότητας Shannon (SHDI) για τα επιλεγμένα είδη πουλιών δεν διέφερε σημαντικά και επομένως κανένα είδος δεν επιλέχθηκε ως δείκτης σύνθεσης του τοπίου.

Πίνακας 5.5.1. Πίνακας της ανάλυσης διακύμανσης για τον αριθμό χωροσηφίδων (NP) και το δείκτη ποικιλότητας τοπίου Shannon (SHDI).

Πηγή μεταβλητότητας	Άθροισμα τετραγώνων	df	Μέσο τετράγωνο	Τιμή F	Sig.
<i>Αριθμός χωροσηφίδων (NP)</i>					
Παράγοντας	7,032	6	1,172	0,945	0,464
Σφάλμα	240,560	194	1,240		
Σύνολο	247,592	200			
<i>Ποικιλότητα τοπίου (SHDI)</i>					
Παράγοντας	7813705,551	6	1302284,258	0,583	0,744
Σφάλμα	714608657,856	320	2233152,056		



Γράφημα 5.5.1. Διάστημα εμπιστοσύνης των μέσων όρων για τα επτά είδη πουλιών σε σχέση με δυο δείκτες σύνθεσης του τοπίου, τον αριθμό χωροψηφίδων (επάνω) και το δείκτη ποικιλότητας Shannon (κάτω).

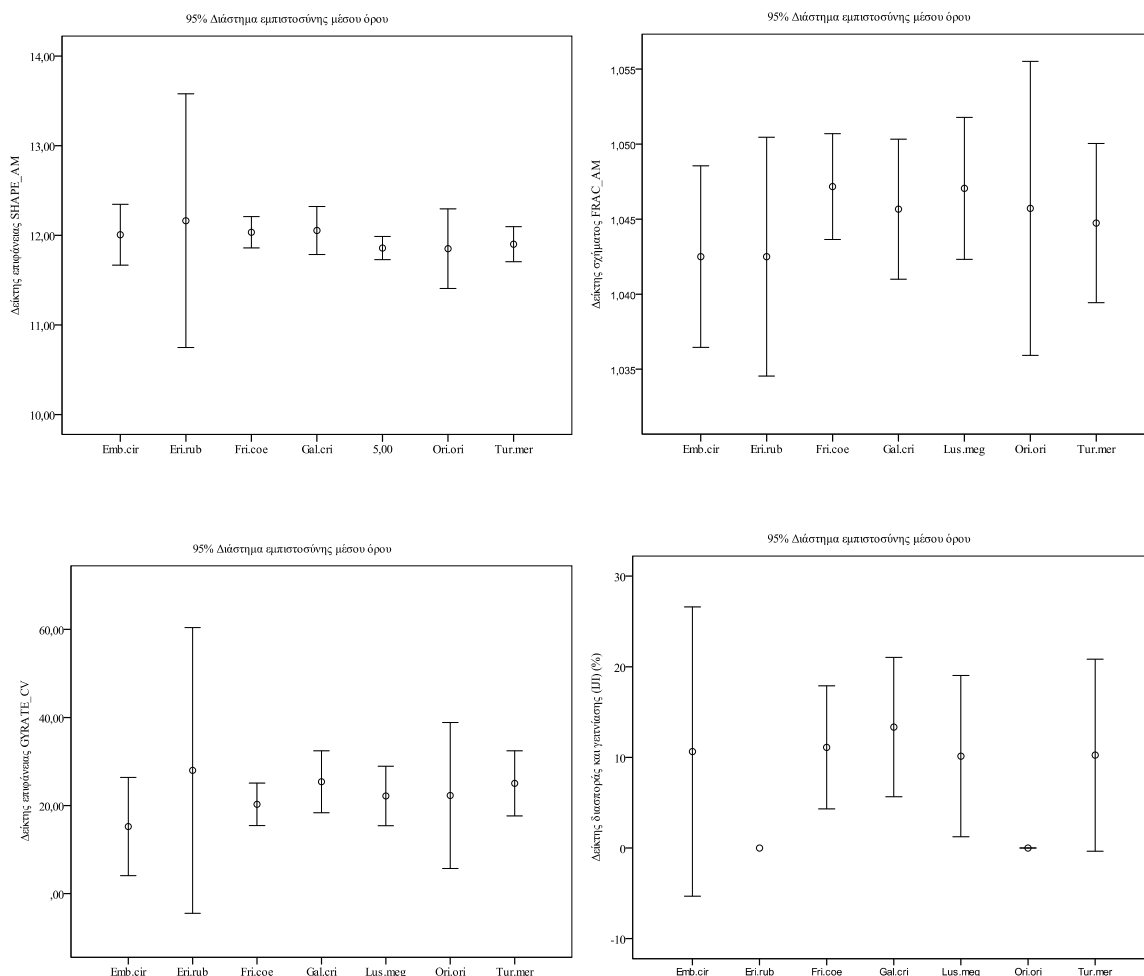
5.5.2 Σε σχέση με τη χωρική διάρθρωση του τοπίου

Σχήμα, διασπορά και γειτνίαση χωροψηφίδων

Η ανάλυση διακύμανσης (Πίνακας 5.5.2.α) έδειξε ότι οι τιμές σημαντικότητας p είναι τιμές μεγαλύτερες από το επίπεδο σημαντικότητας (0,05) για τα επτά επιλεγμένα είδη πουλιών, επομένως δεν υπάρχουν σημαντικές διαφορές μεταξύ των μέσων όρων (Γράφημα 5.5.2.α).

Πίνακας 5.5.2.α. Πίνακας της ανάλυσης διακύμανσης για τους δείκτες σχήματος (SHAPE_AM, FRAC_AM), επιφάνειας (GYRATE_CV) και κατακερματισμού του τοπίου (IJI).

Πηγή μεταβλητότητας	Άθροισμα τετραγώνων	df	Μέσο τετράγωνο	Τιμή F	Sig.
<i>Δείκτης σχήματος (SHAPE_AM)</i>					
Παράγοντας	2,329	6	0,388	0,545	0,774
Σφάλμα	230,202	323	0,713		
Σύνολο	232,531	329			
<i>Δείκτης σχήματος (FRAC_AM)</i>					
Παράγοντας	0,001	6	0,000	0,301	0,936
Σφάλμα	0,109	322	0,000		
Σύνολο	0,110	328			
<i>Δείκτης επιφάνειας (GYRATE_CV)</i>					
Παράγοντας	2650,697	6	441,783	0,622	0,713
Σφάλμα	229531,617	323	710,624		
Σύνολο	232182,314	329			
<i>Δείκτης κατακερματισμού (IJI)</i>					
Παράγοντας	949,985	6	158,331	0,214	0,972
Σφάλμα	143516,831	194	739,777		
Σύνολο	144466,816	200			



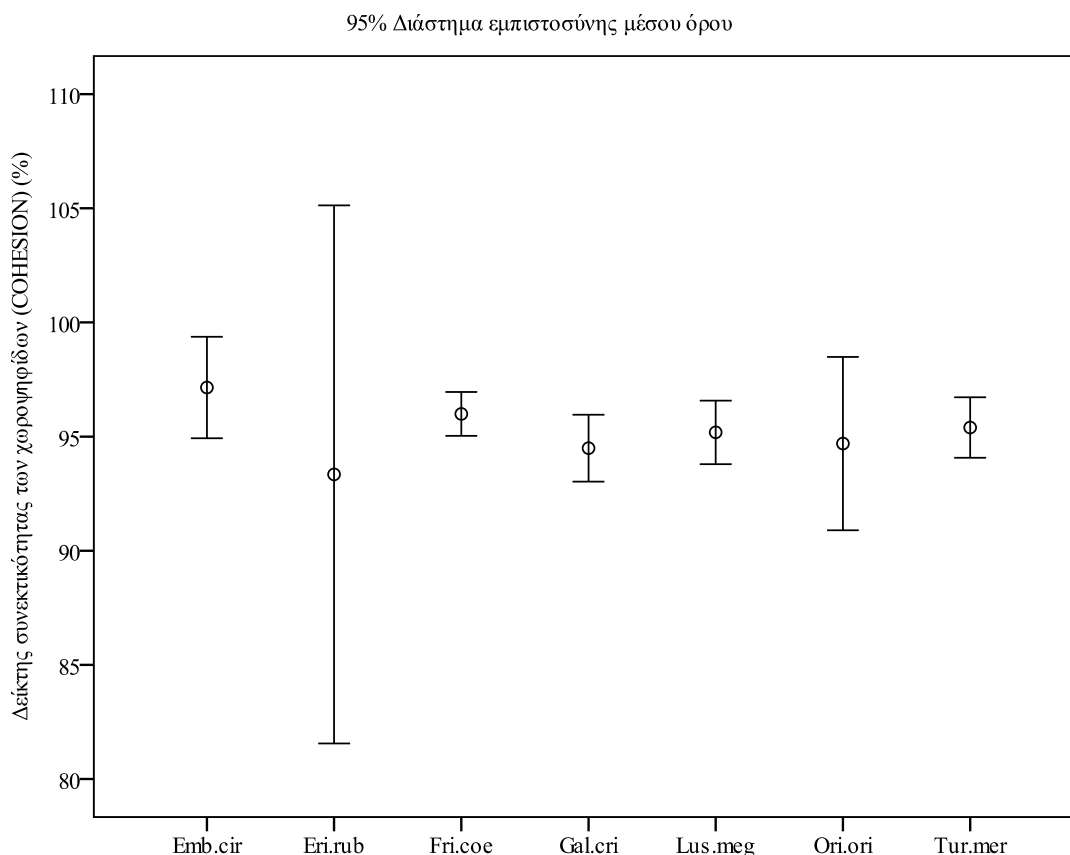
Γράφημα 5.5.2.α. Διάστημα εμπιστοσύνης των μέσων όρων για τα επτά είδη πουλιών σε σχέση με τους δείκτες σχήματος (SHAPE_AM, FRAC_AM) (επάνω), επιφάνειας (GYRATE_CV) και κατακερματισμού του τοπίου (III) (κάτω).

Συνδεσιμότητα τοπίου

Η ανάλυση διακύμανσης (Πίνακας 5.5.2.β) έδειξε ότι οι τιμές σημαντικότητας p είναι τιμές μεγαλύτερες από το επίπεδο σημαντικότητας (0,05) για τα επτά επιλεγμένα είδη πουλιών, επομένως δεν υπάρχουν σημαντικές διαφορές μεταξύ των μέσων όρων (Γράφημα 5.5.2.β).

Πίνακας 5.5.2.β. Πίνακας της ανάλυσης διακύμανσης για το δείκτη συνεκτικότητας (COHESION) των χωροσηφίδων του τοπίου.

Πηγή μεταβλητότητας	Άθροισμα τετραγώνων	df	Μέσο τετράγωνο	Τιμή F	Sig.
Δείκτης συνεκτικότητας (COHESION)					
Παράγοντας	180,775	6	30,129	1,044	0,397
Σφάλμα	9266,841	321	28,869		
Σύνολο	9447,616	327			



Γράφημα 5.5.2.β. Διάστημα εμπιστοσύνης των μέσων όρων για τα επτά είδη πουλιών σε σχέση με το δείκτη συνεκτικότητας (COHESION) των χωρονηφίδων του τοπίου.

5.5.3 Σε σχέση με την απόσταση από τους οικισμούς

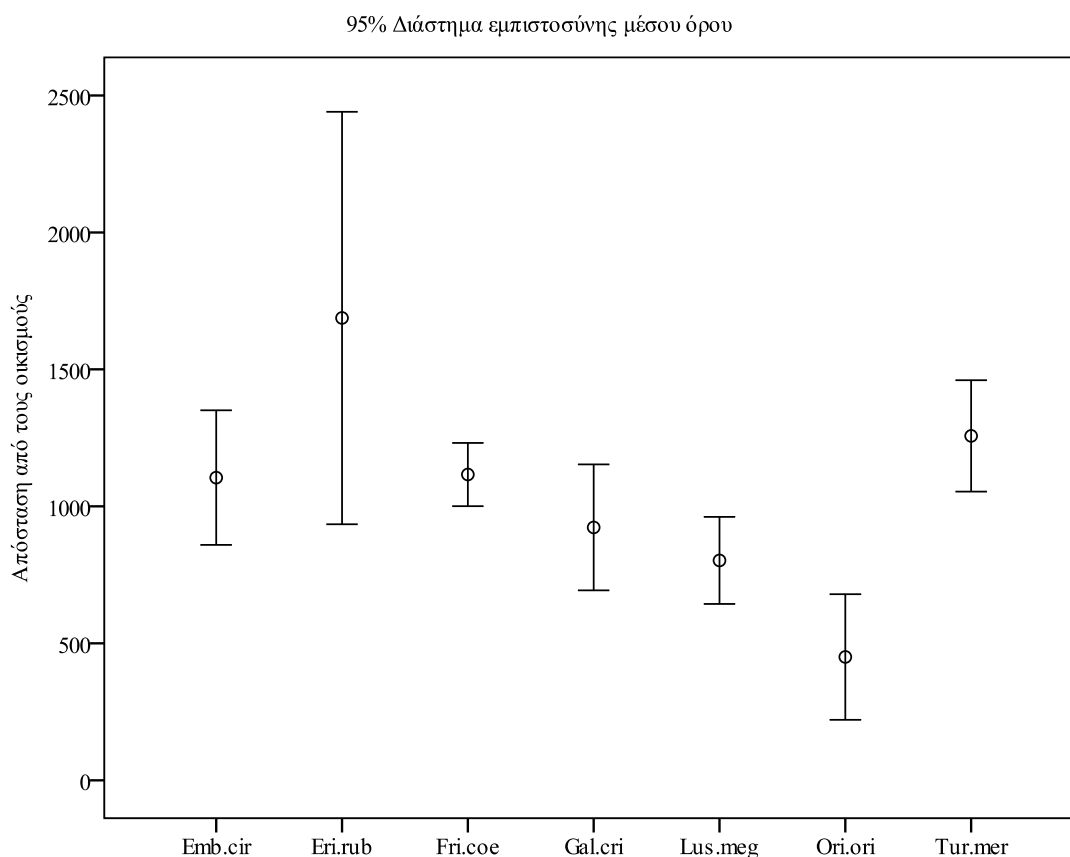
Η ανάλυση διακύμανσης (Πίνακας 5.5.3) έδειξε ότι οι τιμές p για την απόσταση από τους οικισμούς είναι μικρότερη από το επίπεδο σημαντικότητας 0,05 για τα παρατηρούμενα είδη πουλιών, οπότε υπάρχει σημαντική διαφορά μεταξύ των μέσων όρων.

Πίνακας 5.5.3. Πίνακας της ανάλυσης διακύμανσης για την απόσταση από τους οικισμούς.

Πηγή μεταβλητότητας	Άθροισμα τετραγώνων	df	Μέσο τετράγωνο	Τιμή F	Sig.
Παράγοντας	13175244,206	6	2195874,034	5,617	0,000
Σφάλμα	113756802,774	291	390916,848		
Σύνολο	126932046,980	297			

Το διάστημα εμπιστοσύνης των μέσων όρων για τα επτά επιλεγμένα είδη πουλιών διαφέρει σημαντικά και επομένως από το γράφημα 5.5.3 συμπεραίνεται ποια είδη μπορούν

να επιλεγθούν ως δείκτες, όπως για παράδειγμα ο σπίνος και το αηδόνι που παρουσίασαν μικρότερο εύρος στο διάστημα εμπιστοσύνης μέσω των όρων σε σχέση με τα άλλα είδη.



Γράφημα 5.5.3. Διάστημα εμπιστοσύνης των μέσων όρων για τα επιλεγμένα είδη πουλιών σε σχέση με την απόσταση από τους οικισμούς.

5.5.4 Σε σχέση με την απόσταση από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις

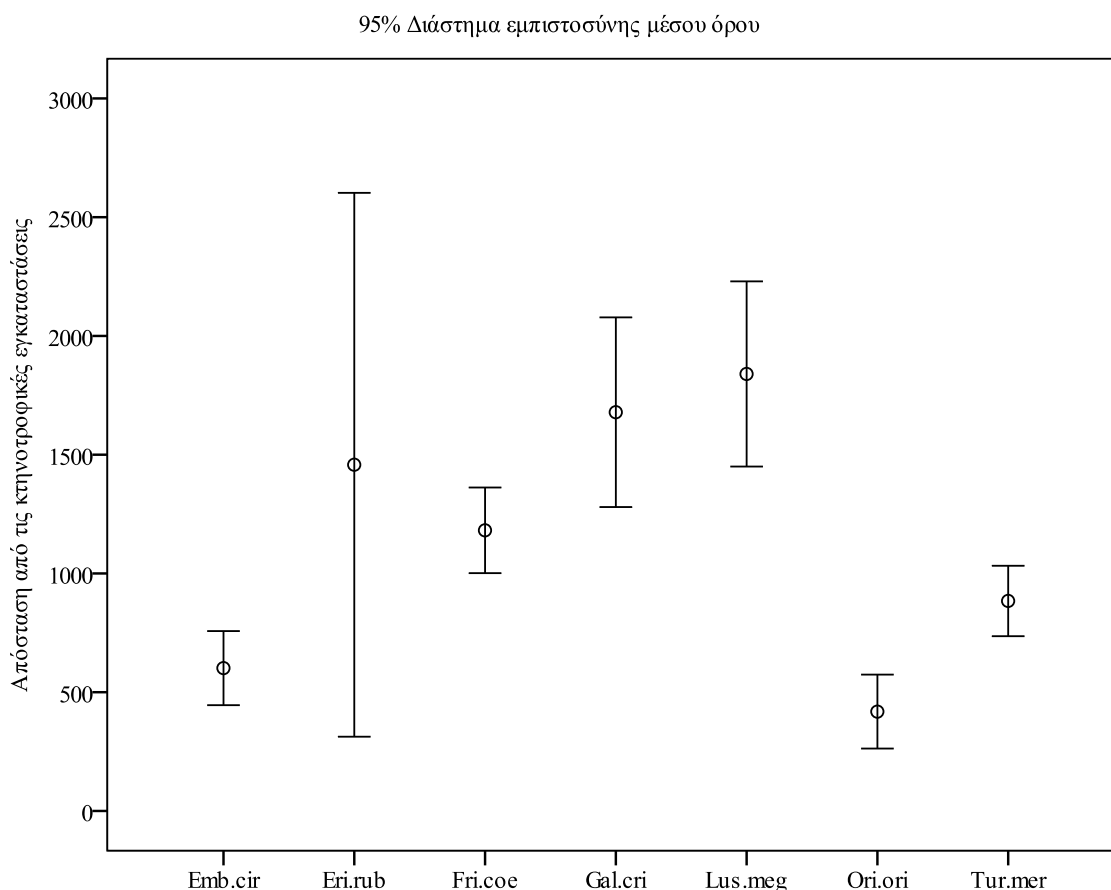
Η ανάλυση διακύμανσης (Πίνακας 5.5.4) έδειξε ότι οι τιμές p για την απόσταση από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις σημαντικές για τα παρατηρούμενα είδη πουλιών, επομένως υπάρχει σημαντική διαφορά μεταξύ των μέσων όρων. Επομένως, σε διαφορετική απόσταση από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις συναντώνται διαφορετικά είδη πουλιών και επομένως κάποιο είδος μπορεί να επιλεγθεί ως δείκτης.

Πίνακας 5.5.4. Πίνακας της ανάλυσης διακύμανσης για την απόσταση από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις.

Πηγή μεταβλητότητας	Άθροισμα τετραγώνων	df	Μέσο τετράγωνο	Τιμή F	Sig.
Παράγοντας	57521330,518	6	9586888,420	8,755	0,000

Σφάλμα	318637744,640	291	1094975,067	
Σύνολο	376159075,158			

Για να διαχωριστούν τα διαφορετικά είδη πουλιών ανάλογα με τις προτιμήσεις τους σε ένα συγκεκριμένο εύρος απόστασης από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις δημιουργήθηκε το διάστημα εμπιστοσύνης του μέσου όρου για το κάθε είδος (Γράφημα 5.5.4). Όπως φαίνεται από το παρακάτω γράφημα, το σιρλοσίχλο, ο συκοφάγος και ο κότσυφας αναμένονται να βρεθούν σε κοντινές αποστάσεις γύρω από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις, ενώ ο κατσουλιέρης και το αηδόني σε περισσότερα από 1500 m μακριά από τις εγκαταστάσεις. Σε ό,τι αφορά στο πιο κοινό είδος, το σπίνο, αναμένεται να βρεθεί σε αποστάσεις 1000 – 1400 m μακριά από τις εγκαταστάσεις. Τέλος, ο κοκκινολαίμης δεν δείχνει να διαφοροποιείται καθόλου σε σχέση με την απόσταση, οπότε δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης.



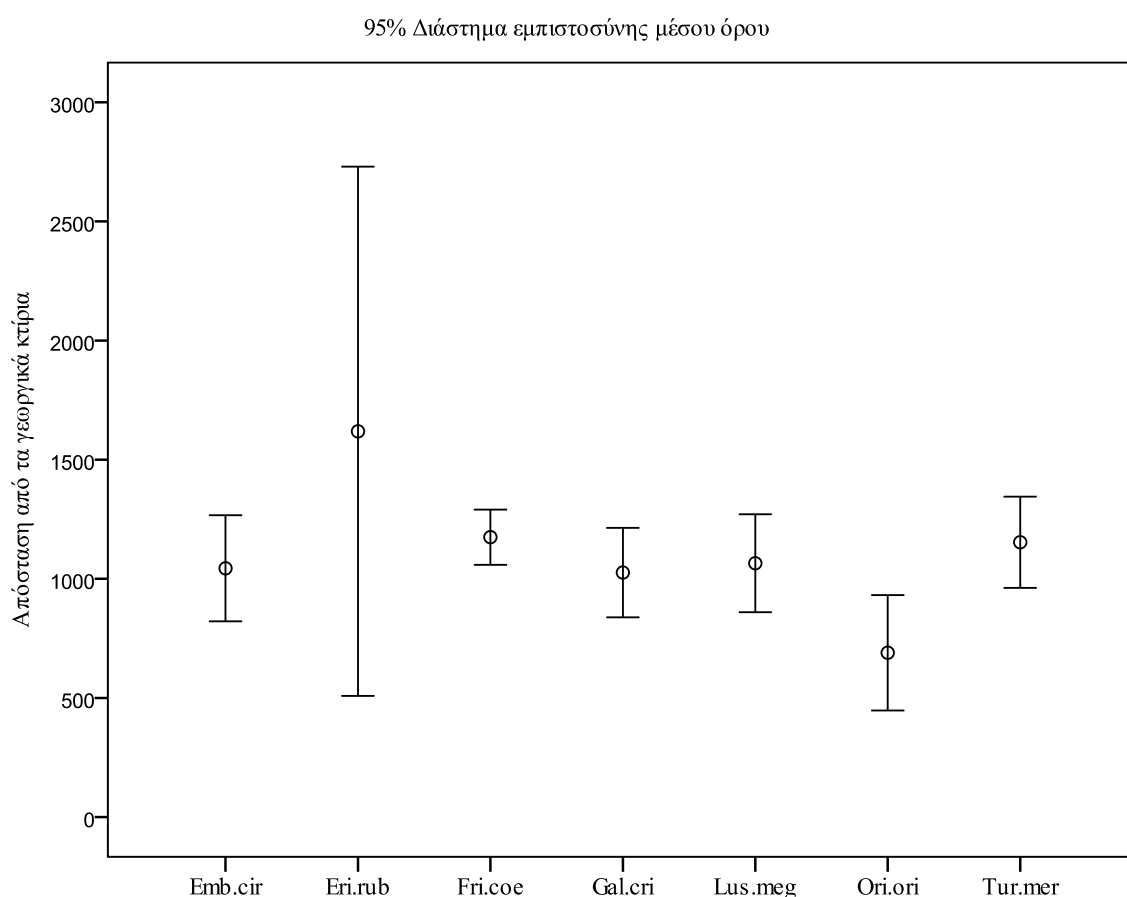
Γράφημα 5.5.4. Διάστημα εμπιστοσύνης του μέσου όρου για τα επιλεγμένα είδη πουλιών σε σχέση με την απόσταση από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις.

5.5.5 Σε σχέση με την απόσταση από τα γεωργικά κτίρια

Η ανάλυση διακύμανσης (Πίνακας 5.5.5) έδειξε ότι οι τιμές p για την απόσταση από τα γεωργικά κτίρια είναι μεγαλύτερη από το επίπεδο σημαντικότητας 0,05 για τα παρατηρούμενα είδη πουλιών, επομένως δεν υπάρχει σημαντική διαφορά μεταξύ των μέσων όρων. Κατά συνέπεια κανένα είδος δεν μπορεί να επιλεγεί ως δείκτης (Γράφημα 5.5.5).

Πίνακας 5.5.5. Πίνακας της ανάλυσης διακύμανσης για την απόσταση από τα γεωργικά κτίρια.

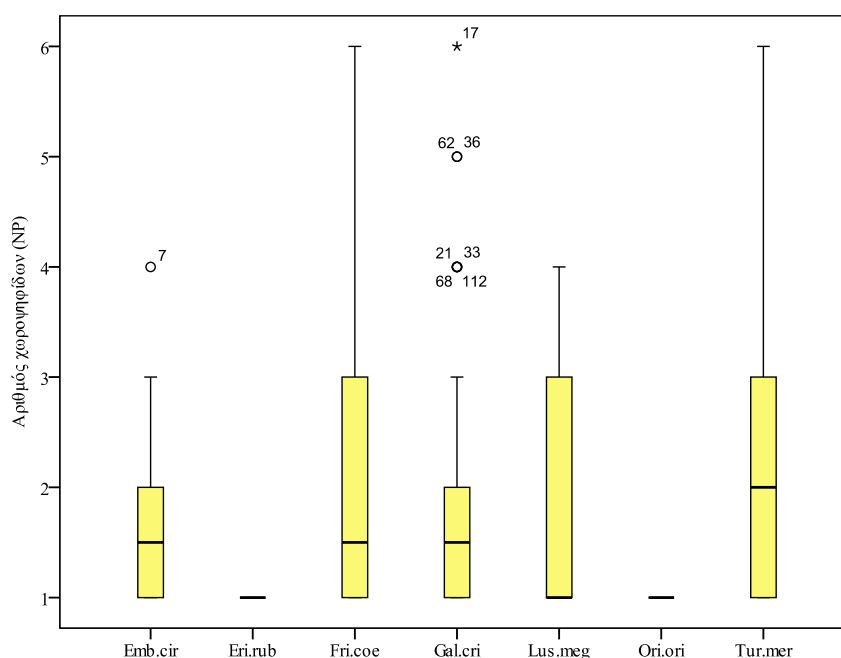
Πηγή μεταβλητότητας	Άθροισμα τετραγώνων	df	Μέσο τετράγωνο	Τιμή F	Sig.
Παράγοντας	4711511,613	6	785251,936	1,887	0,083
Σφάλμα	121113984,900	291	416199,261		
Σύνολο	125825496,513	297			



Γράφημα 5.5.5. Διάστημα εμπιστοσύνης του μέσου όρου για τα επιλεγμένα είδη πουλιών σε σχέση με την απόσταση από τα γεωργικά κτίρια.

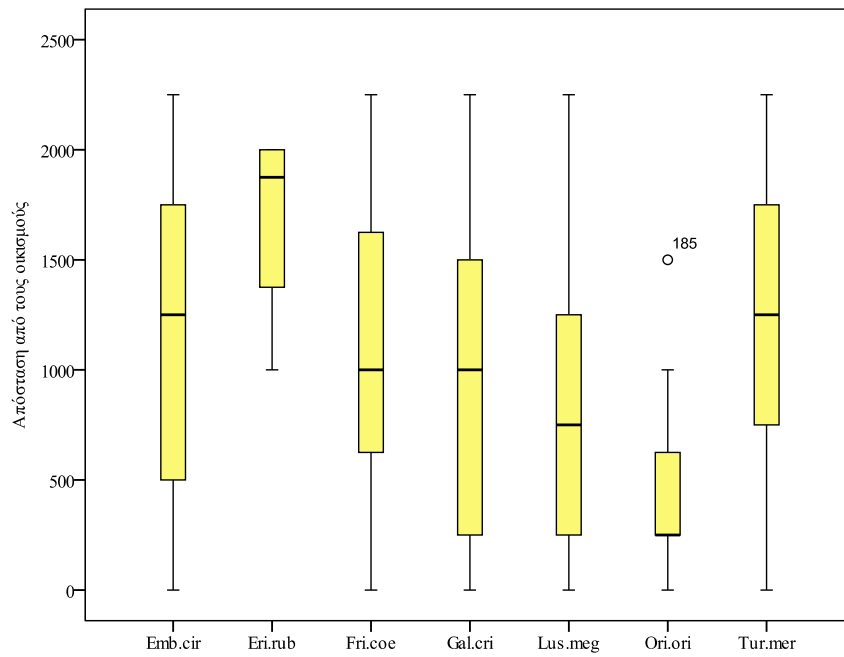
5.5.6 Θηκογράμματα

Ακολουθούν οι κατανομές των επτά ειδών πουλιών σε σχέση με τους δυο δείκτες σύνθεσης του τοπίου (Γράφημα 5.5.6.α). Από το γράφημα προκύπτει ότι η κατανομή είναι συμμετρική για το σιρλοσίχλονο, κατσουλιέρη και κότσυφα. Επειδή όμως υπάρχουν ιδιαίτερα ακραίες τιμές για την κατανομή του κατσουλιέρη και το εύρος των τιμών στα δυο ακραία τεταρτημόρια διαφέρει σημαντικά για τα άλλα δυο είδη, δεν μπορεί να επιλεγθεί κάποιο είδος ως δείκτης της ποικιλότητας του τοπίου.

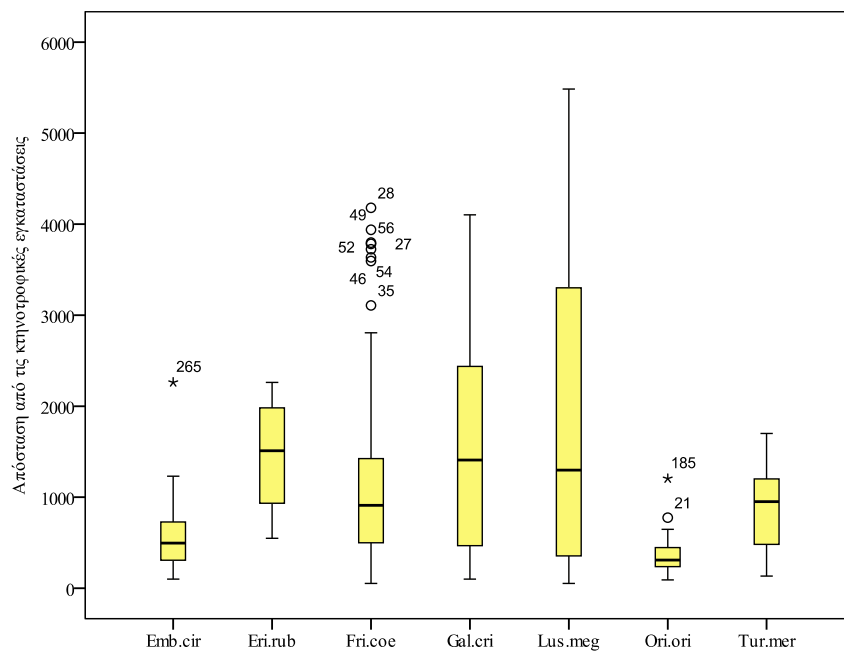


Γράφημα 5.5.6.α. Θηκογράμματα κατανομής των επτά ειδών πουλιών σε σχέση με τον αριθμό χωροσηφίδων. Οι ακραίες τιμές περιγράφονται με «ο», ενώ οι εξαιρετικά ακραίες τιμές περιγράφονται με «*».

Ομοίως, η κατανομή του σιρλοτσιγλίδου, αηδονιού και κότσυφα είναι συμμετρική σε σχέση με την απόσταση από τους οικισμούς, ενώ συμμετρική είναι η κατανομή του σιρλοσίχλονο, κοκκινολαίμη, σπίνου, συκοφάγου και κότσυφα σε σχέση με την απόσταση από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις.



Γράφημα 5.5.6.β. Θηκογράμματα κατανομής των επτά ειδών πουλιών σε σχέση με την απόσταση από τους οικισμούς. Οι ακραίες τιμές περιγράφονται με «ο».



Γράφημα 5.5.6.γ. Θηκογράμματα κατανομής των επτά ειδών πουλιών σε σχέση με την απόσταση από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις. Οι ακραίες τιμές περιγράφονται με «ο», ενώ οι εξαιρετικά ακραίες περιγράφονται με «*».

6.1 Χωρικά μοτίβα των τριών τοπίων

Τα ευρήματα της παρούσας έρευνας έδειξαν ό,τι το πεδινό τοπίο αποτελείται από μεγάλες χωροσηφίδες αγροτικής γης, έχει περισσότερη φυσική συνεκτικότητα και επιπλέον χαρακτηρίζεται από απλή γεωμετρικότητα σε σύγκριση με τα άλλα δύο τοπία. Καταρχήν, οι κατά πολύ μεγαλύτερες χωροσηφίδες του πεδινού τοπίου σε σύγκριση με αυτές των άλλων δυο τοπίων δικαιολογούν τον μικρότερο αριθμό (NP), και επομένως τη χαμηλή τιμή πυκνότητάς τους (PD). Το γεγονός αυτό οφείλεται στη μονοκαλλιέργεια που έχει επικρατήσει στις πεδινές παραγωγικές εκτάσεις της περιοχής, κυρίως με καλλιέργειες βαμβακιού και καλαμποκιού, δηλαδή την επέκταση αρόσιμων κυρίως καλλιεργειών σε βάρος λειμώνων και δενδρωδών καλλιεργειών. Η αυξημένη εκμηχάνιση της γεωργίας με τα ανταποδοτικά οικονομικά οφέλη για τους καλλιεργητές οδήγησαν στη μείωση πολύτιμων φυσικών κυρίως ενδιαιτημάτων και στοιχείων του τοπίου, όπως φυτοφράχτες, δασύλλια, υγρότοποι. Η φυσική συνεκτικότητα και απλή γεωμετρία των χωροσηφίδων του πεδινού τοπίου αποτυπώνεται με τις υψηλές τιμές του βαθμού επέκτασης χωροσηφίδων (GYRATE_CV), συνάθροισης χωροσηφίδων (CONTAG), κλασματικής διάστασης επιφάνειας αυτών (FRAC_AM), καθώς και με τις χαμηλές τιμές του δείκτη διάτμησης (SPLIT). Χαρακτηριστικό του ορεινού τοπίου αποτελεί και το μήκος του οικοτόνου (ED), που είναι το μεγαλύτερο μεταξύ και των τριών τοπίων, αναδεικνύοντας την ιδιαίτερη οικολογική σημασία που έχει για τη βιοποικιλότητα. Παρόμοιες μελέτες έδειξαν, ότι τα τοπία που κυριαρχεί η αγροτική γη έχουν συμμετρικά σχέδια που δημιουργούνται από τις σύγχρονες μεθόδους εντατικής καλλιέργειας (Krummel et al. 1987, Moser et al. 2002) και καταλήγουν σε απλοποιημένα μοτίβα τοπίου (Schindler et al. 2008). Στο ίδιο συμπέρασμα κατέληξαν και οι Papastergiadou et al. (2007) για την προστατευόμενη περιοχή της λίμνης Στυμφαλίας όπου η συγκέντρωση των γεωργικών καλλιεργειών δημιούργησε ένα ομοιογενές τοπίο. Άλλοι ερευνητές έδειξαν, ότι η γεωργία των μονοκαλλιεργειών οδηγεί

στην αφαίρεση φυτοφραχτών, φυσικών γραμμικών στοιχείων και χέρσων εκτάσεων από το τοπίο (Stoate et al. 2001, Deckers et al. 2004).

Η παρούσα έρευνα ανέδειξε ακόμη τις ποικίλες επιπτώσεις στη δομή του τοπίου από τους διαφορετικούς τρόπους άσκησης της γεωργοκτηνοτροφικής δραστηριότητας. Συγκεκριμένα, η εντατική μορφή άσκησης της γεωργίας στο πεδινό τοπίο δημιουργεί ένα ομοιογενές τοπίο με χαμηλή ετερογένεια, ενώ η διατήρηση ποικιλίας καλλιεργειών, σε συνδυασμό με τον παραδοσιακό τρόπο άσκησης γεωργοκτηνοτροφικών δραστηριοτήτων, δημιουργεί ένα ιδιαίτερα ετερογενές ορεινό τοπίο. Άλλοι ερευνητές έδειξαν επίσης, ότι οι χρήσεις γης διαδραματίζουν καίριο ρόλο στην ετερογένεια του τοπίου (Farina 1998, Wu and Hobbs 2002). Σε παρόμοιο αποτέλεσμα κατέληξαν οι Gao et al. (2009) που έδειξαν ότι η ανθρώπινη δραστηριότητα, πέραν του υψομέτρου, επηρέασε σε μεγάλο βαθμό τη δομή του τοπίου με αποτέλεσμα τις διαφορετικές χρήσεις γης σε ορεινά χωριά της Κίνας. Γενικά, το χωρικό μοτίβο χρήσεων γης που έλαβε χώρα κατά τη διάρκεια των τελευταίων δεκαετιών στις ανεπτυγμένες χώρες είναι το εξής: οι πεδινές εκτάσεις χρησιμοποιούνται εντατικά για τις ανθρώπινες ανάγκες, ενώ οι ορεινές περιοχές εγκαταλείπονται, με αποτέλεσμα να υποβάλλονται σε φυσικές διαδικασίες αναδάσωσης (MacDonald et al. 2000, Santos 2000, Lambin et al. 2003).

Ένα ακόμη σημαντικό εύρημα της παρούσας έρευνας είναι ότι το χωρικό μοτίβο του ημιορεινού τοπίου, που εμφανίζεται εγκαταλειμμένο σε σύγκριση με τα άλλα δύο τοπία, είναι αρκετά διαφοροποιημένο. Η εγκατάλειψη των αγροκτηνοτροφικών δραστηριοτήτων οδήγησε στην επικράτηση της κλάσης των πυκνών θαμνώνων ως επόμενου σταδίου εξέλιξης του τοπίου. Είναι γνωστό, ότι μεγάλο μέρος των αγροτικών εκτάσεων έχει εγκαταλειφθεί στις ημιορεινές περιοχές της Ελλάδας, λόγω της εκμηχάνισης και εντατικοποίησης της γεωργίας στις πεδινές περιοχές, ενώ οι αραιοί θαμνότοποι εμφανίζονται με μεγαλύτερο ποσοστό φυτοκάλυψης ως επακόλουθο της εγκατάλειψης. Στην εξέλιξη αυτή συνέβαλλε σε ορισμένες περιπτώσεις και η απότομη τοπογραφία του ημιορεινού τοπίου που δεν επιτρέπει την καλλιέργεια ή ακόμη και τη βόσκησή του.

Αναμφισβήτητα, η εκτίμηση της ποικιλότητας των οικοσυστημάτων είναι δυσχερέστερη από αυτή της γενετικής ποικιλότητας και της ποικιλότητας ειδών, αφού τα όρια των βιοκοινοτήτων και των οικοσυστημάτων είναι συχνά ασαφή ή δυσδιάκριτα και ο ορισμός τους σε κάθε περίπτωση υποκειμενικός. Από την παρούσα έρευνα προέκυψε επίσης ό,τι σε περιοχές με υψηλή ποικιλότητα ενδιαιτημάτων, με βάση τους χωρικούς δείκτες ποικιλότητας (SHDI, SIDI, SHEI, SIEI), το ποσοστό της καλλιεργήσιμης έκτασης ήταν περιορισμένο. Για παράδειγμα, στο ορεινό τοπίο της περιοχής έρευνας, όπου

επικρατεί υψηλός πλούτος ενδιαιτημάτων, η κλάση της αγροτικής γης καταλαμβάνει περιορισμένο ποσοστό. Στο ορεινό τοπίο, η οικονομία είναι άρρηκτα συνδεδεμένη με το φυσικό περιβάλλον, τους πόρους του, τις χρήσεις γης και τους περιορισμούς που αυτοί επιβάλλουν. Η βασική απασχόληση των κατοίκων αφορά στον πρωτογενή τομέα και συγκεκριμένα είναι η κτηνοτροφία, η γεωργία και η δασοπονία. Συνήθως, οι περιοχές που είναι κατάλληλες για βόσκηση είναι επίσης κατάλληλες και για άσκηση γεωργίας. Όταν οι περιοχές αυτές είναι εύκολα προσβάσιμες, μετατρέπονται σε καλλιεργήσιμες. Συνεπώς, υπάρχει ένας "ανταγωνισμός" μεταξύ κτηνοτροφίας και γεωργίας. Σε παρόμοια συμπεράσματα κατέληξαν οι Kallimanis et al. (2008), οι οποίοι διαπίστωσαν ότι η έκταση που καταλαμβάνει η αγροτική γη επηρεάζει την ετερογένεια του τοπίου σε περιοχές του Δικτύου NATURA 2000 της Ελλάδας. Με άλλα λόγια, η επίδραση της γεωργίας στην ποικιλότητα του τοπίου σε τοποθεσίες που υφίστανται γεωργική παρακμή και εγκατάλειψη ήταν διαφορετική από εκείνη σε τοποθεσίες με πιο σταθερή γεωργική χρήση γης. Συγκεκριμένα, κατέληξαν στο συμπέρασμα, ότι υπήρχε σημαντική αρνητική συσχέτιση μεταξύ καλλιεργήσιμης γης (ως ποσοστού του συνολικού εμβαδού) και του πλούτου των φυσικών οικοσυστημάτων (δασών, ποολίβαδων, θαμνώνων). Πιο συγκεκριμένα, τοποθεσίες όπου τα λιβάδια καταλάμβαναν μεγάλο τμήμα της συνολικής έκτασης του τοπίου ή τοποθεσίες με υψηλό πλούτο ενδιαιτημάτων, χαρακτηρίζονταν από περιορισμένη έκταση καλλιεργήσιμης γης (< 20%).

6.2 Διαβάθμιση ποικιλότητας ορνιθοπανίδας ανά τοπίο διαφορετικής υψομετρικής ζώνης

Στα χερσαία ενδιαιτήματα η μεταβολή στην ποικιλότητα των ειδών κατά μήκος υψομετρικών διαβαθμίσεων είναι εξίσου γενική και αξιοσημείωτη όσο και η διαβάθμιση κατά γεωγραφικό πλάτος (Lomolino 2001). Η παρούσα έρευνα έδειξε ότι η αφθονία και ποικιλότητα της ορνιθοπανίδας διαφέρουν σημαντικά ανά τύπο τοπίου. Συγκεκριμένα, στις ημιορεινές και ορεινές περιοχές, που χαρακτηρίζονται από υψηλό αριθμό χωροψηφίδων, υψηλό δείκτη ποικιλότητας τοπίου και υψηλό μήκος περιμέτρου, καταγράφηκαν περισσότερα είδη πουλιών σε σύγκριση με το πεδινό τοπίο. Πιο συγκεκριμένα, η ανταπόκριση των ειδών πουλιών στα διάφορα χαρακτηριστικά του τοπίου έχει αποδειχθεί ότι εξαρτάται τόσο από την βιολογία του είδους όσο και από την κλίμακα μελέτης, αλλά πάντα υπάρχει μια σταθερή θετική συσχέτιση μεταξύ της υψηλής ετερογένειας του τοπίου και του πλούτου των ειδών πουλιών σε επίπεδο τοπίου (McInnes et al. 2009).

Αναφορικά με την ετερογένεια του τοπίου, στην παρούσα έρευνα καταγράφηκε υψηλή ποικιλότητα ειδών στα τοπία που χαρακτηρίζονταν από μεγάλη ποικιλομορφία χρήσεων γης και κατά συνέπεια μεγαλύτερη χωρική ετερογένεια, δηλαδή το ημιορεινό και ορεινό τοπίο. Στο πεδινό τοπίο όπου επικρατεί η κλάση της αγροτικής γης, κυρίως με μονοκαλλιέργειες, και χαμηλή ποικιλότητα τοπίου, υπάρχει σημαντική αρνητική συσχέτιση με τον πλούτο της ορνιθοπανίδας. Το γεγονός ότι στο πεδινό τοπίο επικρατούν χωροσηφίδες μεγάλου μεγέθους (LPI), υποδηλώνοντας μικρότερο αριθμό ειδών πουλιών σε σύγκριση με τα άλλα δυο τοπία, έρχεται σε πλήρη συμφωνία με τα αποτελέσματα της έρευνας των Bailey et al. (2007). Αυτό ίσως οφείλεται ακόμη και στην περιορισμένη διαθεσιμότητα κατάλληλων θέσεων τροφοληψίας και φωλιάσματος για τα διάφορα είδη πουλιών. Το παραπάνω συμπέρασμα έρχεται σε απόλυτη συμφωνία με την υπόθεση της ετερογένειας του τοπίου. Οι Tognelli and Kelt (2004) υποστηρίζουν ότι η μεγαλύτερη ετερογένεια του τοπίου, που περιλαμβάνει την ποικιλία και αφθονία των τύπων των χωροσηφίδων μέσα σε ένα μωσαϊκό, συμβάλλει στην εμφάνιση υψηλότερης ποικιλότητας και επομένως η σχέση μεταξύ ειδών πουλιών και ετερογένειας τοπίου είναι στενά συνδεδεμένη.

Εστιάζοντας στη δομή του ημιορεινού τοπίου, αυτό παρουσιάζει μια μέτρια ποικιλότητα τύπων κάλυψης γης, κυρίως θαμνώδους κάλυψης, με ιδιαίτερα υψηλό κατακερματισμό των τύπων κάλυψης. Αυτό προϋποθέτει για μια υψηλή ποικιλότητα ειδών πουλιών, που όμως παρουσιάζει μια ιδιαίτερη δομή σε επίπεδο κοινότητας, όπως για παράδειγμα παρουσία ειδών πουλιών που δεν επηρεάζονται από την έκταση επιφάνειας των χωροσηφίδων (non-area sensitive bird species) ή επικράτηση ειδών πουλιών της οικογένειας Sylviidae και Fringillidae εξαιτίας της οικολογίας τους.

Οι Moreira et al. (2005), ομοίως, κατέγραψαν λίγα είδη πουλιών σε ομοιογενή αγροτικά τοπία, ενώ οι Tsiakiris et al. (2009) βρήκαν ότι η μεγάλη ποικιλότητα ενδιαιτημάτων, στη μικροκλίμακα του τοπίου, αυξάνει την ποικιλότητα ειδών πουλιών των αγροτικών περιοχών στα οροπέδια του κεντρικού Ζαγορίου. Επίσης, οι Schindler et al. (2008) έδειξαν ότι τα ετερογενή μωσαϊκά τοπία είναι σημαντικά για τη διατήρηση της βιοποικιλότητας στο ημιφυσικό Μεσογειακό δασικό οικοσύστημα της Δαδιάς. Οι Wrabka et al. (1999, 2008) συμπέραναν για φυτά, πουλιά και βρυόφυτα της Αυστρίας ότι ο πλούτος των ειδών συσχετίζεται θετικά με την ετερογένεια του τοπίου (Atauri and De Lucio 2001), όπως και οι Torras et al. (2008) για την Ισπανία. Η πιθανή εξήγηση αυτού του γεγονότος είναι ότι ένας μεγάλος αριθμός τύπων κάλυψης γης είναι ικανός να ικανοποιήσει τις ανάγκες πολλών διαφορετικών ειδών πουλιών (δασόβια, θαμνόβια, αστικά) και επιπλέον ο

χωροταξικός διαχωρισμός τους μειώνει τον μεταξύ τους ανταγωνισμό (Andrén 1994, Berg 1997, Santos and Tellería 1997).

Από τα 7 πιο κοινά είδη που καταγράφηκαν στην περιοχή έρευνας, μόνο η συχνότητα εμφάνισης του τσιφτά δεν διέφερε σημαντικά μεταξύ των τριών τοπίων. Αυτό ίσως οφείλεται στο γεγονός ότι είναι ευρέως διαδεδομένο και κοινό είδος στην περιοχή, καθώς προτιμάει ανοιχτές καλλιεργήσιμες εκτάσεις, με ποικιλία καλλιεργειών και μεμονωμένα δέντρα για θέσεις επόπτευσης. Ωστόσο, το πιο κοινό είδος στην περιοχή έρευνας είναι ο σπίνος, για τη συχνότητα εμφάνισης του οποίου παρατηρείται σημαντική διαφοροποίηση μεταξύ των τριών τοπίων. Είναι γνωστό, ότι τα πρότυπα κατανομής των πουλιών επηρεάζονται κυρίως από κλιματικούς παράγοντες και βασικά από τη βροχόπτωση που διαμορφώνει τη δομή της βλάστησης, τη διαθεσιμότητα τροφής και την ανθρώπινη δραστηριότητα που συνήθως υποβαθμίζει ή κατακερματίζει τα φυσικά οικοσυστήματα (Hawkins et al. 2001, Sanz 2002, Dyrce and Halupka 2008). Ιδιαίτερα ο σπίνος, αναπαράγεται σε όλους τους τύπους δασών, σε όλα τα υψόμετρα, σε πάρκα και ελαιώνες (Mullarney et al. 1999, Porter et al. 2005).

Αναφορικά με την επίδραση του υψομέτρου στην ποικιλότητα των ειδών, δύο τύποι μοντέλων έχουν παρατηρηθεί σύμφωνα με προηγούμενες μελέτες, το καθένα με διάφορους υποστηρικτές: μονοτονικό (Terborgh 1977, Navarro 1992, Patterson et al. 1998) και καμπυλόγραμμο (McCoy 1990, Rahbek 1997, Samson et al. 1997, Fleishman et al. 1998). Παλιότερες μελέτες (Rahbek 1997, Lees et al. 1999) έδειξαν, ότι ο μέγιστος πλούτος ειδών παρατηρείται στα μεσαία υψόμετρα (350 - 1700 m) και στη συνέχεια μειώνεται. Ο αριθμός των ειδών τείνει να μειωθεί όσο αυξάνει το υψόμετρο (Begon et al. 1996, Hawkins 1999, McCain 2004, 2005). Οι βιοκοινότητες που απαντούν σε μεγάλα υψόμετρα καταλαμβάνουν μικρότερες εκτάσεις σε σχέση με πεδινές περιοχές αντίστοιχου γεωγραφικού πλάτους. Είναι δε περισσότερο απομονωμένες, με αποτέλεσμα οι επιδράσεις της έκτασης και της απομόνωσης να συνεισφέρουν στη μείωση της αφθονίας των ειδών με το υψόμετρο. Ωστόσο, η ποσοτική τεκμηρίωση αυτού του προτύπου της μέσης επικράτειας (Mid-domain effect) δεν είναι ακόμη επαρκής, τόσο γιατί οι δειγματοληψίες κατά μήκος υψομετρικών διαβαθμίσεων είναι περιορισμένες, όσο και γιατί το πρότυπο επηρεάζεται από την παράλληλη επίδραση των μεταβολών της υγρασίας, της θερμοκρασίας και άλλων παραγόντων που μεταβάλλονται με το υψόμετρο, καθώς και της γεωμετρίας των κατανομών λόγω των φυσικών ορίων. Μελέτες που διεξήχθησαν σε σχετικά παρόμοια ταξινομικά, αλλά οικολογικά διαφορετικά είδη και σε γεωγραφικά απομακρυσμένες μεταξύ τους περιοχές έδειξαν παρόμοια πρότυπα στη δομή των

βιοκοινοτήτων σε σχέση με τη διαβάθμιση του υψομέτρου. Όλες αναφέρουν καμπυλόγραμμα μοτίβα σε ενδιάμεσα υψόμετρα (1200 – 1800m) (Rosenzweig and Abramsky 1993, Colwell and Hurr 1994, Rosenzweig 1995, Rahbek 1997). Άρα, στην περιοχή έρευνας ακολουθείται το καμπυλόγραμμο μοτίβο κατανομής της κοινότητας των πουλιών σε σχέση με τη διαβάθμιση του υψομέτρου.

6.3 Επίδραση της δομής του τοπίου στην ορνιθοπανίδα

Στην παρούσα έρευνα διαπιστώθηκε, ότι ο πλούτος των ειδών πουλιών αυξάνει όσο μειώνεται το βάθος εδάφους και το ποσοστό του γυμνού εδάφους. Τόσο το ορεινό όσο και το ημιορεινό τοπίο που φιλοξενούν τον υψηλότερο πλούτο της ορνιθοπανίδας χαρακτηρίζονται από αβαθή εδάφη με το μητρικό πέτρωμα να αποκαλύπτεται σε αρκετά σημεία. Το γεγονός αυτό ίσως συμβάλλει στην αύξηση αντανάκλασης της ηλιακής ακτινοβολίας και δημιουργείται ένα ιδιαίτερα θετικό μικροκλίμα για τα μικρόσωμα κυρίως είδη πουλιών. Σε παρόμοιο συμπέρασμα κατέληξαν και οι Renfrew and Ribic (2001) κατά τη σύγκριση της πυκνότητας των λιβαδικών ειδών πουλιών σε καλλιέργειες και λειμώνες στο ΝΔ Wisconsin των ΗΠΑ. Στην αρνητική επίδραση του γυμνού εδάφους και του χαμηλού ποσοστού θαμνώδους κάλυψης στην πυκνότητα των πουλιών κατέληξαν ομοίως και οι Santos et al. (2002) για την κεντρική Ισπανία. Επιπλέον, η κλίση και η έκθεση του εδάφους βρέθηκε ότι επηρέασαν σημαντικά τον πλούτο ειδών, με διαφορετικό όμως τρόπο, ανάλογα με τις εξετασθείσες λειτουργικές ομάδες πουλιών (μετανάστευσης, αναπαραγωγής, φωλιάσματος) σε παρόμοια έρευνα στο ΝΔ τμήμα των ΗΠΑ (Mitchell et al. 2006).

Τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας για την προτίμηση των ειδών πουλιών για θάμνους είναι σε συμφωνία με παρόμοιες έρευνες και επιπλέον αυτή η προτίμηση είναι αναμενόμενη καθώς οι θάμνοι χρησιμοποιούνται ως θέσεις φωλιάσματος, κελαηδήματος, επόπτευσης, εντοπισμού θηρευτών (Cody 1985, Lefranc 1997, Pärt and Söderström 1999) και αυξάνουν τη διαθεσιμότητα των αρθροπόδων ως τροφής κατά την αναπαραγωγική περίοδο (Golet et al. 2001, Johnson and Freedman 2002, Bonham et al. 2002). Ωστόσο, στην παρούσα έρευνα ο αριθμός ειδών θαμνών και το ποσοστό κάλυψης υψηλών θάμνων συσχετίστηκε θετικά με την ποικιλότητα της ορνιθοπανίδας. Τα διαφορετικά είδη θάμνων είναι επιθυμητά σε ένα τοπίο διότι παρέχουν θέσεις αναπαραγωγής και τροφοληψίας για πολλά είδη πουλιών. Σε αντίθεση με την παρούσα έρευνα, οι Kirk and Hobson (2001)

έδειξαν ότι οι υψηλοί θάμνοι δεν είναι επιθυμητοί γεγονός που πιθανόν οφείλεται στη δυσκολία ανεύρεσης λείας από τα πουλιά σε τέτοιας δομής βλάστηση.

Ένα ακόμη εύρημα της παρούσας έρευνας είναι ότι η παρουσία δένδρων αλλά και ο πλούτος ειδών δένδρων είναι δυνατόν να εξασφαλίζουν υψηλό πλούτο ειδών πουλιών. Αυτό εξηγείται εν μέρει από την οικολογία ορισμένων ειδών πουλιών που τρέφονται με καρπούς δένδρων. Ομοίως, οι Παπούλια και άλλοι (2003) έδειξαν ότι οι λιβαδικές εκτάσεις με μεμονωμένα δένδρα και θάμνους είναι μεγάλης οικολογικής αξίας επειδή φιλοξενούν μεγαλύτερη ποικιλία ειδών πουλιών κατά την αναπαραγωγική περίοδο συγκριτικά με γειτονικά τους λιβάδια με κυρίαρχο είδος το πουρνάρι. Τα παρόντα ευρήματα επιβεβαίωσαν σε μεγάλο βαθμό σχετικές έρευνες που συμπέραναν ότι η ποικίλη δομή βλάστησης επηρεάζει θετικά την ποικιλότητα ορνιθοπανίδας. Ιδιαίτερα στα δάση, έχει αποδειχθεί ότι η στρωματοποίηση της βλάστησης και η αυξημένη διαθεσιμότητα θέσεων φωλιάσματος συμβάλλουν στην επαύξηση της βιοποικιλότητας (Shochat et al. 2001, van Rensburg et al. 2002, Poulsen 2002).

Σε παρόμοια συμπεράσματα με την παρούσα έρευνα κατέληξαν οι Ernoult et al. (2006) για την κοιλάδα Seine της Γαλλίας, όπου ο δείκτης IJI συσχετίστηκε σημαντικά με τον πλούτο ειδών πουλιών. Ο Farina (2006) πρότεινε τη χρήση του δείκτη κλασματικής διάστασης επιφάνειας χωροσηφίδων στις ποικίλες μορφές τοπίων που δημιουργούνται, γιατί η συσχέτιση μεταξύ του δείκτη FRAC και άλλων δεικτών σύνθεσης και διάρθρωσης είναι ασθενής. Επιπλέον, οι Kindlmann and Burel (2008) καταλήγουν κι αυτοί στο συμπέρασμα ότι οι κατάλληλες μετρικές συνδεσιμότητας για την ορνιθοπανίδα είναι αυτές που υπολογίζονται με βάση τις αποστάσεις (patch contagion, fractal dimension, patch isolation, Euclidean distance measures), και όχι αυτές που αφορούν τη μήτρα και τους διαδρόμους (corridor width, corridor continuity, corridor length).

Στην παρούσα έρευνα εξετάστηκαν και αξιολογήθηκαν οι μετρικές τοπίου σε δειγματοληπτικές επιφάνειες έκτασης 0,785 ha, ενώ οι Schindler et al. (2008) έδειξαν ότι οι δείκτες FRAC_AM και GYRATE_CV απέδωσαν καλά και σε μεγάλες εκτάσεις (> 20 ha). Ένας λόγος είναι ίσως ότι οι πολύπλοκες αυτές στατιστικές μετρικές απαιτούν μεγάλες εκτάσεις για να γίνουν κατανοητά τα αποτελέσματά τους. Αναφορικά με τις στατιστικές των δεικτών τοπίου, οι σταθμισμένοι μέσοι όροι αποδίδουν καλύτερα από τους μέσους όρους, παρέχοντας ενδείξεις ότι από την οικολογική σκοπιά είναι πιο ουσιαστικοί δείκτες (Gustafson 1998). Εντούτοις, σύμφωνα με τον Saura (2002), μεγάλες χωροσηφίδες τείνουν να έχουν πιο ακανόνιστα σχήματα, οπότε τοπία με μεγάλες χωροσηφίδες μπορεί να δίνουν υψηλότερες τιμές των σταθμισμένων μέσων όρων των δεικτών. Αυτό μπορεί να έχει ως

αποτελεσμα τη συσχέτιση των στατιστικών των δεικτών περισσότερο με το μέγεθος της χωροσηφίδας παρά με το σχήμα (Torras et al. 2008). Σε παρόμοια αποτελέσματα με την παρούσα έρευνα κατέληξαν οι Moreira et al. (2005) όπου το μεγάλο μέγεθος της χωροσηφίδας γεωργικών εκτάσεων ήταν υπεύθυνο για τον χαμηλό πλούτο λιβαδικών ειδών πουλιών σε περιοχή της Πορτογαλίας. Αυτό ίσως οφείλεται στο ότι οι μεγάλες ανοιχτές χωροσηφίδες γεωργικής γης απείχαν περισσότερο από τις θαμνολιβαδικές και δασικές εκτάσεις. Ομοίως, οι Santos et al. (2002) έδειξαν ότι μεταξύ διαφόρων χαρακτηριστικών της δομής του τοπίου, όπως το μέγεθος χωροσηφίδας, το σχήμα χωροσηφίδας και δυο δείκτες απομόνωσης χωροσηφίδων, το μέγεθος της χωροσηφίδας ήταν ο κυριότερος παράγοντας που καθόριζε τον πλούτο ειδών πουλιών στην κεντρική Ισπανία. Αντίθετα, άλλοι ερευνητές έδειξαν ότι και το σχήμα των χωροσηφίδων μπορεί να αποτελέσει σημαντικό προγνώστη του πλούτου των ειδών, καθώς καθορίζει το μήκος της περιμέτρου ενός ενδιαιτήματος σε μια δεδομένη χωροσηφίδα (Forman and Godron 1986, Helzer and Jelinski 1999). Σύμφωνα με τους ίδιους ερευνητές, χωροσηφίδες με επίμηκες και στενό σχήμα υποστηρίζουν περισσότερο είδη του περιθωρίου (edge species) σε σύγκριση με τις χωροσηφίδες που διαθέτουν κυκλικό σχήμα και επομένως μεγαλύτερο εσωτερικό πυρήνα με αποτέλεσμα να υποστηρίζουν «εσωτερικά» είδη (interior species).

Σε αντίθεση με τις παραπάνω έρευνες, σε περιοχές της Ολλανδίας και της Δυτικής Αγγλίας η κατανομή των δασόβιων κυρίως πουλιών βρέθηκε να είναι ανεξάρτητη από το μέγεθος της χωροσηφίδας (Van Dorp and Opdam 1987, Hinsley et al. 1995). Στο ίδιο συμπέρασμα κατέληξαν και οι Cherkaoui et al. (2009) για τον πλούτο ειδών πουλιών σε κατακερματισμένα δρυοδάση του βοριοδυτικού Μαρόκου. Συγκεκριμένα, το μέγεθος, σχήμα και ο βαθμός απομόνωσης των χωροσηφίδων του δάσους δεν ήταν σημαντικοί προγνώστες του πλούτου των ειδών πουλιών, αποτέλεσμα που έρχεται σε αντίθεση με άλλες σχετικές έρευνες σε Μεσογειακά κατακερματισμένα δάση (Brotons and Herrando 2001, Herrando and Brotons 2002). Η σύνθεση των βιοκοινοτήτων των πουλιών φαίνεται να διαμορφώθηκε περισσότερο από την καταλληλότητα ενός ενδιαιτήματος παρά από την ποσότητα αυτού. Μια άλλη πιθανή εξήγηση σχετικά με την έλλειψη επίδρασης του μεγέθους της χωροσηφίδας στον πλούτο ειδών πουλιών είναι ότι οι συγκεκριμένες συναθροίσεις ειδών αποτελούνται από μη ευαίσθητα στην έκταση είδη (area-insensitive species).

Η παρούσα έρευνα έδειξε ότι η τοπογραφία (κλίση, έκθεση, πέτρωμα) και άλλες περιβαλλοντικές μεταβλητές επηρέασαν περισσότερο τον πλούτο των ειδών σε σύγκριση με τις χωρικές μετρικές. Σε παρόμοια αποτελέσματα με την παρούσα έρευνα κατέληξαν οι

Titeux et al. (2004) όπου το 27,5% της διακύμανσης σύνθεσης της κοινότητας πουλιών στο νότιο Βέλγιο αποδόθηκε σε περιβαλλοντικές μεταβλητές, ενώ μόλις το 2,5% αποδόθηκε στις χωρικές μετρικές. Αυτό, σύμφωνα με τους ερευνητές, ίσως οφείλεται σε μειονέκτημα της μεθοδολογίας τους που δεν συμπεριέλαβαν τις γεωγραφικές συντεταγμένες των επιφανειών δειγματοληψίας στην ανάλυση. Επιπλέον, οι Barbaro et al. (2007) έδειξαν ότι τα μοτίβα χωρικής κατανομής των πουλιών καθορίστηκαν κυρίως από τη σύνθεση του τοπίου (κάλυψη γης) παρά από τη διάρθρωση του τοπίου. Αυτό ίσως αποδίδεται στο γεγονός ότι τα είδη με υψηλή δυνατότητα διασποράς (πουλιά, πεταλούδες, μεγαλόσωμα αρθρόποδα) εξαρτώνται κυρίως από τη σύνθεση του τοπίου, δηλαδή το ποσοστό των τύπων ενδιαιτημάτων που χρειάζονται. Αντίθετα, για τα λιγότερο κινητά είδη (φυτά, μικρόσωμα αρθρόποδα, μικρά θηλαστικά) η χωρική διάρθρωση του τοπίου είναι περισσότερο σημαντική (Visser και Wiegand 2004, Bailey et al. 2007). Οι Herrando and Brotons (2002) μελέτησαν τον πλούτο ειδών πουλιών σε Μεσογειακά δάση και κατέληξαν ότι η συμβολή της χωροψηφίδας και του τοπίου διέφερε ανάλογα με την οικολογία του κάθε είδους πουλιού.

6.4 Ανθρώπινη δραστηριότητα και ορνιθοπανίδα

Με βάση το δομικό χαρακτήρα των τριών τοπίων, ο πλούτος των ειδών πουλιών που ανήκουν στις οικογένειες Alaudidae, Corvidae, Emberizidae, Muscicapidae και Ploceidae, αλλά και του συνόλου των μεταναστευτικών ειδών, ήταν υψηλότερος στο πεδινό τοπίο σε σύγκριση με τα άλλα δύο τοπία. Έχει άλλωστε αποδειχθεί ότι τα μεταναστευτικά είδη πουλιών που αναπαράγονται στην Ευρώπη ευνοούνται από τις ανοιχτές εκτάσεις, ένα πρότυπο κατανομής που ερμηνεύεται ως μια εξελικτική διατήρηση των ιδιοτήτων των εξειδικευμένων μακράς μετανάστευσης ειδών που προέρχονται από την τροπική Αφρική (Böhning-Gaese and Oberrath 2003). Σύμφωνα με τους Söderström et al. (2001) και Petit (2009), η εντατικοποίηση της σύγχρονης γεωργίας, η ταυτόχρονη εγκατάλειψη της παραδοσιακής γεωργίας και η εξάλειψη των εκτάσεων με φυσική βλάστηση, όπως τα φυσικά λιβάδια, έχουν αλλάξει δραστικά το αγροτικό πεδινό τοπίο. Παρόλο αυτά, στο πεδινό τοπίο καταγράφηκε ένας ικανοποιητικός αριθμός ειδών πουλιών αλλά δεν καταγράφηκαν λιβαδικά είδη πουλιών. Αυτό το αποτέλεσμα είναι σε πλήρη συμφωνία με την ευρέως διαπιστωμένη έντονη συρρίκνωση της αφθονίας και κατανομής των λιβαδικών πουλιών που έχει καταγραφεί στα αγροτικά τοπία της Ευρώπης (Donald et al. 2001, 2006). Όμως, οι ανθρώπινες δραστηριότητες στην περιοχή έρευνας, όπως η γεωργία και η

κτηνοτροφία, δημιούργησαν ανοιχτές θέσεις για τα είδη της οικογένειας Emberizidae, όπως επίσης διαπίστωσαν οι Cestari and Pacheco (2010). Η ερμηνεία του γραμμικού μοντέλου πρόβλεψης για τα είδη αυτά (βουνοσίχλονο, σιρλοσίχλονο, αμπελουργός και τσιφτάς) περιπλέκεται εξαιτίας των έντονα διαφοροποιούμενων αποτελεσμάτων των σχετικών ερευνών. Οι Stoate et al. (2000) συσχέτισαν τα είδη αυτά με τις εκτάσεις καλλιεργήσιμης γης και δικαιολόγησαν τα ευρήματά τους βασιζόμενοι στις τροφικές προτιμήσεις των ειδών που είναι κυρίως σπόροι και έντομα (Dunning 2001, Dickinson 2003). Αντίθετα, στην παρούσα έρευνα τα είδη έδειξαν να προτιμούν θαμνώδεις περιοχές με υψηλή ποικιλότητα ειδών θάμνων. Αυτό θα μπορούσε να αποδοθεί στις οικολογικές απαιτήσεις των ειδών της οικογένειας Emberizidae για χαμηλούς θάμνους που είναι απαραίτητοι για το χτίσιμο των φωλιών.

Στο ημιορεινό τοπίο καταγράφηκε ο χαμηλότερος πλούτος για το σύνολο των ειδών πουλιών και στις δύο περιόδους δειγματοληψίας. Αντίθετα, η αυξημένη αφθονία ειδών της οικογένειας Sylviidae στο ημιορεινό τοπίο πιθανόν να αντανakλά την κυριαρχία των θάμνων και των εγκαταλελειμμένων αγρών, που φιλοξενούν περισσότερες προνύμφες και αράχνες, βασική τροφή των ειδών αυτών. Το ορεινό τοπίο περιελάμβανε διάφορους τύπους ενδιαιτημάτων, ποικίλα στοιχεία, όπως διάσπαρτους θάμνους, δέντρα, δασικά ανοίγματα, χειμάρρους που δημιουργούν γραμμικά χαρακτηριστικά στο τοπίο κ.α. Η παρούσα έρευνα έδειξε ότι η ιδιαίτερη ποικιλομορφία του τοπίου επηρέασε θετικά τον πλούτο των ειδών πουλιών, ένα αποτέλεσμα που όμως μπορεί να ερμηνευτεί ως συνιστώσα κι άλλων οικολογικών λειτουργιών.

Το παραδοσιακό αγροτικό τοπίο της περιοχής έρευνας προσφέρει στα είδη της οικογένειας Laniidae μεγάλη διαθεσιμότητα ενδιαιτημάτων οικοτόνου, με πολλές διαθέσιμες θέσεις φωλιάσματος. Κατά συνέπεια, ο μέσος όρος του πλούτου ειδών των ομάδων πουλιών: μόνιμοι κάτοικοι, Laniidae και Paridae ήταν υψηλότερος στο ορεινό τοπίο. Το συμπέρασμα αυτό μπορεί να οφείλεται στην οικολογία των ειδών που ανήκουν στις οικογένειες Laniidae και Paridae, καθώς περνούν πολύ χρόνο στις κορυφές των δέντρων και θάμνων ψάχνοντας για έντομα και πιθανόν ο συνδυασμός γεωργικής γης με δασικές εκτάσεις στις ορεινές περιοχές της χώρας να ευνοεί την παρουσία αυτών των οικογενειών. Επιπλέον, ο κτηνοτροφικός χαρακτήρας των ορεινών περιοχών θα μπορούσε ίσως να ερμηνεύσει την παρατηρούμενη υψηλή συχνότητα εμφάνισης του αετομάχου. Τέλος, διάφορα είδη πουλιών που καταγράφηκαν φάνηκε να επηρεάζονται από το υψόμετρο, αποτέλεσμα που συμφωνεί με αποτελέσματα άλλων μελετών (Gaston 2000, Maclean et al. 2006).

Μέγεθος οικισμών

Στο ημιορεινό τοπίο, το μοντέλο για την πρόβλεψη των παραγόντων που επηρεάζουν τον πλούτο των ειδών της οικογένειας Sylviidae έδειξε ότι υπάρχει σαφής προτίμηση για μικρούς οικισμούς κατά την αναπαραγωγική περίοδο. Αντίθετα, το φθινόπωρο, δεν καταγράφηκε κάποιο είδος της οικογένειας Sylviidae, καθώς τα περισσότερα είδη της οικογένειας είναι μεταναστευτικά. Ομοίως και στο ορεινό τοπίο, μικροί οικισμοί βρέθηκε να επηρεάζουν θετικά τον πλούτο των συνολικών ειδών πουλιών αλλά και των μόνιμων ειδών κατά τη διάρκεια της αναπαραγωγικής περιόδου. Σε παρόμοια αποτελέσματα κατέληξαν κι άλλες έρευνες (Friesen et al. 1995, Miller et al. 2003) που έδειξαν ότι ο πλούτος των ειδών πουλιών αυξανόταν σε περιοχές των Ηνωμένων Πολιτειών της Αμερικής όταν ο αριθμός των ανθρώπινων κατοικιών μειωνόταν.

Σε παρόμοια αποτελέσματα με αυτά της παρούσας έρευνας κατέληξαν οι Garaffa et al. (2009) που διερεύνησαν την επίδραση του μεγέθους των χωριών στις αλλαγές σύνθεσης της κοινότητας των πουλιών κατά τη σύγκριση αγροτικών και αστικών περιοχών και έδειξαν ότι στα χωριά με κατοίκους < 2000 η αφθονία των ιθαγενών ειδών ήταν σταθερή κατά τη μετάβαση από τις αγροτικές στις αστικές περιοχές. Ο Greenwood (2003) έδειξε, ότι ο αριθμός των ειδών που χρησιμοποιούν μια περιοχή μειώνεται όσο αυξάνεται η ανθρώπινη δραστηριότητα, η οποία έχει ως συνέπεια τη μείωση της χρήσης των ενδιαιτημάτων. Όσον αφορά στην ανθρώπινη επίδραση στη «φυσιογνωμία» του τοπίου, οι Tsiakiris et al. (2009) συμπέραναν ότι η απώλεια του αγροτικού χαρακτήρα στο τοπίο φαίνεται να έχει αρνητικές επιπτώσεις στην ποικιλότητα των ειδών πουλιών. Σε άλλες περιοχές της Ευρώπης, ο τσιφτάς στην κεντρική Ιταλία (Scozzafava and De Sanctis 2006) και ο αετομάχος στο Βέλγιο (Titeux et al. 2007) επιλέγουν ανοιχτές εκτάσεις και μάλλον αποφεύγουν τα κτίρια. Αντίθετα στην Ουγγαρία, ο αετομάχος φαίνεται ότι «συγκατοικεί» με τον άνθρωπο και έχει καταγραφεί να αναπαράγεται στους κήπους χωριών (Horvath et al. 2000), που όμως περιβάλλονται από πυκνό δάσος ή θαμνώδεις εκτάσεις.

Ανθρώπινες υποδομές

Η παρούσα έρευνα έδειξε ότι μεταξύ των αγροτικών οικισμών και του πλούτου του συνόλου πουλιών και ειδών των οικογενειών Sylviidae και Fringillidae υπήρξαν σημαντικά θετικές συσχετίσεις. Σε γενικές γραμμές και στις δύο εποχές δειγματοληψίας που εξετάστηκαν, ο πλούτος των ειδών πουλιών είναι υψηλός κοντά σε αγροτικούς οικισμούς υποδεικνύοντας ότι σε τοπία όπου ασκούνται ακόμη οι παραδοσιακές αγροκτηνοτροφικές

δραστηριότητες αυτές λειτουργούν θετικά για τα πουλιά. Πιθανόν οι ανθρώπινες δραστηριότητες έχουν επηρεάσει έντονα την περιοχή γύρω από τα χωριά και έχουν διαμορφώσει ποικιλία χρήσεων γης, όπως είναι η γεωργία, η δασοκομία και η βόσκηση των ζώων. Οι συνθήκες αυτές ίσως συμβάλλουν σε υψηλή διαθεσιμότητα τροφής γύρω από τους οικισμούς, ιδιαίτερα για τα στρουθιόμορφα είδη. Ένα ενισχυτικό στοιχείο αυτής της υπόθεσης είναι ότι τα αγροτικά είδη πουλιών τείνουν να καταναλώνουν σπόρους των αγρών και από τις κοπριές των ζώων. Ομοίως, οι Brak et al. (2004) έδειξαν τη θετική επίδραση της ποικιλίας της βλάστησης και της εκτατικής κτηνοτροφίας στα πουλιά σε περιοχές υψηλής φυσικής αξίας στην Σκωτία.

Η εκτατική κτηνοτροφία στο ημιορεινό και ορεινό τοπίο της περιοχής έρευνας έχει διαμορφώσει μια σημαντική κατάσταση στην μακροκλίμακα ανάλυσης του συγκεκριμένου τοπίου, καθώς το μωσαϊκό των φυσικών και ημιφυσικών οικοσυστημάτων με τις καλλιεργήσιμες εκτάσεις ευνοεί τα περισσότερα αγροτικά είδη πουλιών, δεδομένου ότι η πλειοψηφία αυτών εξαρτώνται από περισσότερους του ενός τύπους ενδιαιτήματος στη διάρκεια του έτους. Επιπρόσθετα και με βάση την οικολογία του κάθε είδους, κυρίως η υψηλή διαθεσιμότητα τροφής γύρω από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις αποτελεί καθοριστικό παράγοντα παρουσίας του είδους, ιδιαίτερα για τα μικρόσωμα στρουθιόμορφα που δεν μετακινούνται σε μεγάλες αποστάσεις για την αναζήτηση της τροφής τους.

Από την παρούσα έρευνα προέκυψε επίσης ότι μερικά είδη προτεραιότητας, με βάση τα Παραρτήματα της Οδηγίας 2009/147EC, που καταγράφηκαν και ανήκουν στις οικογένειες Alaudidae, Laniidae και Picidae, επηρεάστηκαν σημαντικά από την κάλυψη των ποωδών φυτών, τον τύπο του ενδιαιτήματος και τη θαμνοκάλυψη, καθώς και τη δενδροκάλυψη. Συγκεκριμένα η δενδροσταρήθρα που είναι εδαφόβιο είδος και συνδέεται με την εκτατική γεωργία, βρέθηκε σε σχετικά υψηλές πυκνότητες στο ορεινό τοπίο. Οι Conception and Díaz (2011) χαρακτήρισαν το είδος ως μικρόσωμο πουλί ανοιχτών εκτάσεων, συμπέρασμα που ισχύει και για τη δική μας έρευνα, όπου έδειξε σαφή προτίμηση για περιοχές με αυξημένη κάλυψη ποωδών φυτών. Αυτό προφανώς υπαγορεύεται από τη συμπεριφορά του είδους, σύμφωνα με την οποία αυτό περισσότερο αναπηδάει επάνω στο έδαφος, παρά περπατάει και σπάνια κουνιάζει σε θάμνους και δέντρα, με μοναδική εξαίρεση όταν θέλει να τραγουδήσει (Dean et al. 1992). Επιπλέον, βρέθηκε ότι οι κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις και τα γεωργικά κτίρια δεν επηρεάζουν τον πλούτο των πουλιών προτεραιότητας. Όσον αφορά στα είδη Lanius, αυτό μπορεί να οφείλεται εν μέρει στην οικολογία τους, γιατί προτιμούν ως ενδιαιτήματα αναπαραγωγής εκείνα που παρέχουν επαρκή κάλυψη για τις φωλιές τους (Muller et al. 2005), ενώ

χρειάζονται και περιοχές με διάσπαρτα δέντρα, θάμνους και φυτοφράκτες καθώς αυτές παρέχουν περισσότερες θέσεις εποπτείας και συμβάλλουν στην επιτυχή σύλληψη της λείας (Brambilla et al. 2007). Επίσης, οι Sol et al. (2005) προτείνουν ότι τα είδη της οικογένειας Laniidae, ως μεταναστευτικά, μπορεί να είναι περισσότερο ευαίσθητα στις μεταβολές των ενδιαιτημάτων σε σύγκριση με τα υπόλοιπα είδη που είναι μόνιμοι κάτοικοι σε μια περιοχή.

Σύμφωνα με τους Ruddock and Whitfield (2007) υπάρχουν σημαντικές διαφορές όσον αφορά στις αποστάσεις κατά τις οποίες τα πουλιά του ίδιου είδους ανταποκρίνονται στις διαταραχές και αυτό δείχνει ότι οι ζώνες προστασίας ή άλλα σχετικά μέτρα οπουδήποτε καθιερώνονται, θα πρέπει να ανταποκρίνονται σε αυτές τις διαφορές. Αυτή η διαφοροποίηση οφείλεται σε διάφορους παράγοντες, με κυριότερο τον τύπο της διαταραχής στην οποία εκτίθενται τα είδη (Rutz et al. 2006). Οι Ruddock and Whitfield (2007) έδειξαν ότι οι αποστάσεις αυτές ήταν σημαντικά μεγαλύτερες στη φάση που τα πουλιά ανέτρεφαν νεοσσούς παρά σε άλλο στάδιο του βιολογικού τους κύκλου.

6.5 Είδη - δείκτες

Ο σπίνος ήταν το πιο κοινό και στις δύο περιόδους δειγματοληψίας, την άνοιξη και το φθινόπωρο του 2009. Αυτό ίσως οφείλεται στις καλλιέργειες σιτηρών που επικρατούν σε όλη την περιοχή έρευνας και, όπως είναι γνωστό, οι σπόροι δημητριακών είναι η κύρια τροφή του είδους (Lack 1986). Κατά τη διάρκεια της αναπαραγωγικής περιόδου, εκτός από τον σπινό, το αηδόνη, ο τσιφτάς, ο σπιτοσπουργίτης και ο κοκκινοτσιροβάκος ήταν κοινά είδη. Κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου, κοινά είδη ήταν ο σπίνος, ο κοκκινολαίμης και ο κότσυφας. Ο κοκκινολαίμης τρέφεται κυρίως με έντομα, αράχνες, και μικρούς σπόρους (Cramp et al. 1977-1994). Αν και στη βιβλιογραφία αναφέρεται ως δασικό είδος που χρειάζεται ξυλώδη βλάστηση θάμνων ή δένδρων και τρέφεται σε βοσκότοπους (Díaz et al. 1998, Santos et al. 2002), στην παρούσα έρευνα η υψηλότερη συχνότητα καταγραφής του είδους ήταν στο πεδινό τοπίο (21,87%). Αυτό μπορεί να εξηγηθεί με βάση το γεγονός ότι το είδος είναι ευρύοικο και μπορεί να επιβιώσει σε ένα ευρύ φάσμα ενδιαιτημάτων. Από την άλλη πλευρά, ο κότσυφας έδειξε τη μεγαλύτερη συχνότητα εμφάνισης (18%) στο ημιορεινό, θαμνώδες κυρίως τοπίο και τη μικρότερη στο πεδινό τοπίο. Αυτό θα μπορούσε να εξηγηθεί εύκολα για την αναπαραγωγική περίοδο, λόγω της επιλογής του είδους να φωλιάζει σε δέντρα ή θάμνους. Όμοια με τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας, οι Díaz et al. (1998) και Santos et al. (2002) έχουν χαρακτηρίσει το είδος ως δασικό που

αναπαράγεται στους θάμνους ή δέντρα, ενώ οι Katsimanis et al. (2006) έδειξαν ότι το είδος είναι στενοτυπικό με ιδιαίτερη προτίμηση στην Κρήτη σε θαμνώνες αιφυλλών πλατυφύλλων.

Εστιάζοντας στην αφθονία των επιλεγμένων ειδών πουλιών, δεν προέκυψε στατιστικά σημαντική διαφοροποίηση των μέσων όρων αφθονίας των επτά ειδών πουλιών για τους δείκτες σύνθεσης του τοπίου. Πιο συγκεκριμένα, ο αριθμός των χωροψηφίδων (NP) και ο δείκτης ποικιλότητας Shannon του τοπίου, που χρησιμοποιήθηκαν ως δείκτες σύνθεσης του τοπίου, δεν ανέδειξαν κάποιο είδος πουλιού ως δείκτη. Στη Σουηδία, οι Ivits et al. (2007) έδειξαν ότι χρησιμοποιώντας τη λογιστική παλινδρόμηση οι δείκτες σύνθεσης (% τύπων κάλυψης γης), συγκεκριμένα το ποσοστό κάλυψης του δάσους, προβλέπουν την παρουσία του κοκκινολαίμη. Παρόλο αυτά, η Κανονική Ανάλυση Αντιστοιχιών για επτά επιλεγμένα είδη πουλιών έδειξε χαμηλό ποσοστό ερμηνείας (16%) της διακύμανσης της αφθονίας τους με βάση τους χωρικούς δείκτες, γεγονός που συμφωνεί με τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας.

Όσον αφορά στη διάρθρωση του τοπίου, προέκυψε το ίδιο συμπέρασμα για τους χωρικούς δείκτες (SHAPE_AM, FRAC_AM, GYRATE_CV, IJI). Αυτό πιθανόν οφείλεται είτε στο γεγονός ότι οι χωρικοί δείκτες αναφέρονται σε επίπεδο τοπίου και όχι σε επίπεδο κλάσης είτε στην επιλεγμένη χωρική κλίμακα. Σε σχετική έρευνα, ο Wilson (2007) χρησιμοποίησε τη μέθοδο των σημειακών καταμετρήσεων στη βορειοδυτική Minnesota για να συγκρίνει μετρικές τοπίου με την παρουσία ειδών πουλιών μεταξύ δυο λειτουργικών ομάδων: δασόβια του εσωτερικού του δάσους και δασόβια είδη «των άκρων» του δάσους. Σύμφωνα με αυτή ο δείκτης συνεκτικότητας (Patch Cohesion Index) και ο δείκτης συσσωμάτωσης (AI) κατέδειξαν τις πιο σημαντικές διακρίσεις μεταξύ των ποσοστών εμφάνισης των ειδών. Σε παρόμοια συμπεράσματα με την παρούσα έρευνα κατέληξε ο Wilson (2007) που έδειξε ότι κατάλληλες μετρικές τοπίου παρέχουν βιολογικές πληροφορίες για τη δομή του τοπίου και την αντίστοιχη πιθανότητα εμφάνισης ειδών πουλιών. Έχουν πραγματοποιηθεί προηγούμενες έρευνες με πολύπλοκες χωρικές αναλύσεις, σε μια προσπάθεια να συνδεθεί ένα συγκεκριμένο είδος με παρατηρούμενες αλλαγές στην έκταση των ενδιαιτημάτων και τη δομή του τοπίου (He et al. 2000, Riitters et al. 2002, Riitters and Coulston 2005, Thogmartin et al. 2004). Ένα σημαντικό μειονέκτημα τέτοιων ερευνών αποτελεί συνήθως η μη γραμμική φύση κάποιων δεικτών (Neel et al. 2004) που περιπλέκει την αποσαφήνιση των σχέσεων μεταξύ των μετρικών τοπίου και αντιδράσεων των πληθυσμών πουλιών (Wilson 2007).

Στην παρούσα έρευνα, τα τέσσερα είδη δρυκολαπτών (πευκοδρυκολάπτης, μεσαίος δρυκολάπτης, βαλκανικός και πράσινος δρυκολάπτης) που καταγράφηκαν δεν συσχετίστηκαν σημαντικά με κάποια από τις επιλεγμένες μετρικές τοπίου, ενώ έχουν χρησιμοποιηθεί ως είδη - δείκτες σε σχετικές έρευνες εξαιτίας της απαίτησης για μεγάλες εκτάσεις «καλής ποιότητας» δάσους με ικανή διαθεσιμότητα πρόσφατα νεκρών δένδρων (Hogstad 1970, Angelstam 1990, Angelstam and Mikusinsky 1994, Mikusinsky and Angelstam 1997, Murphy and Lehnhausen 1998, Imbeau and Desrochers 2002, Butler et al. 2004, Hartwig et al. 2006, Huot and Ibarzabal 2006, Ibarzabal and Desmeules 2006, Kosiński 2006, Virkkala 2006). Μια πιθανή ίσως εξήγηση είναι η επιλεγμένη χωρική κλίμακα (0,785 ha) για την εύρεση συσχέτισης μεταξύ ειδών πουλιών και μετρικών. Οι Jokimäki and Huhta (1996) και Villard et al. (1999) ποσοτικοποίησαν τη δομή του τοπίου σε απόσταση 2x2 τετραγωνικά χιλιόμετρα γύρω από κάθε σημείο καταγραφής των πουλιών για να προκύψουν είδη δείκτες. Αυτή η χωρική κλίμακα έχει ήδη χρησιμοποιηθεί για τη μελέτη των συσχετίσεων μεταξύ των στρουθιόμορφων και μετρικών του τοπίου.

Η παρούσα έρευνα έδειξε ότι οι ανθρώπινες υποδομές (οικισμοί, κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις) επηρέασαν σημαντικά την αφθονία των επιλεγμένων ειδών – δεικτών. Από τα επιλεγμένα είδη – δείκτες μόνο ο κοκκινολαίμης δείχνει να μην διαφοροποιείται σε σχέση με την απόσταση από τις ανθρώπινες υποδομές, οπότε δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης. Είναι άλλωστε γνωστό ότι ο κοκκινολαίμης συναντάται σε πάρκα, κήπους και αστικά κέντρα χωρίς να φοβάται ιδιαίτερα τους ανθρώπους. Σε ότι αφορά τα γεωργικά κτίρια, η ανάλυση διακύμανσης έδειξε ότι οι τιμές *P* για την απόσταση από τα γεωργικά κτίρια δεν είναι σημαντικά διαφορετικές μεταξύ των μέσων όρων.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 7

ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ - ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ

7.1. Συμπεράσματα

Η παρούσα έρευνα επικεντρώθηκε στη σύγκριση της αφθονίας και ποικιλότητας της ορνιθοπανίδας μεταξύ τριών τύπων τοπίου (πεδινό, ημιορεινό και ορεινό) και στην επίδραση που είχε η δομή του κάθε τοπίου στην ορνιθοπανίδα. Τα κυριότερα συμπεράσματα συνοψίζονται στα εξής:

1. Η κυρίαρχη κλάση κάλυψης γης σε όλο το τοπίο είναι η γεωργική γη και ακολουθεί η κλάση των πυκνών θαμνώνων. Γεγονός που φανερώνει την έντονη παρουσία του ανθρώπου στην πρώτη περίπτωση και την απουσία ή εγκατάλειψη αγροκτηνοτροφικών δραστηριοτήτων του ανθρώπου στη δεύτερη.
2. Η δομή των τριών τοπίων διαφέρει ανάλογα με τον αγροτικό χαρακτήρα που επιδεικνύει. Το πεδινό τοπίο εμφανίζεται λιγότερο ετερογενές, λιγότερο κατακερματισμένο, με το μικρότερο δείκτη διασποράς και γεινίασης (JI). Το μοτίβο του τοπίου είναι σαφώς πιο περίπλοκο στο ημιορεινό και ορεινό τοπίο, ενώ η φυσική συνεκτικότητα των χωροσηφίδων της ίδιας κλάσης είναι χαμηλότερη και στα δύο τοπία σε σχέση με το πεδινό. Ο δείκτης ποικιλότητας του Shannon (SHDI) χαρακτηρίζει το τοπίο ως ιδιαίτερα ποικίλο, ενώ οι δείκτες CONTAG και IJI φανερώνουν τη διασπορά χωροσηφίδων ίδιας κλάσης.
3. Η διαφορά μεταξύ των δύο σημαντικότερων κλάσεων κάλυψης γης έγκειται στο γεγονός ότι με βάση το δείκτη μεγαλύτερης χωροσηφίδας (LPI) στην κλάση της γεωργικής γης επικρατούν μεγάλες χωροσηφίδες, με αποτέλεσμα να είναι η λιγότερο κατακερματισμένη κλάση. Αντίθετα, στην κλάση των πυκνών θαμνώνων παρουσιάζονται μικρότερες, περισσότερες σε αριθμό και με πολύπλοκο σχήμα χωροσηφίδες δημιουργώντας ένα πιο περίπλοκο μοτίβο στο τοπίο.
4. Ο χαμηλότερος πλούτος ειδών καταγράφηκε στο πεδινό τοπίο, ενώ ο υψηλότερος στο ορεινό τοπίο. Τόσο η αφθονία όσο και η πυκνότητα των αναπαραγόμενων ειδών πουλιών ακολούθησαν τον ίδιο κανόνα. Συγκεκριμένα, στο πεδινό τοπίο

επικρατέστερες ήταν οι οικογένειες Fringillidae και Emberizidae, στο ημιορεινό τοπίο οι οικογένειες Sylviidae, Fringillidae και Picidae, και τέλος οι οικογένειες Paridae και Emberizidae στο ορεινό τοπίο.

5. Ο δείκτης ποικιλότητας Margalef έδειξε ό,τι το ημιορεινό τοπίο ήταν πιο ποικίλο σε ό,τι αφορά στην ορνιθοπανίδα σε σύγκριση με τα άλλα δύο τοπία, ενώ το πεδινό τοπίο παρουσίασε τη μικρότερη ομοιομορφία κατανομής σύμφωνα με τον δείκτη Pielou. Τόσο το ημιορεινό όσο και το ορεινό τοπίο φιλοξένησαν κυρίαρχα είδη σύμφωνα με τον δείκτη Simpson, καθόσον ο δείκτης Berger-Parker έδειξε χαμηλή διακρίνουσα ικανότητα.
6. Η παρούσα έρευνα έδειξε ότι η τοπογραφία (κλίση, έκθεση, πέτρωμα) και άλλες περιβαλλοντικές μεταβλητές (% κάλυψης θάμνων, % κάλυψης δένδρων) επηρέασαν περισσότερο τον πλούτο των ειδών πουλιών σε σύγκριση με τις χωρικές μετρικές (FRAC_AM, IJI).
7. Με βάση την παρουσία-απουσία 51 επιλεγμένων ειδών πουλιών προέκυψε ότι:
 - η παρουσία του κούκου και του κότσυφα συσχετίζεται με το δείκτη συντελεστή διακύμανσης επιφάνειας χωροψηφίδας,
 - η παρουσία του κατσουλιέρη συσχετίζεται με το δείκτη συντελεστή διακύμανσης ακτίνας περιστροφής της χωροψηφίδας,
 - η παρουσία του κοκκινολαίμη και του αηδονιού συσχετίζεται με το δείκτη συσσωμάτωσης, ενώ του συκοφάγου με το δείκτη διασποράς και γειτνίασης,
 - η παρουσία του σιρλοτσιχλονου συσχετίζεται με το δείκτη σταθμισμένου μέσου κλασματικής διάστασης επιφάνειας χωροψηφίδας, και
 - η παρουσία του αηδονιού συσχετίζεται και με το δείκτη σταθμισμένου μέσου σχήματος χωροψηφίδας.
8. Ο μέσος πλούτος των διαφορετικών οικογενειών ειδών πουλιών διαφέρει σημαντικά μεταξύ των εννέα επιλεγμένων χωριών. Συγκεκριμένα, ο πλούτος των ειδών της οικογένειας Sylviidae αυξάνεται όσο πλησιάζουμε σε οικισμούς με χαμηλή πληθυσμιακή πυκνότητα κατά την αναπαραγωγική περίοδο. Τέλος, ο πλούτος της ορνιθοπανίδας αυξάνεται όσο πλησιάζουμε σε κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις κατά την αναπαραγωγική αλλά και μη-αναπαραγωγική περίοδο.
9. Τα αρχικά στάδια εξέλιξης του τοπίου (εγκαταλειμένος αγρός και ποολίβαδο) παρουσιάζουν μεγαλύτερο πλούτο ειδών σε σχέση με τα προχωρημένα στάδια (αραιό και πυκνό θαμνολίβαδο). Φυτικά είδη με μεγάλη συχνότητα εμφάνισης

παρουσιάζονται στα αρχικά στάδια εξέλιξης του τοπίου, ενώ η πλειονότητα των φυτικών ειδών κατανέμεται στις οικογένειες Poaceae, Asteraceae και Fabaceae.

10. Από τα θηκογράμματα κατανομής των επιλεγμένων ειδών προέκυψε ότι το σιρλοσίχλονο, ο συκοφάγος και ο κότσυφας αναμένεται να βρεθούν σε κοντινές αποστάσεις γύρω από τις κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις, ενώ ο κατσουλιέρης και το αηδόني σε απόσταση > 1500 m από αυτές. Τέλος, μόνο ο κοκκινολαίμης από τα επιλεγμένα είδη – δείκτες δεν δείχνει να διαφοροποιείται σε σχέση με την απόσταση από τις ανθρώπινες υποδομές, οπότε δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως δείκτης.

7.2 Προτάσεις μελλοντικής έρευνας

Αναμφισβήτητα το θέμα της επίδρασης της δομής των Μεσογειακών τοπίων στην ορνιθοπανίδα είναι πολύ μεγάλο και δεν μπορεί να εξαντληθεί στα πλαίσια μιας διδακτορικής διατριβής. Για την ποσοτικοποίηση της συνδεσιμότητας ενός τοπίου θα πρέπει να εγκαταλειφθεί η κοινή πεποίθηση ότι κάθε τοπίο συνδέεται με μια ορισμένη αξία συνδεσιμότητας (Kindlmann and Burel 2008). Η συνδεσιμότητα έχει δύο διαστάσεις: τοπίο και εξεταζόμενος οργανισμός. Μόνο ο συνδυασμός αυτών των δύο θα αποδώσει μια ουσιαστική αξία της συνδεσιμότητας. Έτσι, διαφορετικά τοπία μπορεί να έχουν διαφορετικούς βαθμούς συνδεσιμότητας για τον ίδιο οργανισμό, και το ίδιο τοπίο μπορεί να έχει διαφορετικούς βαθμούς συνδεσιμότητας για διαφορετικά είδη ή ακόμη και για το ίδιο είδος σε διαφορετικούς χρόνους. Ουσιαστικά, η έρευνα της οικολογίας τοπίου θα πρέπει να μεταπηδήσει από την τωρινή προσέγγιση «Δομή = $f(\text{τοπίο})$ » στην προσέγγιση «Δομή = $f(\text{τοπίου}, \text{οργανισμός})$ ». Με άλλα λόγια, μια σημαντική πρόκληση στη μελλοντική έρευνα της συνδεσιμότητας ενός τοπίου είναι να αναπτυχθούν νέες λειτουργικές μετρικές συνδεσιμότητας (functional connectivity metrics) που θα αντανακλούν ευρύτερες κατηγορίες οργανισμών και των βιολογικών τους χαρακτηριστικών. Δηλαδή πρέπει να αναπτυχθούν μετρικές που θα προσδιορίζονται εύκολα και θα ενσωματώνουν τη συγκεκριμένη συμπεριφορά μετακίνησης των οργανισμών και τη δομή του τοπίου.

Όσον αφορά στα φυσικά οικοσυστήματα, και συγκεκριμένα τα δασικά, θα μπορούσε μελλοντικά να περιλαμβάνει επιπλέον διαβαθμίσεις που αφορούν στη δομή της βλάστησης, έχοντας ως αποτέλεσμα τη λεπτομερέστερη καταγραφή της. Συγκεκριμένα, να καταγραφεί το ποσοστό του νεκρού ξύλου, η ηλικία και η δομή των συστάδων, καθώς και η διάμετρος και ηλικία των ώριμων δένδρων, το σχήμα και το μέγεθος των χωροηφίδων

δάσους. Θα μπορούσε επίσης να προστεθεί ένα επιπλέον κριτήριο διάκρισης ποιότητας τόπου των φυσικών οικοσυστημάτων, δηλαδή της σχέσης μεταξύ του μέσου ρυθμού ανάπτυξης και της ηλικίας των δένδρων. Η ποιότητα τόπου μπορεί να ταξινομηθεί σε μια κλίμακα που κυμαίνεται από I έως V: πολύ καλή και καλή ποιότητα τόπου είναι αυτές που χαρακτηρίζονται με I και II, ενώ οι III και IV αντιπροσωπεύουν ενδιάμεσες ποιότητες και V είναι οι κακής ποιότητας περιοχές (Hawksworth and Bull 2006). Για τα λιβαδικά οικοσυστήματα έχουν διακριθεί τρεις ποιότητες τόπου με κριτήρια την παραγωγικότητα του εδάφους και τη εγκάρσια κλίση (Παπαναστάσης και Γώγος 1983). Επιπλέον, για την περαιτέρω μελέτη επίδρασης του χώρου στις συναθροίσεις των πουλιών προτείνεται να χρησιμοποιούνται, με τη μορφή πολυωνυμικής εξίσωσης, οι γεωγραφικές συντεταγμένες της εκάστοτε δειγματοληπτικής επιφάνειας (polynomial trend surface) (Titeux et al. 2004, Barbaro et al. 2007).

Όταν μελετάται η ανθρώπινη δραστηριότητα στα οικοσυστήματα δεν θα πρέπει να παραληφθεί η κτηνοτροφική δραστηριότητα, η οποία με τον αριθμό των ζώων και την ένταση της βόσκησης συμβάλλει στο βαθμό συμπίεσης του εδάφους, ανάλογα με τη μηχανική του σύσταση και δομή (Παπαναστάσης και Νοϊτσάκης 1992) και στη λιβαδική παραγωγή (Παπαναστάσης 1976, 1982). Η πίεση που ασκείται στα φυσικά και ημιφυσικά οικοσυστήματα, σε σχέση με το είδος και τον αριθμό των ζώων, έχει μελετηθεί εκτενώς στα μεσογειακά οικοσυστήματα, χωρίς όμως να έχει ληφθεί υπόψη η χωρική συνεκτικότητα αυτών των οικοσυστημάτων με τις χωροψηφίδες καλλιεργήσιμης γης ή την ανθρώπινη δραστηριότητα.

Μια μελλοντική έρευνα για τον καθορισμό ζωνών προστασίας (buffer zones) γύρω από δυνητικά σημαντικές περιοχές δραστηριότητας των πουλιών (θέσεις φωλιάσματος σπάνιων ή απειλούμενων ειδών, αναπαραγωγικές αποικίες) θα ήταν σημαντική. Σκοπός του προσδιορισμού αυτών των ζωνών προστασίας είναι η ελαχιστοποίηση ή αποκλεισμός της ανθρώπινης επίδρασης. Τέλος, σημαντικό θα ήταν η εξέταση αυτή να πραγματοποιηθεί σε μια ευρεία χωρική και χρονική κλίμακα (όχι μόνο κατά την αναπαραγωγική περίοδο και την εποχή του φθινοπώρου) δεδομένης της σημαντικής διαφοροποίησης της σύνθεσης των κοινοτήτων των πουλιών κατά τη διάρκεια του έτους (εξαιτίας της μετανάστευσης και των τοπικών μετακινήσεων των ειδών, Blondel and Aronson 1999). Ιδιαίτερα, εάν πρέπει να καθορισθεί κάποιο είδος ως βιοδείκτης, εκτός από την καταλληλότητά του γι' αυτό το σκοπό, πρέπει να εξεταστεί η ανταπόκριση του είδους σε διαφορετικές χωρικές κλίμακες, καθώς είναι πιθανό ένα είδος να ανταποκρίνεται άριστα σε μια χωρική κλίμακα, αλλά όχι σε μια άλλη.

ABSTRACT

Ecosystems interact with each other on the flows of energy, matter, nutrients, water and organisms. The arrangement in space affects ecosystem processes both of individual ecosystems and the broader set of these. Adjacent ecosystems differ, either because habitat conditions change or because there are variable land uses at different stages of succession. This results in species populations exhibiting discontinuities in their spatial distribution, which landscape ecology is called to investigate. The landscape, therefore, produced by the interaction of geological, climatic and human forces, is a phenomenon that evolves dynamically. With the introduction of the landscape ecology concept, landscape included the "space" and "human" factors in the genesis of ecological phenomena.

The present study investigated the structure and diversity of the bird fauna in three different landscapes with rural character. For the description of the three landscapes physiognomy was used more than twenty environmental variables in order to achieve the most accurate depiction of the landscape structure. Except field visits to sample areas, the investigation of the landscape structure was based on area mapping by ASTER satellite image of 2008 in ten classes. Twenty indicators of landscape composition and structure were calculated in three scales, namely: the whole study area, three landscapes (lowland, semiland, upland) and the circular bird sampling areas of 0.785 ha. We used the point count method to record the birds of the area. Furthermore, the effect of human activity, mainly through their facilities, and the effect of different evolution stage of landscape in the richness of birdlife were investigated. For the statistical analysis, we used univariate and multivariate methods. Out of the recorded bird species, species - indicators of birds were highlighted.

The results of this study indicate, firstly, that the structure of the landscape varies based on altitude, substantially affects the vegetation structure, and human land uses. Besides vegetation structure, which seems to play a particularly important role in the structure of bird diversity and distribution, depth soil, percentage of bare soil, the category of the parent rock, the shrub height and the Fractal Dimension dimension landscape metric affect the bird fauna. Specifically, among the three landscapes, the heterogeneous upland

landscape hosts the highest number of bird species, while the lowland landscape, with the largest farmland patches, the smaller. Regarding the stage of development of the landscape, although the early stages (abandoned field and grassland) are richer there seemed to be no significant difference in the variance of the wealth of birdlife. On the other hand, the present study showed that human infrastructure, in their "moderate" current status, contributed positively to the bird fauna richness. More specifically, out of the recorded bird species, the analysis of abundance variance of selected species, based on the applied binomial logistic regression, *Emberiza cirrus*, *Fringilla coelebs* and *Turdus merula*, as residents, and the breeding species *Luscinia megarhynchos* and *Oriolus oriolus* show to vary significantly with distance from settlements and livestock facilities. Finally, none of the above birds showed significant variation of their average abundance in relation to the landscape composition and structure in the scale of 0.785 ha.

Keywords: Landscape ecology, biodiversity, spatial metrics, agricultural crops, indicator species

ΕΛΛΗΝΙΚΗ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Αναγνωστοπούλου, Μ. (Συντονίστρια έκδοσης), 1996. Οδηγός παρακολούθησης περιοχών του Δικτύου «Φύση 2000», Μουσείο Γουλανδρή Φυσικής Ιστορίας – Ελληνικό Κέντρο Βιοτόπων – Υγροτόπων, Θέρμη, p 163.
- Αστάρας, Θ., Οικονομίδης, Δ. και Μουρατίδης, Α. 2007. Ψηφιακή Χαρτογραφία και Γεωγραφικά Συστήματα Πληροφοριών (G.I.S.), Πανεπιστημιακές Σημειώσεις, Α.Π.Θ., Τμήμα Γεωλογίας, Τομέας Φυσικής και Περιβαλλοντικής Γεωγραφίας, Εργαστήριο Εφαρμογών Τηλεπισκόπησης και Γεωγραφικών Συστημάτων Πληροφοριών, Θεσσαλονίκη.
- Εθνικό Ίδρυμα Αγροτικής Έρευνας Ινστιτούτο Δασικών Ερευνών, 2002. Διαχείριση ορνιθοπανίδας σε ορεινές –δασικές περιοχές. Έργο LIFE-Φύση 1998-2002: Διαχειριστικές Δράσεις Ζωνών Ειδικής Προστασίας στην Ελλάδα» (B4-3200/97/243), p 53.
- Ελληνική Στατιστική Αρχή (ΕΛ.ΣΤΑΤ) 1997. Ετήσια διάρθρωση γεωργικών – κτηνοτροφικών εκμεταλλεύσεων 1997 για το Ν. Τρικάλων.
- Ελληνική Στατιστική Αρχή (ΕΛ.ΣΤΑΤ) 1997. Εκμεταλλεύσεις με αρδευόμενες και αρδευθείσες εκτάσεις κατά περιφέρεια και νομό.
- Ελληνική Στατιστική Αρχή (ΕΛ.ΣΤΑΤ) 2001. Κατανομή πραγματικού πληθυσμού του Νομού Τρικάλων.
- Ελληνική Στατιστική Αρχή (ΕΛ.ΣΤΑΤ) 2007. Ετήσια διάρθρωση γεωργικών – κτηνοτροφικών εκμεταλλεύσεων 2007 για το Ν. Τρικάλων.
- Ελληνική Στατιστική Αρχή (ΕΛ.ΣΤΑΤ) 2007. Εκμεταλλεύσεις με αρδευόμενες και αρδευθείσες εκτάσεις κατά περιφέρεια και νομό.
- Ελληνική Ορνιθολογική Εταιρεία – ΕΘΙΑΓΕ. 1994. Πρόγραμμα ENVIREG: Αναγνώριση και αξιολόγηση βιοτόπων και διερεύνηση της δυνατότητας ένταξής τους στο κοινοτικό δίκτυο των ιδιαίτερα προστατευόμενων περιοχών σε εφαρμογή του Άρθρου 4 της Οδηγίας 79/409/ΕΟΚ για τη διατήρηση της άγριας ορνιθοπανίδας. Ταχεία ορνιθολογική αναγνώριση του συνόλου των 16 βιοτόπων, p138.
- Emberlin, J.C. 1996. Εισαγωγή στην Οικολογία. Εκδόσεις Τυπωθήτω, Αθήνα, 1996, ISBN 960 764320 8.
- Ζωμενή, Μ. 2009. Ανθρώπινες δραστηριότητες, αλλαγές χρήσεων γης και η επίδρασή τους στο τοπίο και στα είδη προτεραιότητας. Διδακτορική διατριβή, Σχολή Θετικών Επιστημών, Τμήμα Βιολογίας, Τομέας Οικολογίας, Α.Π.Θ., Θεσσαλονίκη.

- Ισπικούδης, Ι. 2007. Σημειώσεις Οικολογίας Λιβαδικού Τοπίου. Σχολή Δσαδολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Εργαστήριο Λιβαδικής Οικολογίας, p 4.
- Καββάδας, Δ. 1956-1964. Εικονογραφημένον Βοτανικόν – Φυτολογικόν Λεξικόν. Τόμοι 1-9, Αθήνα.
- Καρανδεινός, Μ.Γ. 2007. Ποσοτικές οικολογικές μέθοδοι. Από τη θεωρία στην πράξη. Πανεπιστημιακές Εκδόσεις Κρήτης, Ηράκλειο, σελ. 137-140.
- Καρανικόλας, Π. και Μαρτίνος, Ν. 1999. "Χωρική διαφοροποίηση της ελληνικής γεωργίας με ορίζοντα το 2010", στο: «Η Ελληνική Γεωργία προς το 2010» Ναπολέον Μαραβέγιας (επιμέλεια), Εκδόσεις Παπαζήση, Γεωπονικό Πανεπιστήμιο Αθηνών, Αθήνα, pp 245-292.
- Καρτέρης, Μ.Α. και Γιαννακόπουλος, Β.Ι. 1998. Περιβαλλοντική Χαρτογραφία. Πανεπιστημιακές Σημειώσεις. Εργαστήριο Δασικής Διαχειριστικής και Τηλεπισκόπησης, Τμήμα Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο, Θεσσαλονίκη.
- Καρτέρης, Μ.Α. 1999. Τηλεπισκόπηση Περιβάλλοντος. Πανεπιστημιακές σημειώσεις, Τμήμα Δασολογίας & Φυσ. Περι/ντος, Εργαστήριο Δασικής Διαχειριστικής & Τηλεπισκόπησης, pp 87, 193.
- Καρτέρης, Μ.Α. 2004. Τηλεπισκόπηση Περιβάλλοντος. Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο, Τμήμα Εκδόσεων. Θεσσαλονίκη.
- Κατή, Β. 2007. Στρουθιόμορφα πουλιά, στο: Βιοποικιλότητα της προστατευόμενης περιοχής Τζουμέρκων – Περιστερίου (Δημόπουλος, Π. και Κατή, Β.), pp 205-226. Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων, Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων. EN PLO. Ιωάννινα.
- Κουτσόπουλος, Κ. και Ανδρουλακάκης, Ν. 2003. Εφαρμογές Γεωγραφικών Συστημάτων Πληροφοριών με τη χρήση του λογισμικού ArcGIS. Εκδόσεις Παπασωτηρίου, Αθήνα.
- Κουτσόπουλος, Κ. 2005. Γεωγραφικά Συστήματα Πληροφοριών και Ανάλυση Χώρου. Β' έκδοση, Εκδόσεις Παπασωτηρίου, Αθήνα.
- Κουτσόπουλος, Κ. και Ανδρουλακάκης, Ν. 2005. Εφαρμογές του λογισμικού ArcGIS 9x με απλά λόγια. Εκδόσεις Παπασωτηρίου, Αθήνα.
- Λεγάκις, Α. και Μαραγκού, Π. 2009. Το Κόκκινο Βιβλίο των Απειλούμενων Ζώων της Ελλάδας. Ελληνική Ζωολογική Εταιρεία, Αθήνα, pp 218-225.
- Μαυρομάτης, Γ. 1978. Χάρτης των βιοκλιματικών ορόφων της Ελλάδας και βιοκλιματικός χάρτης της Ελλάδας. Υπουργείο Γεωργίας.

- Μαυρομαμάτης, Γ. 1980. Το βιοκλίμα της Ελλάδος. Σχέσεις κλίματος και φυσικής βλάστησης, βιοκλιματικοί χάρτες. Ινστιτούτο Δασικών Ερευνών Αθηνών, Αθήναι.
- Μελιάδης, Ι, Ραδόγλου Κ., Λυριντζής Γ., Κωνσταντινίδης Π., Κασσιούμης Κ., Χατζηλάκου Δ., Halmann B., Μπούσμπουρας, Δ. 2000. Ειδική περιβαλλοντική μελέτη περιοχής ειδικής προστασίας (Σχέδιο Διαχείρισης) "Όρη Αντιχάσια - Μετέωρα". ΕΘΙΑΓΕ - Ινστιτούτο Δασικών Ερευνών, Πρόγραμμα LIFE-NATURE «Διαχειριστικές Δράσεις Περιοχών Ειδικής Προστασίας στην Ελλάδα». Θεσσαλονίκη, σελ. 367 (αυτοτελής έκδοση) + 13 χάρτες. ΥΠΕΧΩΔΕ, Δ/ση Περιβαλλοντικού Σχεδιασμού, ΤΔΦΠ.
- Μουντράκης, Δ.Μ. 1985. Γεωλογία της Ελλάδος. University Studio Press, Θεσσαλονίκη, p 207.
- Μπουρδάκης, Σ. 2003. Αναφορά για την παρακολούθηση της ορνιθοπανίδας στην περιοχή Όρη Αντιχάσια – Μετέωρα κατά τη διάρκεια του 2003. Έργο LIFE – Φύση B4 - 3200/97/243. Διαχειριστικές Δράσεις Ζωνών Ειδικής Προστασίας (ΖΕΠ) στην Ελλάδα. ΕΘ.Ι.ΑΓ.Ε, Σταθμός Γεωργικής Έρευνας Ιωαννίνων.
- Μπουρδάκης, Σ. 2009. Παρουσία του Ασπροπάρη Neophron percnopterus στα Αντιχάσια όρη και την ευρύτερη περιοχή το 2008. Ελληνική Ορνιθολογική Εταιρεία. (αδημοσίευτη αναφορά).
- Μπούσμπουρας, Δ. 2003. Έκθεση παρακολούθησης για τον Ασπροπάρη και τον τσίφτη στην Ζώνη Ειδικής Προστασίας Μετέωρα – Αντιχάσια. «Πρόγραμμα ΠΡΟΣΤΑΣΙΑ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ ΚΑΙ ΒΙΩΣΙΜΗ ΑΝΑΠΤΥΞΗ: Ενίσχυση εκτατικής κτηνοτροφίας και προστασία πληθυσμών ειδών απειλούμενων αρπακτικών πουλιών και μεγάλων σαρκοφάγων θηλαστικών στα Αντιχάσια όρη - Αρκτούρος, Ελληνική Ορνιθολογική Εταιρεία, ΥΠΕΧΩΔΕ». Ελληνική Ορνιθολογική Εταιρεία. Θεσσαλονίκη. p 24.
- Νημάς, Θ. 1987. «Τρίκαλα – Καλαμπάκα – Μετέωρα – Πίνδος – Χάσια, γεωγραφία, ιστορία, μνημεία, τουρισμός», Θεσσαλονίκη.
- Ντάφης, Σ. 1973. Ταξινόμησης της δασικής βλαστήσεως της Ελλάδας. Επιστ. Επετ. Γεωπ. Δασολ. Σχολής. Τομ. ΙΕ', τεύχ. Β', Θεσσαλονίκη.
- Οικονόμου, Α. και Νάκος, Γ. 1990. Διάβρωση εδάφους και ταξινόμηση γαιών. Πρακτικά 3^{ου} Πανελληνίου Εδαφολογικού Συνεδρίου «Προστασία Εδαφών-Ποιότητα Ζωής», Αθήνα 26-28 Απριλίου, pp 25-36.
- Παπαναστάσης, Β.Π. 1976. Ο ρόλος του πυρός και της βοσκήσεως υπό προβάτων εις τους ασφακώνας Θεσπρωτίας. Κ.Δ.Ε.Β.Ε., Δελ. Ερευνών Νο 81. Θεσσαλονίκη.

- Παπαναστάσης, Β.Π. 1982a. Επιδράσεις της βόσκησης βοοειδών στις αναδασώσεις πεύκης της περιοχής Κιλκίς. Δασική Έρευνα III: 215–241.
- Παπαναστάσης, Β.Π. 1982b. Παραγωγή των ποολίβαδων σε σχέση με την θερμοκρασία αέρος και τη βροχή στη Βόρεια Ελλάδα. Δασική Έρευνα, III (3) – Παράρτημα.
- Παπαναστάσης, Β.Π. και Γώγος, Α. 1983. Συμβολή στη διάκριση και αξιολόγηση των λιβαδιών της χαμηλής ζώνης της Δυτικής Ηπείρου. Δασική Έρευνα IV(2): 93-129.
- Παπαναστάσης, Β., Πλατής, Π., Χαλυβόπουλος, Γ. και Τεπελή – Μάλαμα, Α. 1986. Βοσκόμενες δασικές εκτάσεις του νομού Δράμας. Πρόγραμμα απογραφής βοσκοτόπων Βόρειας Ελλάδας. Ίδρυμα Δασικών Ερευνών. Υπουργείο Γεωργίας.
- Παπαναστάσης, Β.Π. και Νοϊτσάκης, Β.Ι. 1992. Λιβαδική Οικολογία. Εκδόσεις Γιαχούδη, Θεσσαλονίκη.
- Παπαστεργίου, Κ. 1998. Ασκληπιός, ο πρώτος γιατρός χωρίς σύνορα. Εκδόσεις Ζήτη, Θεσσαλονίκη
- Παπούλια, Σ., Καζαντζίδης, Σ. και Τσιουρλής, Γ. 2003. Η χρήση των θαμνολίβαδων πουρναριού από την ορνιθοπανίδα στην περιοχή Λαγκαδά Θεσσαλονίκης, pp 117-123. Λιβαδοπονία και ανάπτυξη ορεινών περιοχών (Π.Δ. Πλατής και Θ.Γ. Παπαχρήστου, εκδότες). Πρακτικά 3^{ου} Πανελληνίου Λιβαδοπονικού Συνεδρίου. Καρπενήσι, 4-6 Σεπτεμβρίου 2002. Ελληνική Λιβαδοπονική Εταιρεία. Δημ. Νο. 10.
- Σιάρδος, Γ. 2002. Μέθοδοι Πολυμεταβλητής Στατιστικής Ανάλυσης, Μέρος Πρώτο: Διερεύνηση Σχέσεων Μεταξύ Μεταβλητών, εκδόσεις Ζήτη, Θεσσαλονίκη.
- Στάης, Σ. και Πυροβέτση, Μ. 2004. Δομή, σύνθεση και κατανομή της ορνιθοπανίδας σε ορεινά ποολίβαδα της Ζώνης Ειδικής Προστασίας του Μενοικίου Όρους. Πρακτικά 4^{ου} Πανελληνίου Λιβαδοπονικού Συνεδρίου, Βόλος, 10-12 Νοεμβρίου, pp 429 - 437.
- Τερκενλή, Θ. 2005. Ένας χώρος, πολλά τοπία: Γεωγραφικές προσεγγίσεις της τοπιακότητας. Πρακτικά Επιστημονικού Συμποσίου: «Το αγροτικό τοπίο. Το παλίμψηστο αιώνων γεωργικού μόχθου». Κτήμα Μερκούρη, Κορακοχώρι Ηλείας, Αθήνα, pp 77 - 88.
- Τσακίρη- Στρατή, Μ. 1998. Πανεπιστημιακές παραδόσεις για το μάθημα της Τηλεπισκόπησης του τομέα Κτηματολογίου, Φωτογραμμετρίας και Χαρτογραφίας, του τμήματος Αγρονόμων και Τοπογράφων Μηχανικών του ΑΠΘ. Τμήμα εκδόσεων ΑΠΘ. Θεσσαλονίκη, pp 3-43.

- Τσιακίρης, Ρ. 2009. Χωρικά και πληθυσμιακά πρότυπα του αετομάχου (*Lanius collurio*) ως δείκτης αλλαγών χρήσεων γης. Διδακτορική διατριβή, Σχολή Θετικών Επιστημών, Τμήμα Βιολογίας, Τομέας Οικολογίας, Α.Π.Θ., Θεσσαλονίκη.
- Χουβαρδάς, Δ. 2007. Εκτίμηση της διαχρονικής επίδρασης των κτηνοτροφικών συστημάτων και των χρήσεων γης στα τοπία με τη χρήση των Γεωγραφικών Συστημάτων Πληροφοριών (GIS). Διδακτορική διατριβή, Σχολή Δασολογίας και Φυσικού Περιβάλλοντος, Τομέας Λιβαδοπονίας και Άγριας Πανίδας – Ιχθυοπονίας Γλυκέων Υδάτων.

ΞΕΝΟΓΛΩΣΣΗ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Åberg, J., Jansson, G., Swenson, J.E. and Angelstam, P. 1995. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse *Bonasia bonasia* in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103: 265–269.
- Abrams, M. 2000. ASTER: data products for the high spatial resolution imager on NASA's EOS-AM1 platform. *International Journal of Remote Sensing* 21: 847-861.
- Abrams, M. and Hook, S. 2002. ASTER User Handbook, The Jet Propulsion Laboratory, California Institute of Technology, Los Angeles, USA.
- Acevedo, M.A. and Restrepo, C. 2008. Land-cover and land-use change and its contribution to the largescale organization of Puerto Rico's bird assemblages. *Diversity and Distributions* 14: 114–22.
- Adam, N. and Gangopadhyay, A. 1997. A Forms-based Interface with A Natural Language Front-end to a CIM Database. *IEEE Transactions on Knowledge and Data Engineering*.
- Afifi, A.A. 1990. *Computer-Aided Multivariate Analysis*, second edition, Chapman and Hall.
- Anderson, B. 2003. "Sparrows". Alaska Department of Fish and Game. Accessed February 10, 2004 at <http://www.adfg.state.ak.us/pubs/notebook/bird/sparrows.php>.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355–366.
- Angelstam P. 1990. Factors determining the composition and persistence of local woodpecker assemblages in taiga forests in Sweden – a case for landscape ecological studies. In: Carlson A. and Aulen G. (eds), *Conservation and Management of Woodpecker Populations*. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Wildlife Ecology, Uppsala, pp. 147 – 191.
- Angelstam P. and Mikusinski G. 1994. Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest – a review. *Annales Zoologici Fennici* 31: 157 – 172.
- Antrop, M. 1988. Invisible connectivity in rural landscapes. In: Schreiber, K. ed. *Connectivity in landscape ecology: proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association for Landscape Ecology, Münster 1987*. Schoeningh, Paderborn, 57-62. *Münstersche geographische Arbeiten* H. 29
- Antrop, M. 2000. Geography and landscape science. *Belgian Journal of Geography*. Belgeo special issue. 29th International Geographical Congress (1/4): 9-35.

- Aplet, G., Thomson, J. and Wilbert, M. 2000. Indicators of wildness: using attributes of the land to assess the context of wilderness. In: McCool, S.F., Cole, D.N., Borrie, W.T. and O' Loughlin, J. 2000, Wilderness science in a time of change conference—Volume 2: wilderness within the context of larger systems; 1999 May 23–27; Missoula, MT. Proceedings RMRS-P-15-VOL-2. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, pp 89–98.
- Argyropoulou, M.A., Karris, G., Papatheodorou, E.M. and Stamou, G.P. 2005. Epiedaphic Coleoptera in the Dadia forest reserve (Thrace, Greece): the effect of human activities on community organization patterns. *Belg. J. Zool.* 135 (2): 127-133.
- Armsworth, P.R., Kendall, B.E. and Davis, F.W. 2004. An introduction to biodiversity concepts for environmental economists. *Resource and Energy Economics* 26: 115-136.
- Aspinall, R. and Pearson, D. 2000. Integrated geographical assessment of environmental condition in water catchments: linking landscape ecology, environmental modelling and GIS. *Journal of Environmental Management* 59 (4 Special Iss. SI): 299-319.
- Atauri, J.A. and De Lucio, J.V. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16: 147–159.
- Atkinson P.M. and Tate, N.J. 1999. *Advances in remote sensing and GIS analysis*. Wiley. Chichester.
- Austen, M.J.W., Francis, C.M., Burke, D.M. and Bradstreet, M.S. 2001. Landscape context and fragmentation effects on forest birds in southern Ontario. *The Condor* 103: 701-714.
- Bailey, D., Billeter, R., Aviron, S., Schweiger, O. and Herzog, F. 2007. The influence of thematic resolution on metric selection for biodiversity monitoring in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 22: 461-473.
- Baker, W. and Cai, Y. 1992. The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographic information system. *Landscape Ecol.* 7: 291-302.
- Bankov, N. 1998. Dynamics of land cover/use changes in relation to socio – economic conditions in the psilorites mountain of Crete, Greece. MSc, Mediterranean Agronomic Institute Of Chania (M.A.I.Ch.), Chania.

- Barbaro, L., Rossi, J-P., Vetillard, F., Nezan, J. and Jactel, H. 2007. The spatial distribution of birds and carabid beetles in pine plantation forests: the role of landscape composition and structure. *Journal of Biogeography* 34: 652-664.
- Barlett, M.S. 1954. A Note on Multiplying Factors for Various Chi Squared Approximations. *Journal of Royal Statistical Society (B)*: 296-298.
- Bartholomew, D.J, Steele, F, Moustaki, I and Galbraith, J.I. 2002. *The Analysis and Interpretation of Multivariate Data for Social Scientists*, Chapman and Hall, New York.
- Baskent, E. and Jordan, G. 1995. Characterizing spatial structure of forest landscapes. *Can. J. For. Res.* 25: 1830-1849.
- Bastin, L. 1997. Comparison of fuzzy c-means classification, linear mixture modeling and MLC probabilities as tools for unmixing coarse pixels. *International Journal of Remote Sensing* 18: 3629 –3648.
- Begon M., Harper, J.L. and Townsend, C.R. 1996. *Ecology. Individuals, populations, and communities (Third Edition)*. Blackwell Science, London.
- Bélisle, M., Desrochers, A. and Fortin, M. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology* 82(7): 1893-1904.
- Bélisle, M. and Desrochers, A. 2002. Gap crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. *Landscape Ecology* 17(3): 219-231.
- Bengtsson, J. 1998. Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. *Applied Soil Ecology* 10: 191-199.
- Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Frane, A. and Menozzi, P. 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132: 39–50.
- Bengtsson, J., Engelhardt, K., Giller, P., Hobbie, S., Lawrence, D., Levine, J., Villa, M. and Wolters, V. 2002. Slippin' and slidin' between the scales: the scaling components of biodiversity-ecosystem functioning relations. In Loreau M., Naeem S. and Inchausti P. (eds.), *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. Oxford University Press, Oxford.
- Bennett, A.F., Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., Swetnam, R. and MacNally, R. 2004. Do regional gradients in land use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in woods? *Biological Conservation* 119: 191–206.

- Benton, T.G., Vickery, J.A. and Wilson, J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18: 182–188.
- Berberoglu, S., Lloyd, C.D., Atkinson, P.M. and Curran, P.J. 2000. The integration of spectral and textural information using neural networks for land cover mapping in the Mediterranean. *Computers & Geosciences*, 26(4): 385-396.
- Berg, A. 1997. Diversity and abundance of birds in relation to forest fragmentation, habitat quality and heterogeneity. *Bird Study* 44: 355–366.
- Bibby, J.C., Burgess, N.D. and Hill, D.A. 1992. Bird census techniques. British Trust for Ornithology, Royal Society for the Protection of Birds. U.K.
- Bibby, C., Jones, M. and Marsdsen, S. 1998. Expedition Field Techniques. In: *Bird Surveys*. Expedition Advisory Centre, London.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. and Hill, D.A. 2000. *Bird Census Techniques*. Academic Press, London, 2nd edition.
- BirdLife International, 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 12.
- Blondel, J. 1981. Structure and dynamics of bird communities in Mediterranean habitats, pp 361-385. In: *Ecosystems of the World “Mediterranean type shrublands”* (Di F. Castri, D.W. Goodall and R.L. Specht, eds). Elsevier.
- Blondel, J. 2006. The “design” of Mediterranean landscapes: a millennial story of human and ecological systems during the historic period. *Hum Ecol.* 34: 713–29.
- Blondel, J. and Aronson, J. 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean Region –* Oxford University Press, Oxford.
- Bohning-Gaese, K. 1997. Determinants of avian species richness at different spatial scales. *Journal of Biogeography* 24: 49-60.
- Böhning-Gaese, K. and Oberrath, R. 2003. Macroecology of habitat choice in long-distance migratory birds. *Oecologia* 137: 296-303.
- Bonham-Carter, G.F. 1994. *Geographic Information Systems for geoscientists: modelling with GIS*. Elsevier Science Inc., New York. *Computer Methods in the Geosciences* no. 13.
- Bonham, K.J, Mesibov, R. and Bashford, R. 2002. Diversity and abundance of some ground-dwelling invertebrates in plantation vs. native forests in Tasmania, Australia. *For. Ecol. Manag.* 158: 237–247.

- Botequilha Leitão, A. and Ahern, J. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 59 (2): 65–93.
- Brak, B.H., Hilarides, L., Elbersen, B.S. and van Wingerden, W.K.R.E. 2004. Extensive livestock systems and biodiversity: The case of Islay. *Alterra, Wageningen*.
- Brambilla, M., Rubolini, D. and Guidali, F. 2007. Between land abandonment and agricultural intensification: Habitat preferences of Red-backed Shrikes *Lanius collurio* in low-intensity farming conditions. *Bird Study* 54 (2): 160-167.
- Brimicombe, A. 2003. GIS, Environmental modeling and engineering. Taylor & Francis, London, p 312.
- Brotons, L. and Herrando, S. 2001. Reduced bird occurrence in pine forest fragments associated with road proximity in a Mediterranean agricultural area. *Landscape and Urban Planning* 57: 77-89.
- Bunn, A.G., Urban, D.L. and Keitt, T.H. 2000. Landscape Connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59: 265-278.
- Burke, I.C., Schimel, D.S., Yonker, C.M., Parton, W.J., Joyce, L.A. and Lauenroth, W.K. 1990. Regional modelling of grassland biochemistry using GIS. *Landscape Ecology* 4: 45-54.
- Burrough, P.A. 1983. Multiscale sources of spatial variation in soil. *Journal of Soil Science* 34: 577-620.
- Burrough, P.A. 1986. Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment. Oxford University Press.
- Burrough, P.A. and McDonnell, R.A. 1998. Principles of Geographical Information Systems. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Butler, R., Algelstam, P., Ekelund, P. and Schlaepfer, R. 2004. Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and subalpine forest. *Biological Conservation* 119: 305 – 318.
- Byron, H.J., Treweek, J.R. and Sheate, W.R. 2000. Road developments in the UK: an analysis of ecological assessment in environmental impact statements produced between 1993 and 1997. *Journal of Environmental Planning and Management* 43 (1): 71-97.
- Canterbury, G.E., Martin, T.E., Petit, D.R., Petit, L.J. and Bradford, D.F. 2000. Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology* 14(2): 544-558.

- Cantwell, M.D. and Forman, R.T.T. 1993. Landscape graphs: Ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. *Landscape Ecology* 8(4): 239-255.
- Cayuela, L., Benayas, J.M.R. and Echeverria, C. 2006. Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975–2000). *Forest Ecology and Management* 226: 208–18.
- Cerezo, A., Conde, M.C. and Poggio, S.L. 2011. Pasture area and landscape heterogeneity are key determinants of bird diversity in intensively managed farmland. *Biodivers Conserv.* 20(12): 2649-2667. DOI 10.1007/s10531-011-0096-y.
- Cestari, C. and Pacheco, J.F. 2010. Aves, Emberizidae, *Coryphospingus pileatus* (Wied, 1821): a new gathered bird species to São Paulo state and evidences of southern geographic expansion in Brazil. *Checklist* 6(4): 501-502.
- Cherkaoui, I., Selmi, S., Boukhriss, J., Hamid, R.-I. and Mohammed, D. 2009. Factors affecting bird richness in a fragmented cork oak forest in Morocco. *Acta Oecol.* 35: 197–205.
- Chouvardas, D. and Vrahnakis, M.S. 2009. A semi-empirical model for the near future evolution of the lake Koronia landscape. *Journal of Environmental Protection and Ecology* 10 (3): 867-876.
- Chrysoulakis, N. 2003. Estimation of the all-wave urban surface radiation balance by use of ASTER multispectral imagery and in situ spatial data, *Journal of Geophysical Research*, 108, D18, 4582, doi:10.1029/2003JD003396.
- Clark, B. and Pellikka, P. 2009. Landscape analysis using multi-scale segmentation and object-oriented classification. In: A. Röder, J. Hill, (eds.), *Recent Advances in Remote Sensing and Geoinformation Processing for Land Degradation Assessment*. Taylor & Francis, pp. 323-341.
- Cody, M.L. 1985. *Habitat Selection in Birds*. Academic Press, San Diego, California, p. 558.
- Colwell, R.K. and Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B.* 345: 101–118.
- Concepción, E.D. and Díaz, M. 2011. Field, landscape and regional effects of farmland management on specialist open-land birds: Does body size matter? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142: 303-310.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs – high diversity of trees and corals is maintained only in a non-equilibrium state. *Science* 199: 1302–1310.

- Connell, J.H. 1979. Tropical rainforests and coral reefs as open non-equilibrium systems. Pages 141-163 in R.M. Anderson, B.D., Turner and L.R., Taylor, editors. Population Dynamics. Blackwell, Oxford.
- Corcuera, P., Butterfield, J., 1999. Bird communities of dry forests and oak woodland of western Mexico. *Ibis* 141: 240-255.
- Covas, R. and Blondel, J. 1998. Biogeography and history of the Mediterranean bird fauna. *Ibis* 140: 395-407.
- Cramp, S. et al. (1977–94) [Cramp, S. and Simmonds, K.E.L. 1977, 1980, 1983; Cramp, S. 1985, 1988, 1992; Cramp, S. & Perring, C.M. 1993, 1994a, 1994b] Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa (Birds of the Western Palearctic). Vols I–IX, Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S., Simmons, K. and Perrins, C. 1977-1994. The birds of the western Palearctic. Volume I-IX. Oxford University Press, Oxford.
- Crawley, M.J. 2003. Statistical Computing. An Introduction to Data Analysis using S-Plus. John Wiley & Sons Ltd., England, p 761.
- Clergeau, P., Savard, J.P.L., Mennechez, G. and Falardeau, G. 1998. Bird abundance and diversity along an urban–rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor* 100: 413–425.
- Colwell, R.K. and Hurtt, G.C. 1994. Nonbiological gradients in species richness and a spurious Rapoport effect. *American Naturalist* 144: 570–595.
- Crooks, K., Suarez, A. and Bolger, D. 2004. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation* 115: 451-462.
- Croonquist, M.J. and Brooks, R.P. 1991. Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian wetland areas. *Environmental Management* 15: 701–714.
- Davis, F.W. and Simonett, D.S. 1991. GIS and remote sensing. In Geographical information systems: principles and applications. In: Maguire, D.J., Goodchild, M.F. and Rhind, D.W. Eds. Longman Scientific and Technical: London, GB, pp 191-213.
- Dean, W., Fry, C., Keith, S. and Lack, P. 1992. Family Alaudidae: Larks. Pages 13-124 in S Keith, E Urban, C Fry, eds. The Birds of Africa, Vol. IV. London: Academic Press.

- Deckers, B., Hermy, M. and Muys, B. 2004. Factors affecting plant species composition of hedgerows: relative importance and hierarchy. *Acta oecologica* 26: 23-37.
- De Candolle, A.P. 1820. Géographie botanique. In: Dictionnaire des Sciences Naturelles.
- Deutschewitz, K., Lausch, A., Kühn, I. and Klotz, S. 2003. “Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany”, *Global Ecology and Biogeography* 12(4): 299–311, External Linkdoi:10.1046/j.1466-822X.2003.00025.x.
- Díaz, M., Carbonell, R., Santos, T. and Telleriá, J.L. 1998. Breeding birds communities in pine plantations of the Spanish plateaux: biogeography, landscape and vegetation effects. *Journal of Applied Ecology* 35: 562–574.
- Di Castri, F. and Vitali-Di Castri, V. 1981. Soil fauna of mediterranean-climate regions. Pages 1-52 in F. Di Castri, et al., (eds.). *Mediterranean-type Shrublands*. Elsevier, Amsterdam.
- Di Gregorio, A. and Jansen, L. 1996. *FAO Land Cover Classification: A Dichotomous Modular-Hierarchical Approach*, FAO Land and Water Development Division.
- Dickinson, E. 2003. *The Howard and Moore Complete Checklist of Birds of the World*, 3rd edition. London: Christopher Helm.
- Donald, P.F., Green, R.R. and Heath, M.F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe’s farmland bird populations. *Proc. Roy. Soc. Lond. B* 268: 25–29.
- Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J. and van Bommel, F.P.J. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agric. Ecosyst. Environ.* 116: 189–196.
- Donovan, T.M. and Flather, C.H. 2002. Relationships among North American songbird trends, habitat fragmentation, and landscape occupancy. *Ecological Applications* 12(2): 364-374.
- Duelli, P. and Obrist, M.K. 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture Ecosystems & Environment* 98: 87-98.
- Dunning, J. 2001. New World Sparrows. Pp. 516-535 in C Elphick, J Dunning, D Sibley, eds. *The Sibly Guide to Bird Life and Behavior*. New York: Alfred A. Knopf.
- Dunteman, G.H., 1989. *Principal Component Analysis*. Sage, Beverly Hills, CA. p. 96.
- Dyrzcz, A. and Halupka, L. 2008. The response of the great reed warbler *Acrocephalus arundinaceus* to climate change. *J. Ornithol.* DOI 10.1007/s10336-008-0315-9.

- Eastman, J.R., Toledano, J., Crema, S., Zhu, H. and Jiang, H. 2005. "In-Process Classification Assessment of Remotely Sensed Imagery". *GeoCarto International* 20(4): 33-44.
- Eigenbrod, F., Hecnar, S.J. and Fahrig, L. 2008. Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. *Landscape Ecology* 23: 159–68.
- Emberlin, J. 1996. «Εισαγωγή στην Οικολογία», μετάφραση Μελιάδου Αλεξάνδρα, Εκδόσεις ΤΥΠΩΘΗΤΩ, ΑΘΗΝΑ.
- Ernault, A., Tremauville, Y., Cellier, D., Margerie, P., Langlois, E. and Alard, D. 2006. Potential landscape drivers of biodiversity components in a flood plain. Past or present patterns? *Biological Conservation* 127: 1-17.
- Evans, K.J., James, N.A. and Gaston, K.J. 2006. Abundance, species richness and energy availability in the North American avifauna. *Glob. Ecol. Biog.* 15: 372–385.
- Fahrig, L. and Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50-59.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management* 61: 603–610.
- Fahrig, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological Modelling* 105: 273–292.
- Fahrig, L. 2007. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Funct. Ecol.* 21: 1003–1015.
- Fahrig, L. and Nutton, W.K. 2005. Population ecology in spatially heterogeneous environments. In: *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes* (eds Lovett, G.M., Jones, C.G., Turner, M.G. and Weathers, K.C.). Springer-Verlag, New York, pp 95–118.
- Falkowski, M.J., Gessler, P.E. Morgan, P., Hudak, A. and Smith, T. 2005. Characterizing mapping forest fire fuels using ASTER imagery and gradient modeling. *Forest Ecology and Management* 217: 129–146.
- Farina, A. 1988. Bird community structure and dynamics during spring migration in selected habitats of northern Italy. *Boll. Zool.* 55: 327-336.
- Farina, A. 1989. Bird Community Patterns in Mediterranean Farmlands: A Comment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 27: 177-181.
- Farina, A. 1995. Distribution and dynamics of birds in a rural sub-Mediterranean landscape. *Landscape and Urban Planning* 31: 269-280.

- Farina, A. 1997. Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecology* 12 (6): 365-378.
- Farina, A. 1998. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Chapman & Hall, London, UK.
- Farina, A. and Belgrano, A. 2004. The eco-field: a new paradigm for landscape ecology. *Ecol. Res.* 19: 107–110.
- Farina, A. 2006. *Principles and methods in landscape ecology. Towards a science of landscape*. Springer, The Netherlands.
- Fauth, P.T., Gustafson, E.J. and Rabenold, K.N. 2000. Using landscape metrics to model source habitat for Neotropical migrants in the midwestern U.S. *Landscape Ecology* 15(7): 621–631, External Linkdoi: 10.1023/A:1008179208018.
- Fisher, R.A., Corbet, A.S. and Williams, C.B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. Anim. Ecol.* 12: 42-58.
- Flather, C.H., Brady, S.J. and Inkley, D.B. 1992. Regional habitat appraisals of wildlife communities: a landscape-level evaluation of a resource planning model using avian distribution data. *Landscape Ecology* 7(2): 137-147.
- Flather, C.H. and Sauer, J.R. 1996. Using landscape ecology to test hypothesis about large-scale abundance patterns in migratory birds. *Ecology* 77: 28–35.
- Fleishman, E., Austin, G.T. and Weiss, A.D. 1998. An empirical test of Rapoport's rule: elevational gradients in montane butterfly communities. *Ecology* 79: 2482-2493.
- Fleishman E., Blair, R.B. and Murphy, D.D. 2001. Empirical validation of a method for umbrella species selection. *Ecological Applications* 11: 1489 – 1501.
- Fleishman, E., Jonsson, B.G. and Sjagren-Gulve, P. 2000. Focal species modeling for biodiversity conservation. *Ecological Bulletins* 48: 85 – 99.
- Fonderflick, J., Caplat, P., Lovaty, F., Thévenot, M. and Prodon, R. 2010. Avifauna trends following changes in a Mediterranean upland pastoral system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137: 337–347.
- Foody, G.M., Campbell, N.A., Trodd, N.M. and Wood, T.F. 1992. Derivation and applications of probabilistic measures of class membership from the maximum likelihood classification. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 58 (9): 1335–1341.
- Foody, G.M. 2000. Estimation of sub-pixel land cover composition in the presence of untrained classes. *Computers & Geosciences* 26: 469 – 478.

- Forman, R.T.T. 1983. Corridors in a landscape: their ecological structure and function. *Ekologia (Czechoslovakia CSSR)* 2: 375-387.
- Forman, R.T.T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10(3): 133-142.
- Forman, R.T.T. and Godron, M. 1984. In *Methodology in landscape ecological research and planning*, Volume V. Brandt, J. and Agger, P. (Eds.) Chapter 1: Landscape ecology principles and landscape function.
- Forman, R.T.T. and M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, Inc., New York, NY, USA.
- Fraterrigo, J.M., Pearson, S.M. and Turner, M.G. 2009. Joint effects of habitat configuration and temporal stochasticity on population dynamics. *Landscape Ecol.* 24: 863–877.
- French, D.D. and Picozzi, N. 2002. ‘Functional groups’ of bird species, biodiversity and landscapes in Scotland. *Journal of Biogeography* 29: 231–259.
- Friedlander, A.M., Brown, E.K. and Monaco, M.E. 2007. Coupling ecology and GIS to evaluate efficacy of marine protected areas in Hawaii. *Ecological Applications* 17: 715–30.
- Friesen, L.E., Eagles, P.F.J. and Mackay, R.J. 1995. Effects of residential development on forest-dwelling neotropical migrant songbirds. *Conserv. Biol.* 9 (6):1408–1414.
- Fuller, R. and Langslow, D. 1984. Estimating numbers of birds by point counts: how long should counts last? *Bird Study* 31: 195-202.
- Fuller, R.J., Gough, S.J. and Marchant, J.H. 1995. Bird populations in new Lowland woods: landscape, Design and Management perspectives. In *The ecology of woodland creation* (Ferris-Kaan, R., ed.), pp 163–182. London: John Wiley & Sons Ltd.
- Fuller, R.M., Devereux, B.J., Gillings, S., Amable, G.S. and Hill, R.A. 2005. Indices of bird-habitat preference from field surveys of birds and remote sensing of land cover: a study of south-eastern England with wider implications for conservation and biodiversity assessment. *Glob. Ecol. Biog.* 14: 223–239.
- Gall, B.C. and Longmore, N.W. 1978. Avifauna of the Thredbo Valley, Kosciusko National Park. *Emu* 78: 189–196.
- Galli, A.E., Leck, C.F. and Forman, R.T.T. 1976. Avian distribution patterns within different sized forest islands in central New Jersey. *Auk* 93: 356-364.

- Gao, J.F., Ma, K.M., Feng, Z.W., Qi, J. and Feng, Y. 2009. Coupling effects of altitude and human disturbance on landscape and plant diversity in the vicinity of mountain villages of Beijing, China. *Acta Ecologica Sinica* 29: 56-61.
- Garaffa, P.I., Filloy, J. and Bellocq, M.I. 2009. Bird community responses along urban–rur gradients: Does the size of the urbanized area matter? *Landscape and Urban Planning* 90: 33–41.
- Gardner, R.H., Milne, B.T., Turner, M.G. and O’Neill, R.V. 1987. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecol* 1: 19–28.
- Garson, J., Aggarwal, A. and Sarkar, S. 2002. Birds as surrogates for biodiversity: an analysis of a data set from southern quebec. *Journal of Biosciences* 27: 347–360.
- Gaston, K.J., 1996. Species richness: measure and measurement. In *Biodiversity: a biology of numbers and difference* (ed. K.J. Gaston), pp. 77-113. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Gaston, K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220–227.
- Gayraud, S. and Philippe, M. 2003. Influence of bed-sediment features on the interstitial habitat available for macroinvertebrates in 15 French streams. *Internatinal Review of Hydrobiology* 88: 77–93.
- Geneletti, D. 2002. Ecological evaluation for environmental impact assessment, Utrecht. Netherlands Geographical Studies no. 301. Proefschrift Vrije Universiteit Amsterdam.
- Geneletti, D. 2007. An approach based on spatial multicriteria analysis to map the nature conservation value of agricultural land. *Journal of Environmental Management* 83: 228–235.
- Geri, F., Rocchini, D. and Chiarucci, A. 2010. Landscape metrics and topographical determinants of large-scale forest dynamics in a Mediterranean landscape. *Landscape and Urban Planning* 95: 46–53.
- Ghossoub, R. 2003. Impact of piospheric points in Mediterranean rangelands. M.Sc. Thesis. Mediterranean Agronomic Institute, Chania, Crete, p 126.
- Gitay, H. and Noble, I.R. 1997. What are functional types and how should we seek them? In: Smith, T.M., Shugart, H.H. and Woodward, F.I. (eds) *Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change*, Cambridge: Cambridge University Press, pp 3-19.

- Gong, P. and Howarth, P.J. 1990: The use of structural information for improving land-cover classification accuracies at the rural – urban fringe. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 56: 67 – 73.
- Golet, F.C, Wang, Y., Merrow, J.S. and DeRagon, W.R. 2001. Relationship between habitat and landscape features and the avian community of red maple swamps in southern Rhode Island. *Wilson Bull.* 113: 217–227.
- González Bernáldez, F. 1981. *Ecología y Paisaje*. H. Blume Ediciones. Madrid.
- Goodchild, M.F. 2002. Preface. In: Scott, J.M. ed. *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Island Press, Washington, xv-xvii.
- Green, A.A. and Craig, M.A. 1985. Analysis of aircraft spectrometer data with logarithmic residuals. *Proceedings of the Airborne Imaging Spectrometer data Analysis Workshop, April 8010, JPL Publication 85-41*: 111-119.
- Greenwood, J.J.D. 2003. The monitoring of British breeding birds: a success story for conservation science? *The science of the Total Environment* 310: 221-230.
- Griffith, J.A., Mantinko, E.A. and Price, K.P. 2000. Landscape structure analysis of Kansas at three scales. *Landscape and Urban Planning* 52: 45-61.
- Grimmett, R.F. and Jones, T.A. 1989. *Important bird areas in Europe, Vol. 1*. International Council for Bird Preservation, Cambridge, UK.
- Guisan, A. and Zimmerman, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147–186.
- Gulinck, H., Dufourmont, H., Coppin, P. and Hermy, M. 2000. Landscape research, landscape policy and Earth observation. *International Journal of Remote Sensing* 21: 2541-2554.
- Gulinck, H., Múgicab, M., de Lucioc, J.V. and Atauri, J.A. 2001. A framework for comparative landscape analysis and evaluation based on land cover data, with an application in the Madrid region (Spain). *Landscape and Urban Planning* 55: 257–270.
- Gustafson, E. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state-of-the-art? *Ecosystems* 1: 143–156.
- Haack, B., Bryant, N. and Adams, S. 1987. An assessment of Landsat MSS and TM data for urban and near-urban land-cover digital classification. *Remote Sensing of Environment* 21: 201 – 213.
- Haines-Young, R.H. 2009. Land use and biodiversity relationships: *Land Use Futures. Land Use Policy*, 26 (Supplement 1): 178–186.

- Hair, J.F., Black, W.C., Babin, B.J., Anderson, R.E. and Tatham, R.L. 2006. *Multivariate Data Analysis*. Upper Saddle River, NJ: Pearson Prentice Hall.
- Hannah, L., Carr, J.L. and Lankerani, A. 1995. Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. *Biodivers. Conserv.* 4: 128–155.
- Hagemeyer, W.J.M. and Blair, M.J. (eds) 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding birds*. Poyser.
- Hansen, A.J. and Urban, D.L. 1992. Avian response to landscape pattern: the role of species' life histories. *Landscape Ecology* 7(3): 163-180.
- Hartwig, C.L., Eastman, D.S. and Harestad, A.S. 2006. Characteristics of foraging sites and the use of structural elements by the pileated woodpecker (*Dryocopus pileatus*) on southeastern Vancouver Island, British Columbia, Canada. *Ann. Zool. Fennici* 43: 186-197.
- Haselmayer, J. and Quinn, J. 2000. A comparison of point counts and sound recording as bird survey methods in Amazonian southeast Peru. *Condor* 102: 887-893.
- Hausner, V.H., Yoccoz, N.G. and Ims, R.A. 2003. Selecting indicator traits for monitoring land use impacts: birds in northern coastal birch forests. *Ecological Applications* 13: 999-1012.
- Hawkins, A.F.A. 1999. Altitudinal and latitudinal distribution of east Malagasy forest bird communities. *Journal of Biogeography* 26: 447–458.
- Hawkins, B.A., Field, R., Cornell, H.V., Curie, D.J., Guegan, J.F., Kaufman, D.M., Kerr, J.T., Mittelbach, G.G., Oberdorff, T., O'Brien, E.M., Porter, E.E. and Turner, J.R.G. 2001. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology* 84: 3105-3117.
- Hawkins, B.A. 2004. Summer vegetation, deglaciation and the anomalous bird diversity gradient in eastern North America. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 13: 321–325.
- Hawsworth, D.L. and Bull, A.T. 2006. *Forest Diversity and Management*. Springer Editions.
- He, S.H., B.E. DeZonia and Mladenoff, D.J. 2000. An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology* 15: 591-601.
- Helzer, C.J. and Jelinski, D.E. 1999. The relative importance of patch area and perimeter-area ratio to grassland breeding birds. *Ecological Applications* 9: 1448-1458.
- Herrando, S. and Brotons, L. 2002. Forest bird diversity in Mediterranean areas affected by wildfires: a multi-scale approach. *Ecography* 25: 161-172.

- Herrick, J.E., Whithford, W.G., DeSoyza, A.G. and Van Zee, J. 1995. Soil and vegetation indicators for assessment of rangeland condition pp157-166. In CALEDONIA A.G. ed. North American Workshop on Monitoring for Ecological Assessment of Terrestrial and Aquatic Ecosystems. USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Herzon, I. and O'Hara, R.B. 2007. Effects of landscape complexity on farmland birds in the Baltic States. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 297-306.
- Heywood, V.H. 1995. *Global biodiversity assessment*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., Newton, I. and Sparks, T.H. 1995. Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding species in woodland fragments. *J. Avian Biol.* 26: 94-104.
- Hirataa, M., Kogab, N., Shinjoc, H., Fujitad, H., Gintzburger, G. and Miyazaki, A. 2001. Vegetation classification by satellite image processing in a dry area of northeastern Syria. *Int. J. Remote Sensing*, 22: 507-516.
- Hobbs, R.J. and Huenekke, L.F. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6: 324-337.
- Hobbs, R.J. 1993. Effects of landscape fragmentation on ecosystem processes in the western-Australian wheat-belt. *Biological Conservation* 64: 193-201.
- Hogstad, O. 1970. On the ecology of the three-toed woodpecker *Picoides tridactylus* (L.) outside the breeding season. *Nytt Magasin for Zoologi* 18: 221-227.
- Holden, P. and Sharrock, J.T.R. 2002. *The RSPB Guide to British Birds*. Pan Macmillan, London.
- Holland, J. and Fahrig, L. 2000. Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields: a landscape-scale analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 78: 115-122.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I. and Tscharntke, T. 2010. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *J. Anim. Ecol.* 79: 491-500.
- Hooper, DU., Solan, M., Symstad, A., Díaz, S., Gessner, M.O., Buchmann, N., Degrange, V., Grime, P., Hulot, F., Mermillod-Blondin, F., Roy, J., Spehn, E. and Van Peer, L. 2002. Species diversity, functional diversity and ecosystem functioning. In: Loreau, M., Naeem, S. and Inchausti, P. (ed) *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp 195-208.

- Horvath, R., Farkas, R. and Yosef, R. 2000. Nesting ecology of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in northeastern Hungary. *Ring* 22(1): 127-132
- Hurlbert, A.H. and Haskell, J.P. 2003. The effect of energy and seasonality on avian species richness and community composition. *Am. Nat.* 161: 83-97.
- Hurlbert, A.H. 2004. Species-energy relationships and habitat complexity in bird communities. *Ecol. Lett.* 7: 714-720.
- Huot, M. and Ibarzabal, J. 2006. A comparison of the age-class structure of black-backed woodpeckers found in recently burned and unburned boreal coniferous forests in eastern Canada. *Ann. Zool. Fennici* 43: 131-136.
- Ibarzabal, J. and Desmeules, P. 2006. Black-backed woodpecker (*Picoides arcticus*) detectability in unburned and recently burned mature conifer forests in north-eastern North America. *Ann. Zool. Fennici* 43: 228-234.
- IBM Corp. Released 2010. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 19.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- Imbeau L. and Desrochers, A. 2002. Foraging ecology and use of drumming trees by three-toed woodpeckers. *Journal of Wildlife Management* 66: 222-231.
- IUCN 2001. IUCN Red List Categories: Version 3.1. Prepared by the IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. (<http://www.iucn.org/themes/ssc/redlists/RLcategories2000.html>).
- Jackson, J.B. 1984. *Discovering the Vernacular Landscape*. New Heaven 1984.
- Jobin, B., Choiniere, L. and Belanger, L. 2001. Bird use of three types of field margins in relation to intensive agriculture in Quebec, Canada. *Agric. Ecosyst. Environ.* 84: 131-143.
- Johnston, C.A. and Bonde, J. 1989. Quantitative analysis of ecotones using a geographic information system. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 55(11): 1643-1647.
- Johnson, G. and Freedman, B. 2002. Breeding birds in forestry plantations and natural forest in the vicinity of Fundy National Park, New Brunswick. *Can. Field Nat.* 116: 475-486.
- Jokimäki, J. and Huhta, E. 1996. Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. – *Ornis Fenn.* 73: 97-113.
- Jonsen, I.D. and Fahrig, L. 1997. Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. *Landscape Ecol.* 12: 187-195.

- Kaiser, H.F. 1958. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. *Psychometrika*, 23: 187-200.
- Kallimanis, A.S., Tsiafouli, M.A., Pantis, J.D., Mazaris, A.D., Matsinos, Y. and Sgardelis, S.P. 2008. Arable land and habitat diversity in Natura 2000 sites in Greece. *Journal of Biological Research-Thessaloniki* 9: 55-66.
- Kameyama, S., Fukushima, M., Han, M. and Kaneki, M. 2007. Spatio-temporal changes on habitat potential of endangered freshwater fish in Japan. *Ecological Informatics* 2: 318-27.
- Kareiva, P. 1990. Population dynamics in spatially complex environments: theory and data. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 330: 175-190.
- Katsimanis, N., Dretakis, M., Akriotis, T. and Mylonas, M. 2006. Breeding bird assemblages of eastern Mediterranean shrublands: composition, organisation and patterns of diversity. *J. Ornithol.* 147: 419-427.
- Keitt, T.H., Urban, D.L. and Milne, B.T. 1997. Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* 1(1): 4. URL: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4/>.
- Kerr, J.T. and Packer, L. 1999. The environmental basis of North American species richness patterns among *Epicauta* (Coleoptera: Meloidae) *Biodiversity and Conservation* 8: 617-628.
- Kindlmann, P. and Burel, F. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology* 23: 879-890.
- Kirk, D.A and Hobson, K.A. 2001. Bird-habitat relationships in jack pine boreal forests. *For. Ecol. Manag.* 147: 217-243.
- Kizos, T. and Koulouri, M. 2006. Agricultural landscape dynamics in the Mediterranean: Lesvos (Greece) case study using evidence from the last three centuries, *Environmental Science and Policy*, Vol. 9(4): 330-342.
- Kizos, Th., Koulouri, M., Vakoufarris, H. and Psarrou, M. 2010. Preserving Characteristics of the Agricultural Landscape through AgriEnvironmental Policies: The Case of Cultivation Terraces in Greece. *Landscape Research* 35(6): 577-593.
- Kliskey, A.D. 1998. Linking the wilderness perception mapping concept to the recreation opportunity spectrum. *Environ. Manag.* 22(1): 79-88.
- Koleff, P., Gaston, K.J. and Lennon, J.J. 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367-382.

- Kontoes, C. C., Raptis, V., Lautner, M. and Oberstadler, R. 2000. The potential of kernel classification techniques for land use mapping in urban areas using 5 m-spatial resolution IRS imagery. *International Journal of Remote Sensing* 21: 3145-3151.
- Kosiński, Z. 2006. Factors affecting the occurrence of middle spotted and great spotted woodpeckers in deciduous forests — a case study from Poland. — *Ann. Zool. Fennici* 43: 198-210.
- Koukoulas, S., Vafeidis, A.T., Vafeidis, G. and Symeonakis, E. 2008. The role of spatial metrics on the performance of an artificial neural-network based model for land use change. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Vol. XXXVII. Part B7. Beijing, pp 1661-1666.
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological methodology*, 2nd edition. Addison-Welsey, Menlo Park.
- Krisp, J.M. 2004. Three-dimensional visualisation of ecological barriers. *Applied Geography* 24: 23-34.
- Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G. and O'Neill, R.V. 1987. Landscape patterns in a disturbed environment. *Oikos* 48: 321-324.
- Kunc, H., Amrhein, V. and Naguib, M. 2006. Vocal interactions in common nightingales (*Luscinia megarhynchos*): males take it easy after pairing. *Behaviour* 61: 557-563. Accessed April 22, 2008 at <http://www.springerlink.com/content/262n81w1r47v4221/>.
- Kupfer, J.A., Malanson, G.P. and Franklin, S.B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrixbased processes on forest fragmentation effects. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 15: 8-20.
- Lack, P. 1986. *The Atlas of wintering birds in Britain and Ireland*. T & A D Poyser Ltd, London.
- Laforteza, R., Corry, R.C., Sanesi, G. and Brown, R.D. 2005. Quantitative approaches to landscape spatial planning: clues from landscape ecology. *Sustainable Development and Planning II*, Vol. 1, pp: 239-250. WIT Transactions on Ecology and the Environment, Vol 84, 2005 WIT Press.
- Lambeck, R.J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conserv. Biol.* 11: 849–856.
- Lamberson, R.H., McKelvey, R., Noon, B.R. and Voss, C. 1992. A dynamic analysis of northern spotted owl viability in a fragmented forest landscape. *Conservation Biology* 6(4): 1-8.

- Lambin, E.F., Geist, H.J. and Lepers, E. 2003. Dynamics of landuse and land-cover changes in tropical regions. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28: 205-241.
- Lan, D. and Dunbar, R. 2000. Bird and mammal conservation in Gaoligongshan region and Jongdong county, Yunnan, China: patterns of species richness and nature reserves. *Oryx* 34: 275-286.
- Larsen, S., Sorace, A. and Mancini, A. 2010. Riparian birds indicators of human impacts along mediterranean streams. *Environmental Management* 45: 261-273.
- Laurini, R. and Thompson, D. 1992. *Fundamentals of Spatial Information Systems*. Academic Press, Février 1992. 680 p.
- Le Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I. and Garnier, E. (eds). 2008. *Agriculture et Biodiversité. Valoriser les Synergies. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport*, INRA, France.
- Lees, D.C., Kremen, C. and Andriamampianina, L. 1999. A null model for species richness gradients: bounded range overlap of butterflies and other rainforest endemics in Madagascar. *Biol. J. Linn. Soc.* 67: 529-584.
- Lee, M., Fahrig, L., Freemark, K. and Currie, D.J. 2002. Importance of patch scale vs landscape scale on selected forest birds. *Oikos* 96(1): 110-118.
- Lefranc, N. 1997. *Shrikes. A Guide to the Shrikes of the World*. Yale University Press. New Haven and London, p 192.
- Leica, 2002. *ERDAS Field Guide*. Leica Geosystems. Atlanta, Georgia, USA.
- Lesslie, R.G., Mackey, B.G. and Preece, K.M. 1988. A computer-based method of wilderness evaluation. *Environ Conserv* 15(3): 225-232.
- Leu, M., Hanser, S.E. and Knick, S.T. 2008. The human footprint in the West: a large-scale analysis of anthropogenic impacts. *Ecol. Appl.* 18(5): 1119-1139.
- Likoff, L.E. 2007. *The Encyclopedia of Birds*. International Masters Publishing, New York.
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., Donnelly, C.F., Nix, H. and Lindenmayer, B.D. 2002. Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context. *Ecological Monographs* 72: 1-18.
- Liu, Y.B., Nishiyama, S. and Kusaka, T. 2003. "Examining Landscape Dynamics at a Watershed Scale Using Landsat TM Imagery for Detection of Wintering Hooded Crane Decline in Yashiro, Japan", *Environmental Management* 31(3): 365-376, External Link doi:10.1007/s00267-002-2785-5.
- Lobo, A., Legendre, P., Rebollar, J.L.G., Carreras, J. and Ninot, J.-M. 2004. Land cover classification at a regional scale in Iberia: separability in a multi-temporal and

- multi-spectral data set of satellite images. *International Journal of Remote Sensing* 25: 205–213.
- Lomolino, M.V. 1986. Mammalian community structure on islands: the importance of immigration, extinction and interactive effects. *Biological Journal of the Linnaean Society* 28: 1-21.
- Lomolino, M.V. 2001. Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. *Global Ecology and Biogeography* 10: 3-13.
- Lopez-Lopez, P., Garcia-Ripolles, C., Soutullo, A., Cadahia, L. and Urios, V. 2007. Are important bird areas and special protected areas enough for conservation?: the case of Bonelli's eagle in a Mediterranean area. *Biodiversity and Conservation* 16: 3755-80.
- Loreau, M. 2000. Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos* 91: 3-17.
- Loreau, M., Downing, A., Emmerson, M., Gonzalez, A., Hughes, J., Inchausti, P., Joshi, J., Norberg, J. and Sala, O. 2002. A new look at the relationship between diversity and stability. In Loreau M., Naeem S. and Inchausti P. (eds.), *Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives*, pp 79-91. Oxford University Press, Oxford.
- Loreau, M., Mouquet, N. and Gonzalez, A. 2003. Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100: 12765-12770.
- Louette, M., Bijmens, L., Upoki Agenong'A, D. and Fotso, R.C. 1995. The utility of birds as bioindicators: case-studies in Equatorial Africa. *Belgian Journal Zoology* 125: 157-165.
- Loutas, E., Nikolaidis, N. and Pitas, I. 2004. Evaluation of tracking reliability metrics based on information theory and normalized correlation. Department of Informatics, Aristoteleio University of Thessaloniki.
- Lovett, G.M., Jones, C.G., Turner, M.G. and Weathers, K.C. (eds). 2005. *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*. Springer-Verlag, New York.
- Lloyd, M. and R.J. Ghelardi. 1964. A table for calculating the "equitability" component of species diversity. *J. Animal Ecol.* 33: 217-225.
- MacArthur, R., Recher, H. and Cody, M. 1966. On the relation between habitat selection and species diversity. *Am. Nat.* 100: 319-332.

- MacDonald, D., Crabtree, J.R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez Lazpita, J. and Gibon, A. 2000. Agriculture abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *J. Environ. Manage.* 59: 47-69.
- Maclean, I.M.D., M. Hassall, R.B., Boar and Lake, I.R. 2006. Effects of disturbance and habitat loss on papyrus-dwelling passerines. *Biological Conservation* 131: 349-358.
- Magura, T., Tothmeresz, B. and Bordan, Zs. 2000. Effects of nature management practice on carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a non-native plantation. *Biol. Conserv.* 93: 95-102.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurements*. Princeton University Press.
- Magurran, A.E. 2006. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing Ltd.
- Massa, R., Fedrigo, A., Fornasari, L., Carabella, M. and Schubert, M. 1987. Forest bird communities in the Po valley, Northern Italy. *Acta Oecologica – Oecologia Generalis* 8: 169-175.
- Massa, R., Bani, L., Baietto, M., Bottoni, L. and Padoa-Schioppa, E. 2003. An ecological network for the Milano Region based on focal species. In: Jongman, R.H.G., Pungetti, G. (Eds.), *Ecological Networks and Greenways*. Cambridge University Press, UK, pp 188-199.
- May, R.M. 1975. Patterns of species abundance and diversity. In *Ecology and evolution of communities* (ed. M.L. Cody and J.M. Diamond), pp 81-120. Cambridge, MA: Harvard University Press.
- Mazgajski, T.D. and Rejt, L. 2006: The effect of forest patch size on the breeding biology of the great spotted woodpecker *Dendrocopos major*. *Ann. Zool. Fennici* 43: 211-220.
- Mazzoleni, S., di Pasquale, G., Mulligan, M., di Martino, P. and Rego, F. 2004. *Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape*. Wiley & Sons Ltd.
- McCain, C.M. 2004. The mid-domain effect applied to elevational gradients: Species richness of small mammals in Costa Rica. *J. Biogeogr.* 31: 19-31.
- McCain, C.M. 2005. Elevational gradients in diversity of small mammals. *Ecology* 86: 366-372.
- McCoy, E.D. 1990. The distribution of insects along elevational gradients. *Oikos* 58: 313-322.

- McGarigal K., Marks, B.J., 1995. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. General Technical Report PNW-GTR-351. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.
- McGarigal, K. and Marks, B.J. 2003. Fragstats, Ver. 3.3. 2003. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland.
- McGarigal, K. and McComb, W.C. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs* 65: 235-260.
- McInnes, L., Purvis, A. and Orme, C.D.L. 2009. Where do species' geographic ranges stop and why? Landscape impermeability and the afrotropical avifauna. *P Roy Soc B* 276:3063–3070.
- McKelvey, K., Noon, B.R. and Lamberson, R. 1992. Conservation planning for species occupying fragmented landscapes: the case of the northern spotted owl. Pages 338-357 In J. Kingsolver, P. Kareiva, and R. Hyey, eds. *Biotic interactions and global change*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- McKinney, M.L. 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urb. Ecosyst.* 11: 161-176.
- Merriam, G. 1988. Landscape dynamics in farmland. *Trends in Ecology and Evolution* 3: 16-20.
- Meyer, J.S. and Irwin, L.L. 1998. Influence of habitat abundance and fragmentation on the Northern Spotted Owls in Western Oregon. *Wildlife Monographs* 139: 1-51.
- Mikusinski, G., Angelstam, P., 1997. European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. *Vogelwelt* 118: 277-283.
- Mikusiński, G., Gromadzki, M. and Chylarecki, P. 2001: Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conserv. Biol.* 15: 208-217.
- Miller, J.R., Wiens, J.A., Hobbs, N.T. and Theobald, D.M. 2003. Effects of human settlement on bird communities in lowland riparian areas of Colorado (USA). *Ecol. Appl.* 13(4): 1041–1059.
- Milne, B.T., Johnston, K.M. and Forman, R.T.T. 1989. Scale-dependent proximity of wildlife habitat in a spatially-neutral Bayesian model. *Landscape Ecology* 2: 101-110.
- Milwright, R.D.P. 1998. Breeding biology of the golden oriole *Oriolus oriolus* in the fenland basin of eastern Britain. *Bird Study* 45(3): 320-330.

- Mitchley, J. 2005. Spatial indicators for European nature conservation (SPIN). In: Meade R. (Ed.), Proc. Peterborough Remote Sensing Workshop, 30 September 2004, pp 9-20.
- Mitchell, M.S., Rutzmoser, S.H., Wigley, T.B., Loehle, C., Gerwind, J.A., Keyser, P.D., Lancia, R.A., Perry, R.W., Reynolds, C.J., Thill, R.E., Weih, R., White, D. and Wood, P.B. 2006. Relationships between avian richness and landscape structure at multiple scales using multiple landscapes. *Forest Ecology and Management* 221(1-3): 155–169.
- Mladenoff, D. and DeZonia, B. 1999. APACK 2.11 Analysis Software User's Guide. Unpublished document available on-line at <http://el.forest.wisc.edu/APACK/VERSION211/>.
- Moonen, A-C. and Bàrberi, P. 2008. Functional biodiversity: An agroecosystem approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127: 7-21.
- Moreira, F. 1999. Relationships between vegetation structure and breeding bird densities in fallow cereal steppes in Castro Verde, Portugal. *Bird Study* 46: 309-318.
- Moreira, F., Beja, P., Morgado, R., Reino, L., Gordinho, L., Delgado, A. and Borralho, R. 2005. Effects of field management and landscape context on grassland wintering birds in Southern Portugal. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 109: 59-74.
- Moretti, M., Duelli, P. and Obrist, M.K. 2006. Biodiversity and resilience of arthropod communities after fire disturbance in temperate forests. *Oecologia* 149: 312-327.
- Morgado, R., Beja, P., Reino, L., Gordinho, L., Delgado, A., Borralho, R. and Moreira, F. 2010. Calandra lark habitat selection: strong fragmentation effects in a grassland specialist. *Acta Oecol.* 36: 63-73.
- Morrison, M.L. 1986. Bird populations as indicators of environmental changes. *Current Ornithology* 3: 429-451.
- Morrison, M.L., Marcot, B.G. and Mannan, R.W. 1992. *Wildlife–Habitat Relationships. Concepts and Applications.* University of Wisconsin press, Wisconsin.
- Moser, D., Zechmeister, H.G., Plutzer, C., Sauberer, N., Wrbka, T. and Grabherr, G. 2002. Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landsc. Ecol.* 17: 657-669, doi:10.1023/A:1021513729205.
- Motomura, I. 1932. On the statistical treatment of communities (in Japanese). *Zool. Mag. Tokyo* 44: 379-383.

- Mountrakis, D., Sapountzis, E., Kiliyas, A., Eleftheriadis, G. and Christofides, G. 1983. Paleogeographic conditions in the western Pelagonian margin in Greece during the initial rifting of the continental area. *Can. J. Earth Sci.* 20: 1673-1681.
- Mullarney, K., Svensson, L., Zetterstrom, D. and Grant, P.J. 1999. *Birds of Europe*. Harper Collins Publishers Ltd. London, UK.
- Muller Dombois, D. and Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York, John Willey and Sons.
- Muller, M., Pasinelli, G., Schiegg, K., Spaar, R. and Jenni, L. 2005. Ecological and social effects on reproduction and local recruitment in the red-backed shrike. *Oecologia* 143: 37-50.
- Murphy, E.C. and Lehnhausen, W.A. 1998. Density and foraging ecology of woodpeckers following a stand-replacement fire. *Journal of Wildlife Management* 62: 1359-1372.
- Nagendra, H., Tucker, C., Carlson, L., Southworth, J., Karmacharya, M. and Karna, B. 2004. Monitoring parks through remote sensing: studies in Nepal and Honduras. *Environmental Management* 34: 748-60.
- Navarro, S.A.G. 1992. Altitudinal distribution of birds in the Sierra Madre del Sur, Guerrero, Mexico. *Condor* 94: 29-39.
- Naveh, Z. and Lieberman, A.S. 1984. *Landscape Ecology. Theory and application*. Springer-Verlag, New York.
- Neel, M.C., McGarigal, K., Cushman, S.A., 2004. Behavior of class-level landscape metrics across gradients of classaggregation and area. *Landscape Ecology* 19: 435-455.
- Newton, I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of casual factors and conservation actions. *Ibis* 146: 579-600.
- Nikolov, S.C. 2007. Density and community structure of breeding birds in Macedonian pine *Pinus peuce* forests in Bulgaria. *Avocetta* 31: 53-60.
- Nilsson, S.G. 1992. Population trends and fluctuations in Swedish woodpeckers. *Ornis Svecica* 2: 13-21.
- Noble, I.R. and Dirzo, R. 1997. Forests as human-dominated ecosystems. *Science* 277: 522-525.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.

- O'Connell, T.J., Jackson, L.E. and Brooks, R.P. 2000. Bird guilds as indicators of ecological condition in the central Appalachians. *Ecological Applications* 10: 1706-1721.
- O'Hara, R.B. and Kotze, D.J. 2010. Do not log-transform count data. *Methods in Ecology and Evolution* 1: 118–122. doi: 10.1111/j.2041-210X.2010.00021.x
- O'Neill, R.V., Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., Jackson, D.L., Milne, B.T., Turner, M.G., Zygmunt, B., Christensen, S.W., Dale, V.H. and Graham, R.L. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecol.* 1 (3): 153-162.
- Olson, D.M. and Dinerstein, E. 1998. The Global 200: A representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conserv. Biol.* 12: 502-515.
- Paquet, J.Y., Vandevyvre, X., Delahaye, L. and Rondeux, J. 2006. Bird assemblages in a mixed woodland–farmland landscape: The conservation value of silviculture-dependant open areas in plantation forest. *Forest Ecology and Management* 227: 59-70.
- Padoa-Schioppa, E., Baietto, M., Massa, R. and Bottoni, L. 2006. Bird communities as bioindicators: the focal species concept in agricultural landscapes. *Ecological Indicators* 6: 83-93.
- Palander, T., Turunen, K. and Laukkanen, S. 2003. Attitude of Finnish timber buyers to Wards implementation of a forest computer visualisation . *Silva Fenn.* 37: 269-281.
- Papageorgiou K., Kassioumis K., Blioumis V. and Christodoulou Ath. 2005. Linking quality of life and forest values in rural areas: an exploratory study of stakeholder perspectives in the rural community of Konitsa, Greece. *Forestry* Vol. 78, No. 5.
- Papanastasis, V.P. and Kazaklis, A. 1998. Land use changes and conflicts in the Mediterranean-Type ecosystems of western Crete. In: P.W. Rundel, G. Montenegro and F.M., Jaksic, (Eds), “Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems”, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New-York, pp 141-154.
- Papanastasis, V.P., Ispikoudis, I., Arianoutsou, M., Kakouros, P. and Kazaklis, A. 2004. Land use changes and landscape dynamics in Western Crete. In: Mazzoleni, S., G. di Pasquale, M., Mulligan, P. di Martino and F. Rego (eds) *Recent dynamics of the Mediterranean vegetation and landscape*. John Willey & Sons, Chichester, UK. p 13.

- Papastergiadou, E.S., Retalis, A., Kalliris, P. and Georgiadis, Th. 2007. Land use changes and associated environmental impacts on the Mediterranean shallow Lake Stymfalia, Greece. *Hydrobiologia* 584: 361-372.
- Pärt, T. and Söderström, B. 1999. The effects of management regimes and location in landscape on the conservation of farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Biol. Conserv.* 90: 113-123.
- Patterson, B.D., Stotz, D.F., Solari, S., Fitzpatrick, J.W. and Pacheco, V. 1998. Contrasting patterns of elevational zonation for birds and mammals in the Andes of southeastern Peru. *J. Biogeogr.* 25: 593-607.
- Pechacek, P. 2006: Breeding performance, natal dispersal, and nest site fidelity of the three-toed woodpecker in the German Alps. — *Ann. Zool. Fennici* 43: 165-176.
- Pennington, D.D. 2007. Exploratory modelling of forest disturbance scenarios in central Oregon using computational experiments in GIS. *Ecological Informatics* 2: 387-403.
- Petanidou, Th., Kizos, Th. and Soulakellis, N. 2008. Socioeconomic Dimensions of Changes in the Agricultural Landscape of the Mediterranean Basin: A Case Study of the Abandonment of Cultivation Terraces on Nisyros Island, Greece. *Environmental Management* 41: 250-266.
- Petit, S. 2009. The dimensions of land use change in rural landscapes: lessons learnt from the GB Countryside Surveys. *J Environ. Manag.* 90: 2851-2856.
- Polis, G.A., Power, M.E. and Huxel, G.R. (eds). 2004. *Food Webs at the Landscape Level*. University of Chicago Press, Chicago.
- Polo, V., Carrascal, L.M., 1999. Shaping the body mass distribution of Passeriformes: habitat use and body mass are evolutionarily and ecologically related. *J. Anim. Ecol.* 68: 324–337.
- Porter, R.F., Christensen, S. and Schiermacker-Hansen, P. 2005. *Field Guide to the Birds of the Middle East*. Christopher Helm. London, UK.
- Potvin, C. and Roff, D.A. 1993. Distribution-free and free robust statistical methods: viable alternatives to parametric statistics? *Ecology* 74 (6): 1617-1628.
- Poulsen, B.O. 2002. Avian richness and abundance in temperate Danish forests: tree variables important to birds and their conservation. *Biodiversity and Conservation* 11: 1551-1566.

- Preiss, E., Martin, J. and Debussche, M. 1997. Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: Consequences to the breeding avifauna. *Landscape Ecology* 12: 51-61.
- Primack, R.B. 1995. *A Primer of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Mass. USA, p 277.
- Prodon, R. and Lebreton, J.D. 1981. Breeding avifauna of a Mediterranean succession: the holm and cork oak series in eastern Pyrenees. I: analyses and modelling of the structure gradient. *Oikos* 37: 21-38.
- Poulsen, B.O. 2002. Avian richness and abundance in temperate Danish forests: tree variables important to birds and their conservation. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1551-1566.
- Quattrochi, D.A. and Pelletier, R.E. 1991. Remote sensing for analysis of landscapes: An Introduction. *Quantative Methods in Landscape Ecology*. M.G. Turner and R.H. Gardner. New York, Springer-Verlag, Inc. 82: 51-76.
- Radford, J.Q., Bennett, A.F. and Cheers, G.J. 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation* 124: 317-337.
- Rahbek, C. 1997. The relationship among area, elevation, and regional species richness in Neotropical birds. *Am. Nat.* 149: 875-902.
- Ralph, C., Geupel, R., Pyle, P., Martin, T. and DeSante, F. 1993. *Handbook of field methods for monitoring landbirds*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-144-www. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, p 41.
- Ralph, C.J., Sauer, J.R. and Droege, S. 1995. *Monitoring Bird Populations by Point Counts*. General Technical Report. PSWGTR-149. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Albany, CA.
- Rapport D.J., Costanza, R. and McMichael, A.J. 1998. Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution* 13: 397-402.
- Reino, L., Porto, M., Morgado, R., Moreira, F., Fabião, A., Santana, J., Delgado, A., Gordinho, L., Cala, J. and Beja, P. 2010. Effects of changed grazing regimes and habitat fragmentation on Mediterranean grassland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138(1-2): 27-34.
- Rempel, R. 2008. *Patch Analyst for ArcGIS: Version 4*. Project homepage, Centre for Northern Forest Ecosystem Research. URL: <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempe/patch/>.

- Renfrew, R.B. and Ribic, C.A. 2001. Grassland birds associated with agricultural riparian practices in southwestern Wisconsin. *J. Range Management* 54: 546-552.
- van Rensburg, B.J., Chown, S.L. and Gaston, K.J. 2002. Species richness, environmental correlates, and spatial scale: a test using South African birds. *American Naturalist*, 159: 566-577.
- Rényi, A. 1961. "On measures of information and entropy". *Proceedings of the 4th Berkeley Symposium on Mathematics, Statistics and Probability*. pp. 547-561.
- Richards, J.A. 1986. *Remote Sensing Digital Image Analysis. An Introduction*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Richards, A.J and Jia, X. 2006. *Remote sensing image analysis*, Berlin, Springer.
- Richter, R. 1996. A spatially adaptive fast atmospheric correction algorithm. *International Journal of Remote Sensing* 17: 1201-1214.
- Ridd, M.K. and Liu, J. 1998: A comparison of four algorithms for change detection in an urban environment. *Remote Sensing of Environment* 63: 95-100.
- Riitters, K., O'Neill, R., Hunsaker, C., Wickham, J., Yankee, D., Timmins, S., Jones, K. and Jackson, B. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10(1): 23-39.
- Riitters, K.H., Wickham, J.D., O'Neill, R.V., Jones, K.B., Smith, E.R., Coulston, J.W., Wade, T.G. and Smith, J.H. 2002. Fragmentation of continental United States forests. *Ecosystems* 5: 815-822.
- Riitters, K.H. and Coulston, J.W. 2005. Environmental assessment: Hot spots of perforated forest in the eastern United States. *Environmental Management* 35 (4): 483-492.
- Roberge, J.M. and Angelstam, P. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18(1): 1-10.
- Rosenfield, G.H. 1982. The analysis of areal data in thematic mapping experiments. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 48(9): 1455-1462.
- Rosenstock, S., Anderson, D., Giesen, K., Leukering, T. and Carter, M. 2002. Landbird counting techniques: current practices and an alternative. *Auk* 119: 46-53.
- Rosenzweig, M.L. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, New York.
- Rosenzweig, M.L. and Abramsky, Z. 1993. How are diversity and productivity related? *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives* (ed. by R. Ricklefs & D. Schluter), pp 52-65. University of Chicago Press, Chicago.

- Rosenvald, R. and Löhmus, A. 2003. Nesting of the black stork (*Ciconia nigra*) and white-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*) in relation to forest management. *Forest Ecology and Management* 185: 217-223.
- Ruddock, M. and Whitfield, D.P. 2007. A Review of Disturbance Distances in Selected Bird Species. *Scottish Natural Heritage*.
- Rutz, C., Bijlsma, R.G., Marquiss, M. and Kenward, R.E. 2006. Population limitation in the northern goshawk in Europe: a review with case studies. *Studies in Avian Biology* 31: 158-197.
- Sadler, J.P., Small, E.C., Fiszpan, H., Telfer, M.G. and Niemelä, J. 2006. Investigating environmental variation and landscape characteristics of an urban–rural gradient using woodland carabid assemblages. *J. Biogeogr.* 33: 1126-1138.
- Samson, D.A., Rickart, E.A. and Gonzales, P.C. 1997. Ant diversity and abundance along an elevational gradient in the Philippines. *Biotropica* 29: 349-363.
- Sanderson, E.W., Jaiteh, M., Levy, M.A. and Redford, K.H. 2002. The human footprint and the last of the wild. *Bioscience* 52(10): 891-904.
- Santos, C.P. 2000. Succession of breeding bird communities after the abandonment of agricultural fields in southeast, Portugal. *Ardeola* 47: 171-181.
- Santos, T. and Tellería, J.L. 1997. Efectos de la fragmentación sobre las aves insectívoras forestales en dos localidades europeas. *Ardeola* 44: 113-117.
- Santos, T., Tellería, J.L. and Carbonell, R. 2002. Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biological Conservation* 105: 113-125.
- Sanz, J.J. 2002. Climate change and birds: Have their ecological consequences already been detected in the Mediterranean Region. *Ardeola* 49: 109-120.
- Saratsi, E. 2000. Assessing the landscape change and traditional land management practises in the Pindos mountains of north West Greece. II Anglo Spanish Symposium on Rural Geogaphy, University of Valladolid, Spain.
- Saura, S 2002. Effects of minimum mapping unit on land cover data spatial configuration and composition. *International Journal for Remote Sensing* 23: 4853-4880.
- Saura, S. and Carballal, P. 2004. Discrimination of native and exotic forest patterns through shape irregularity indices: an analysis in the landscapes of Galicia, Spain. *Landscape Ecology* 19: 647-662.

- Schindler, S., Poirazidis, K. and Wrבka, T. 2008. Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: A case study from Dadia National Park, Greece. *Ecological Indicators* 8(5): 502-514.
- Schulman, L., Ruokolainen, K., Junikka, L., Saaksjarvi, I.E., Salo, M., Juvonen, S.K., Salo, J. and Higgins, M. 2007. Amazonian biodiversity and protected areas: do they meet? *Biodiversity and Conservation* 16: 3011-51.
- Schiller, A., Hunsaker, C.T., Kane, M.A., Wolfe, A.K., Dale, V.H., Suter, G.W., Russell, C.S., Pion, G., Jensen, M.H. and Konar, V.C. 2001. Communicating ecological indicators to decision makers and the public. *Conservation Ecology* 5(1): 19. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol5/iss1/art19/>
- Schumaker, N. 1996. Using Landscape Indices to Predict Habitat Connectivity. *Ecology* 77(4): 1210-1225.
- Schwendtner, O. and Larrañaga, A. 2001. Sexta revision de la Ordenación del grupo de Montes de Quinto Real. BASOA/Gobierno de Navarra.
- Scozzafava, S. and De Sanctis, A. 2006. Exploring the effects of land abandonment on habitat structures and on habitat suitability for three passerine species in a highland area of Central Italy. *Landscape and Urban Planning* 75: 23-33.
- Schulze, C.H., Waltert, M., Kessler, P.J.A., Pitopang, R., Shahabuddin, Veddeler, D., Mühlenberg, M., Gradstein, S.R., Leuschner, C., Steffan-Dewenter, I. and Tschardtke, T. 2004. Biodiversity indicator groups of different land-use systems: comparing plants, birds and insects. *Ecol. Appl.* 14(5): 1321-1333.
- Seaby, R.M. and Henderson, P.A. 2006. Species Diversity and Richness Version 4. Pisces Conservation Ltd., Lymington, England.
- Serra, P., Pons, X. and Saurí, D. 2008. Land-cover and land-use change in a Mediterranean landscape: A spatial analysis of driving forces integrating biophysical and human factors. *Applied Geography* 28(3): 189-209.
- Shannon, C.E. and Weaver, W. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Chicago.
- Sharma, S. 1996. Applied multivariate techniques, John Wiley and Sons Inc.
- Shochat, E., Abramsky, Z. and Pinshow, B. 2001. Breeding bird species diversity in the Negev: effects of scrub fragmentation by planted forests. *Journal of Applied Ecology*, 38: 1135-1147.
- Silleos, N., Perakis K. and Petsanis, G. 2002. Assessment of crop damage using space remote sensing and GIS. *International Journal of Remote Sensing* 23 (3): 417-427.

- Simberloff, D. 1999. The role of science in the preservation of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management* 115: 101-111.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- Singh, A. 1986. Change detection in the tropical forest environment of northeastern india using Landsat. In *Remote Sensing and L and Management*, edited by M.J. Eden and J.T. Parry (New Zealand), pp. 237-253.
- Smeets, E. and Weterings, R. 1999. Environmental indicators: Typology and overview, Technical Report No 25, European Environment Agency, Copenhagen.
- Söderström, B., Svensson, B., Vesspy, K. and Glimskär, A. 2001. Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodivers Conserv* 10: 1839-1863.
- Sokal, R.R. and Rohlf, F.J. 1995. *Biometry*. 3rd edition. Freeman and Company, New York, p 887.
- Sol, D., Lefebvre, L. and Rodriguez-Tejedor, J.D. 2005. Brain size, innovative propensity and migratory behaviour in temperate Palearctic birds. *Proc Biol Sci* 272: 1433-1441. doi:10.1098/rspb.2005.3099.
- Solow, A.R. 1993. A simple test for change in community structure. *J.Anim.Ecol.* 62(1): 191-193.
- South, S., Qi, J.G. and Lusch, D.P. 2004. Optimal classification methods for mapping agricultural tillage practices. *Remote Sensing of Environment* 91(1): 90-97.
- Spector, P.E. 1992. *Summated rating scale construction: an introduction*. Sage University Paper Series No 82: On Quantitative Applications in the social sciences, Sage, Beverly Hills CA.
- Spens, J., Englund, G. and Lundqvist, H. 2007. Network connectivity and dispersal barriers: using geographical information system (GIS) tools to predict landscape scale distribution of a key predator (*Esox lucius*) among lakes. *Journal of Applied Ecology* 44: 1127-37.
- Stefanov, W.L., Ramsey, M.S. and Christensen, P.R. 2001. Monitoring urban land cover change: An expert system approach to land cover classification of semiarid to arid urban centers. *Remote Sensing of Environment* 77: 173-185.
- Stoate, C., Borralho, R. and Araújo, M. 2000. Factors affecting corn bunting *Miliaria calandra* abundance in a Portuguese agricultural landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* 77(3): 219-226.

- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., De Snoo, G.R. and Eden, P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of environmental management* 63: 337-365.
- Strid, A. 1986. *Mountain Flora of Greece*. Vol. 1. Cambridge: Cambridge University Press.
- Strid, A. and Tan, K. 1991. *Mountain Flora of Greece*. Vol. II. Cambridge: Cambridge University Press.
- Strid, A. and Tan, K. 1997-2002. *Flora Hellenica 1-2*. Koenigstein: Koeltz Scientific Books.
- Swain, P.H., and Davis, S.M. 1978. *Remote sensing: the quantitative approach*. McGraw-Hill Book Co., New York, N.Y. p 396.
- Tchouto, M.G.P., Yemefack, M., de Boer, W.F., de Wilde, J.J.F.E., van der Maesen, L.J.G. and Cleef, A.M. 2006. Biodiversity hotspots and conservation priorities in the Campo-Ma'an rain forests, Cameroon. *Biodiversity and Conservation* 15: 1219-52.
- ter Braak, C.J.F. and Šmilauer, P. 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Ithaca, NY, USA (www.canoco.com): Microcomputer Power.
- Terborgh, J. 1977. Bird species diversity on an Andean elevational gradient. *Ecology* 58: 1007-1019.
- Terkenli, T.S. 2001. Towards a Theory of the Landscape: the Aegean Landscape as a Cultural Image, *Landscape and Urban Planning*, Vol. 57: 197-208.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M. and Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.* 31: 79-92.
- Theobald, D.M. 2010. Estimating natural landscape changes from 1992 to 2030 in the conterminous US. *Landscape Ecology* 25: 999-1011.
- Thies, C., Steffan-Dewenter, I. and Tschardtke, T. 2003. Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. *Oikos* 101: 18–25.
- Thogmartin, W.E., Sauer, J.R. and Knutson., M.G. 2004. A hierarchical spatial model of avian abundance with application to Cerulean warblers. *Ecological Applications*. 14(6): 1766-1779.
- Thomas, W.L.Jr. 1956. *Man's role in changing the face of the Earth* – University of Chicago Press, Illinois.
- Tiede, D. V-LATE: Vector-based Landscape Analysis Tools Extension. Project homepage, University of Salzburg. URL: <http://www.geo.sbg.ac.at/larg/vlate.htm>.

- Tilman, D. and Pacala, S. 1993. The maintenance of species richness in plant communities. In: Ricklefs, R. E. and Schluter, D. (eds), *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. University of Chicago Press, pp 13-25.
- Tischendorf, L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16: 235-254.
- Titeux, N., Dufrêne, M., Jacob, J-P., Paquay, M. and Defourny, P. 2004. Multivariate analysis of a fine-scale breeding bird atlas using a geographical information system and partial canonical correspondence analysis: environmental and spatial effects. *Journal of Biogeography* 31: 1841-1856.
- Titeux, N., Dufrêne, M., Radoux, J., Hirzel, A.H. and Defourny, P. 2007. Fitness-related parameters improve presence-only distribution modelling for conservation practice: The case of the red-backed shrike. *Biological Conservation* 138: 207-223.
- Tognelli, M.F. and Kelt, D.A. 2004. Analysis of determinants of mammalian species richness in South America using spatial autoregressive models. *Ecography* 27: 427-436.
- Torras, O., Gil-Tena, A. and Saura, S. 2008. How does forest landscape structure explain tree species richness in a Mediterranean context? *Biodiversity Conservation* 17: 1227-1240.
- Toutin, Th., 2001. Elevation Modelling from Satellite VIR Data: A Review. *International Journal of Remote Sensing* 22: 1097-1125.
- Toutin, Th, 2004. Geometric processing of remote sensing images: models, algorithms and method. *International Journal of Remote Sensing* 25: 1893-1924.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8: 857-874.
- Tsiakiris, R., Stara, K., Pantis, J. and Sgardelis, S. 2009. Microhabitat Selection by Three Common Bird Species of Montane Farmlands in Northern Greece. *Environmental Management* 44: 874-887.
- Tucker, G.M. and Heath, M.F. (eds). 1994. *Birds in Europe – their conservation status*. BirdLife International, Conservation Series No. 3, Cambridge.
- Tucker, G.M. and Evans, M.I. 1997. *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*. BirdLife Conservation Series No. 6. Bird Life International, Cambridge, p 600.

- Turner, M.G., 1987. *Landscape Heterogeneity and Disturbance*. New York: Springer-Verlag.
- Turner, M.G., Gardner, R.H., Dale, V.H. and O'Neil, R.V. 1989. Predicting the spread of disturbance across heterogeneous landscapes. *Oikos* 55: 121-129.
- Turner, B.L., Skole, D., Sanderson, S., Fischer, G., Fresco, L. and Leemans, R. 1995. *Land-Use and Land-cover change Science/Research Plan*. Joint publication of the International Geosphere-Biosphere Programme (Report No. 35) and the Human Dimensions of Global Environmental Change Programme (Report No. 7). Stockholm: Royal Swedish Academy of Sciences.
- Turner, M.G., Gardner, R.H. and O'Neill, R.V. 2001. *Landscape Ecology in theory and practice. Pattern and process*. Springer-Verlag. New York Inc. p 401.
- Turner, M.G. 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36: 319-344.
- Tutin, T.G., Burges, N.A., Chater, A.O., Edmondson, J.R., Heywood, V.H., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M. and Webb, D.A. 1968-1980. *Flora Europaea*, Vol. 2-5. Cambridge: Cambridge University Press.
- Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M. and Webb, D.A. 1993. *Flora Europaea*, ed. 2, Vol. 1. Cambridge: Cambridge University Press.
- Tzanopoulos, J. and Vogiatzakis, I.N. 2011. Processes and patterns of landscape change on a small Aegean island: The case of Sifnos, Greece. *Landscape and Urban Planning* 99: 58-64.
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kazmierczak, A., Niemela, J. and James, P. 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning* 81: 167-178.
- Uuemaa, E., Antrop, M., Roosaare, J., Marja, R. and Mander, Ü. 2009. Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research. <http://www.livingreviews.org/lrlr-2009-1>.
- Ukmar, E., Battisti, C., Luiselli, L. and Bologna, M.A. 2007. The effects of fire on communities, guilds and species of breeding birds in burnt and control pinewoods in central Italy. *Biodiversity and Conservation* 16: 3287-3300.
- Urban, D.L., O'Neill, R.V. and Shugart, H.H. 1987. Landscape ecology. A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience* 37 (2): 119-127.

- Urry, J. 1995. *Consuming Places*. London, 1995. van Rensburg, B.J., Chown, S.L., Gaston, K.J., 2002. Species richness, environmental correlates, and spatial scale: a test using South African birds. *Am. Nat.* 159: 566-577.
- Van Dorp, D. and Opdam, P.F.M. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology* 1: 59-73.
- Veech, J.A. 2006. A comparison of landscapes occupied by increasing and decreasing populations of grassland birds. *Conserv. Biol.* 20: 1422-1432.
- Vickery, J.A., Evans, A.D., Grice, P.V., Aebischer, N.J. and Brand-Hardy, R. (eds.). 2004. *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds II. The Road to Recovery*. *Ibis* 146, 5 (Suppl. 2).
- Vieira, I.G.C., De Almeida, A.S., Davidson, E.A., Stone, T.A., De Ccarvalho, C.J.R. and Guerrero, J.B. 2003. Classifying successional forests using Landsat spectral properties and ecological characteristics in eastern Amazonia. *Remote Sensing of Environ.*, 87: 470-481.
- Villard, M.A., Trzcinski, M.K. and Merriam, G. 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conserv. Biol.* 13: 774-783.
- Virkkala, R., Rajasärkkä, A., Väisänen, R. A., Vickholm, M. and Virolainen, E. 1994: Conservation value of nature reserves: do hole-nesting birds prefer protected areas in southern Finland? *Ann. Zool. Fennici* 31: 173-186.
- Virkkala, R. 2006. Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Ann. Zool. Fennici* 43: 82-85.
- Visser, U. and Wiegand, K. 2004. Einfluss der Struktur von Agrarlandschaften auf die Biodiversität. In *Agrarproduktion und Biodiversität, Tagungsband zum Kolloquium in Jena, 18. Mai 2004*, pp. 58–62, Erfurt (TMLFUN). Online version (accessed 24 October 2011): <http://www.thueringen.de/de/publikationen/pic/pubdownload568.pdf>. (Cited on pages 9 and 11.)
- Vogelmann, J. E., Sohl, T. and Howard, S.M. 1998. Regional characterization of land cover using multiple sources of data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 64: 45-57.
- Vogiatzakis, I.N., Mannion, A.M. and Griffiths, G.H. 2006. Mediterranean ecosystems: problem and tools for conservation. *Progress in Physical Geography* 30: 175-200.
- Vos, W., Stortelder, A.H.F. 1992. *Vanishing Tuscan Landscapes. Landscape Ecology of a Submediterranean Montane Area, Solano Basin, Tuscany, Italy*.

- Walker, B., Holling, C.S., Carpenter, S.R. and Kinzig, A. 2004. Resilience, adaptability and transformability in social ecological systems. *Ecology and Society* 9: 5 [online].
- Wallace, G., Alonso, H., McNicholl, M., Batista, D., Prieto, R., Sosa, A., Oria, B. and Wallace, E. 1996. Winter surveys of forest-dwelling neotropical migrant and resident birds in three regions of Cuba. *Condor* 98: 745-768.
- Ward, J.H., 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association* 58: 236-244.
- Watson, J.E.M., Whittaker, R.J. and Freudenberger, D. 2005. Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscapes? *Journal of Biogeography* 32: 1353-1370.
- With, K.A. and Crist., T.O. 1995. Critical thresholds in responses to landscape structure. *Ecology* 76: 2446-2459.
- Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecolog. Monographs* 30: 279-338.
- Whittaker, R.H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities. *Science* 147: 250-260.
- Whittaker, R.H. and Niering, W.A. 1965. Vegetation of the Santa Catalina Mountains, Arizona: A gradient analysis of the south slope. *Ecology* 46: 429-452.
- Whittaker, R.H. 1970. *Communities and Ecosystems*. MacMillan Publ. Co. New York, London.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- Wiens, J.A., Stenseth, N.C., Van Horne, B. and Ims, R.A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66: 369-380.
- Wiens, J.A. 2002. Central concepts and issues of landscape ecology. In: *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation* (ed. Gutzwiller, K.J.). Springer, New York, pp 3-21.
- Wilson, D.C. 2007. A Comparison of Landscape Metrics in Relation to Neo-tropical Migratory Bird Occurrence in the Driftless Area of the Upper Mississippi River Basin. Volume 9, *Papers in Resource Analysis*. 20p. Saint Mary's University of Minnesota Central Services Press. Winona, MN. Retrieved (date) from <http://www.gis.smumn.edu>
- Wood, L.J. and Dragicevic, S. 2007. GIS-Based multicriteria evaluation and fuzzy sets to identify priority sites for marine protection. *Biodiversity and Conservation* 16: 2539-58.

- Woodcock, C.E., Macomber, S.A., Pax-Lenney, M. and Cohen W.C. 2001. Monitoring large areas for forest change using Landsat: Generalization across space, time and Landsat sensors. *Remote Sensing of Environment* 78: 194-203.
- Woodcock, C. E., Allen, A. A., Anderson, M., Belward, A. S., Bindschadler, R., Cohen, W. B., Gao, F., Goward, S. N., Helder, D., Helmer, E., Nemani, R., Oreopoulos, L., Schott, J., Thenkabail, P. S., Vermote, E. F., Vogelmann, J.,Wulder, M.A. and Wynne, R. 2008. Free access to Landsat imagery. *Science* 320, 1011.
- Woodmansee, R.G. 1992. An ecological perspective of new perspectives. In: E.T Bartlett, J.R Jones (Eds.), *Rocky Mountain new perspectives*, Gen. Tech. Rep. RM-220, USDA Forest Service, pp 8-19
- Woodward, F.I. and Cramer, W. (eds.). 1996. *Plant Functional Types and Climatic Change*. Knivsta, Sweden: Opulus Press.
- Woodward, F.I. and Kelly, C.K. 1997. Environmental and physiological constraints in defining plant functional types. In: Smith, T.M., Shugart, H.H., Woodward, F.I., eds. *Plant functional types*. Cambridge University Press (in press).
- Woolmer, G., Trombulak, S.C., Ray, J.C., Doran, P.J., Anderson, M.G., Baldwin, R.F., Morgan, A. and Sanderson, E.W. 2008. Rescaling the human footprint: a tool for conservation planning at an ecoregional scale. *Landscape Urban Planning* 87: 42-53.
- Worboys, M.F. 1995. *GIS. A Computing Perspective*. London, Bristol (PA): Taylor & Francis.
- Wrbka, T., Szerencsits, E., Moser, D. and Reiter, K. 1999. Biodiversity patterns in cultivated landscapes: experiences and first results from a nationwide Austrian survey. In: MJ Maudsley, EJP Marshall (eds), *Heterogeneity in Landscape Ecology*. IALE, Long Ashton, Bristol. pp 3-17.
- Wrbka, T., Schindler, S., Pollheimer, M., Schmitzberger, I. and Peterseil, J. 2008. Impact of the Austrian Agri-Environmental Scheme on diversity of landscape, plants and birds. *Community Ecology* 9: 217-227.
- Wu, J. and Hobbs, R. 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* 17: 355-365.
- Wunderle, J. 1994. *Census methods for Caribbean land birds*. Gen. Tech. Rep. SO- 98. New Orleans, LA - U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station, p 26.

- Xiaoling, C., Xiaobin, C. and Hui, L. 2006. Expert classification method based on patch-based neighborhood searching algorithm. *Geo-Spatial Information Science* 10(1): 37-43.
- Zamora, J., Verdu, J.R. and Galante, E. 2007. Species richness in Mediterranean agroecosystems: Spatial and temporal analysis for biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 134: 113-121.
- Zar, J.H., 1999. *Biostatistical analysis*, 4th ed. Prentice Hall, New Jersey.
- Zhang, J.T., Pennington, D.D. and Liu, X.H. 2007. GBD-Explorer: extending open source java GIS for exploring ecoregion-based biodiversity data. *Ecological Informatics* 2: 94-102.
- Zheng, C.H., Zeng, Chen, C.S. and Chen, Z.Q. 2006. A study on the changes of landscape pattern of estuary wetlands of the Minjiang river. *Wetland Science* 4: 29-35.
- Zomeni, M., Tzanopoulos, J. and Pantis, J.D. 2008. Historical analysis of landscape change using remote sensing techniques: An explanatory tool for agricultural transformation in Greek rural areas. *Landscape and Urban Planning* 86: 38-46.
- Zonneveld, I.S. 1995. *Landscape Ecology*. SPB Academic Publishing. Amsterdam.
- Zhu, G. and Blumberg, D.G. 2001. Classification using ASTER data and SVM algorithms; the case study of Beer Sheva, Israel. *Remote Sensing of Environment* 80: 233-240.

ΗΛΕΚΤΡΟΝΙΚΕΣ ΠΗΓΕΣ

<http://earthexplorer.usgs.gov>

http://natura.minenv.gr/natura/server/user/biotopos_info.asp?siteCode=GR1440003&lng=GR

<http://natura2000.eea.europa.eu/natura2000/SDF.aspx?site=GR1440005>

<http://geodata.gov.gr/geodata/>

<http://www.spatialanalysisonline.com/output/html/Fragstatslandscapemetrics.html>

<http://www.itvis.com/language/en-us/productsservices/envi/tutorials.aspx>

<http://natura2000.eea.europa.eu/>

<http://asterweb.jpl.nasa.gov/index.asp>

<http://ecourse.lib.ntua.gr/NODE/L0/963.html>

<http://www.esri.com/library/bestpractices/gis-for-agriculture.pdf>

<http://earthexplorer.usgs.gov>

<http://www.sc.chula.ac.th/courseware/2309507/Lecture/remote18.htm>

<http://medim.sth.kth.se/612872/F/F13b.pdf>

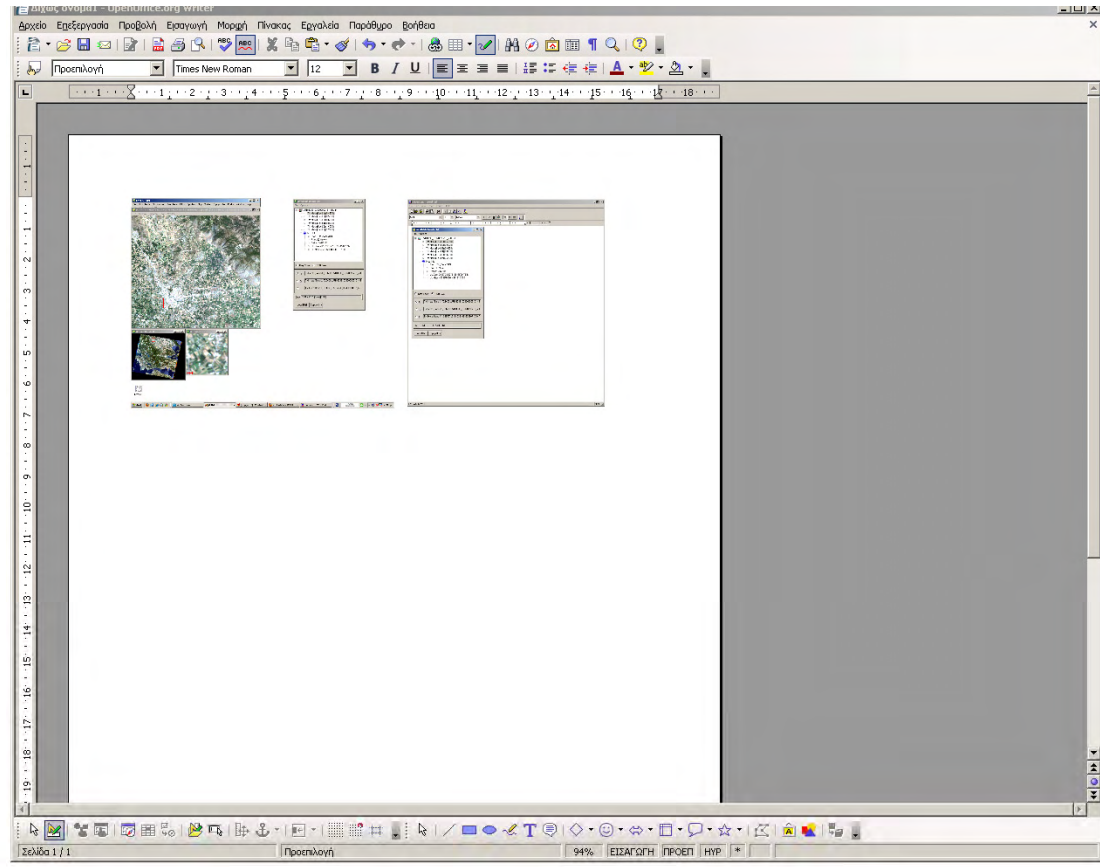
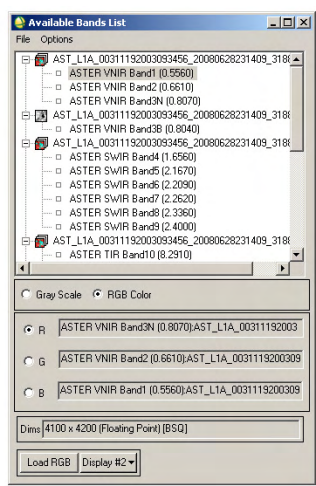
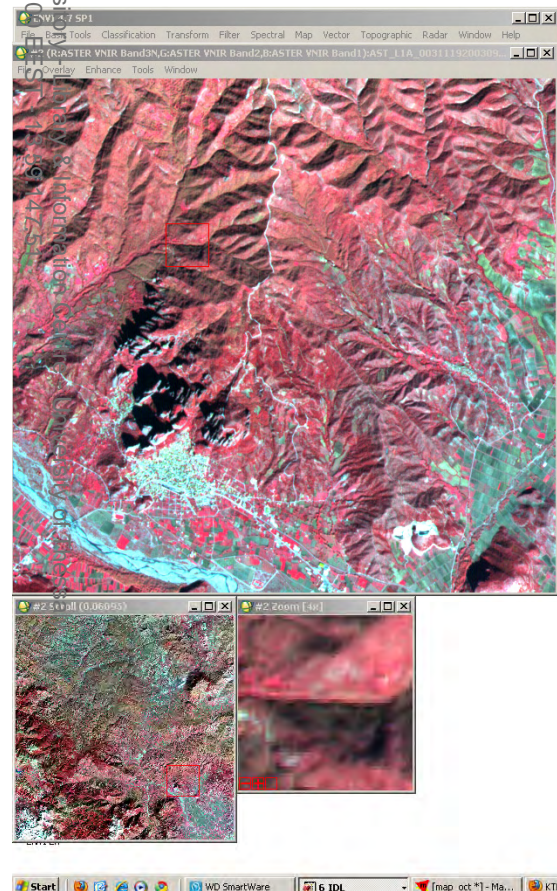
<http://ec.europa.eu/agriculture/publi/landscape/ch1.htm>

<http://el.wikipedia.org/wiki/>

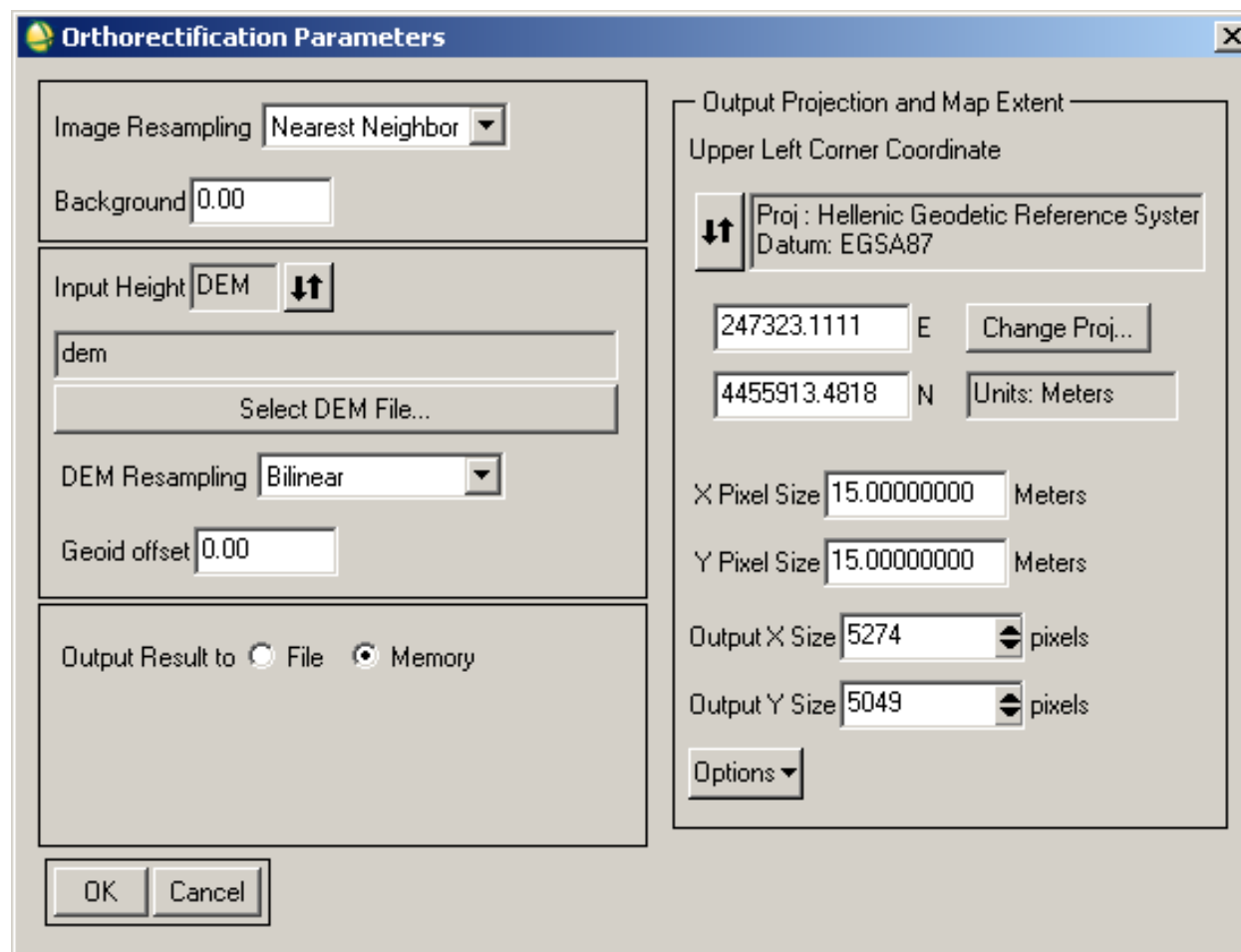
<http://www.statsoft.com/TEXTBOOK/stcluan.html>

http://www.fao.org/docrep/003/x0596e/X0596e01e.htm# P213_18188

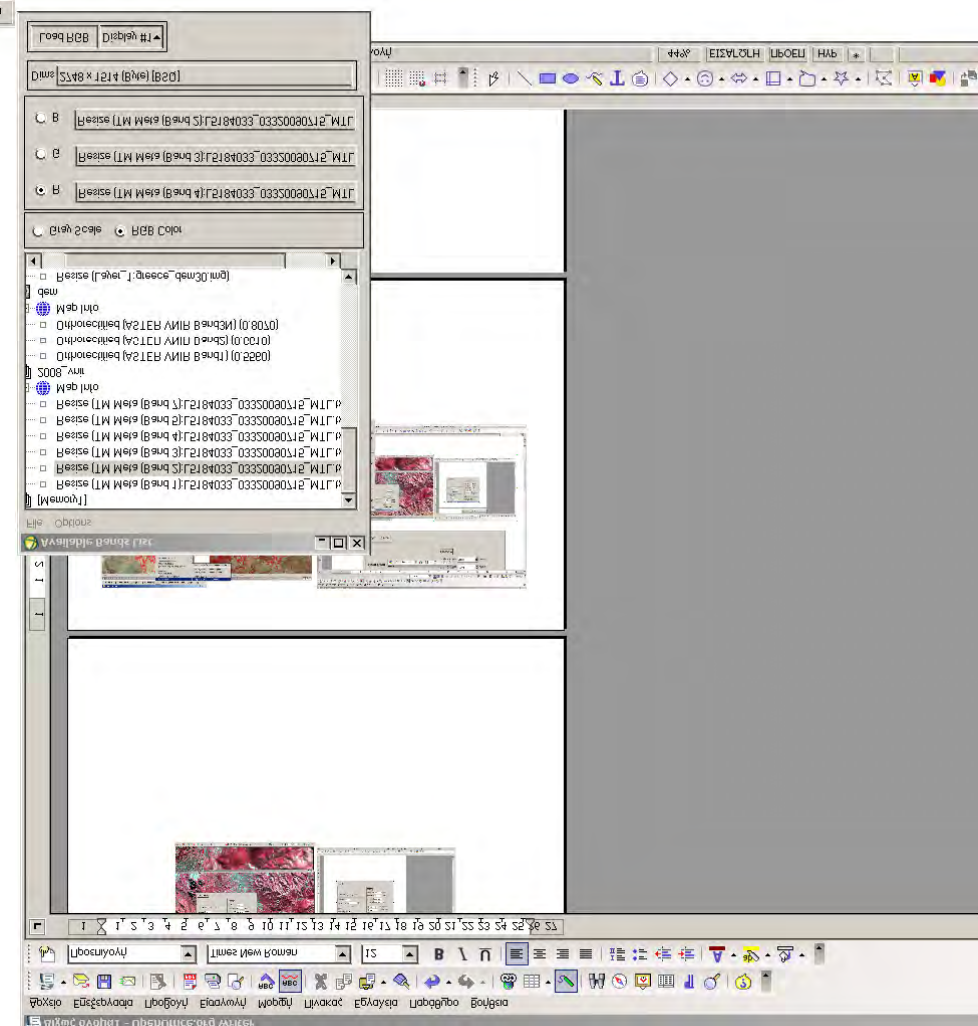
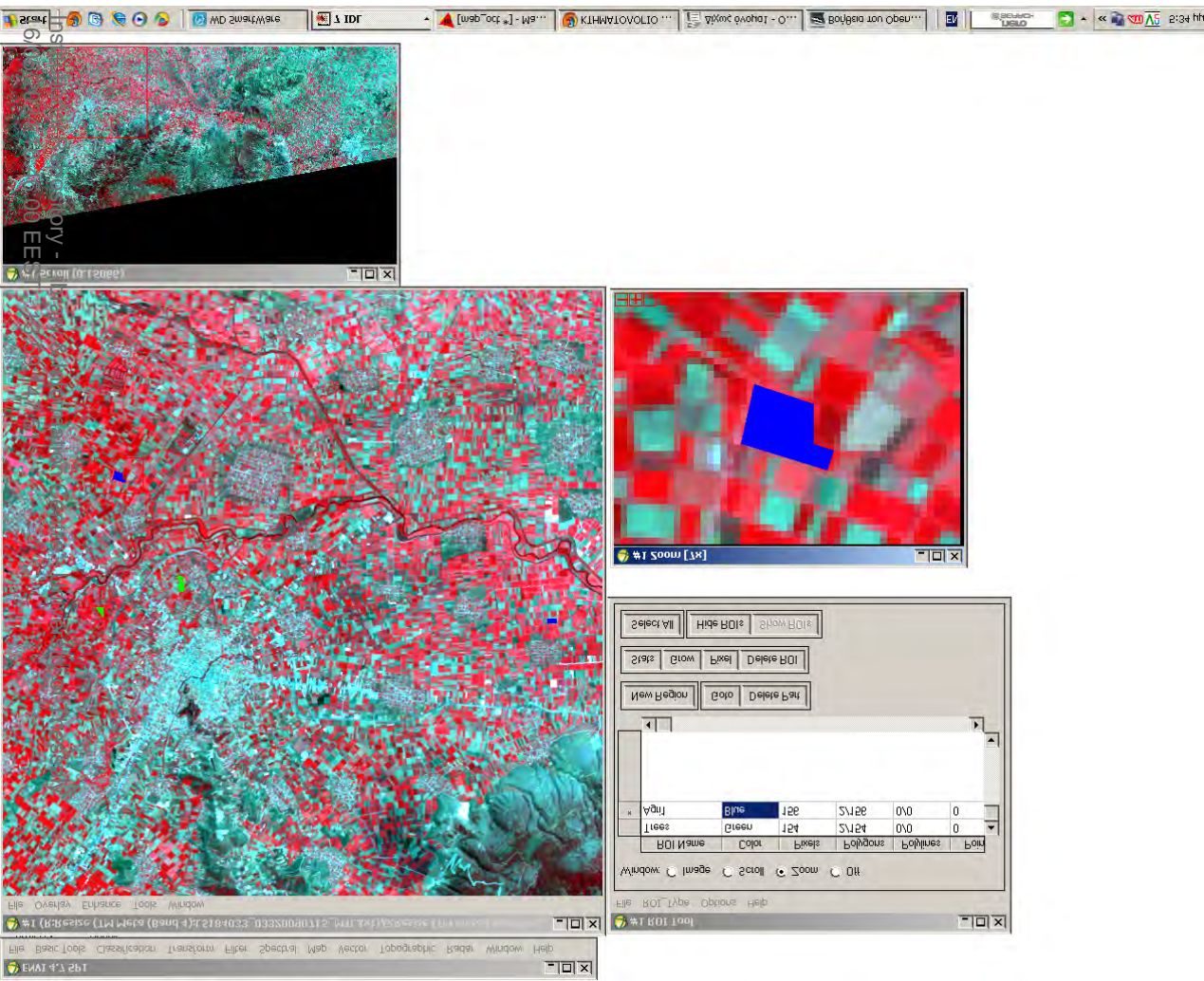
ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Ι. Η ταξινόμηση της δορυφορικής εικόνας έγινε σε συνεργασία με την Inforest Research ο.ε. Τα στάδια της ταξινόμησης της δορυφορικής εικόνας ASTER με βάση το λογισμικό ENVI 4.5 φαίνονται στις εικόνες που ακολουθούν.



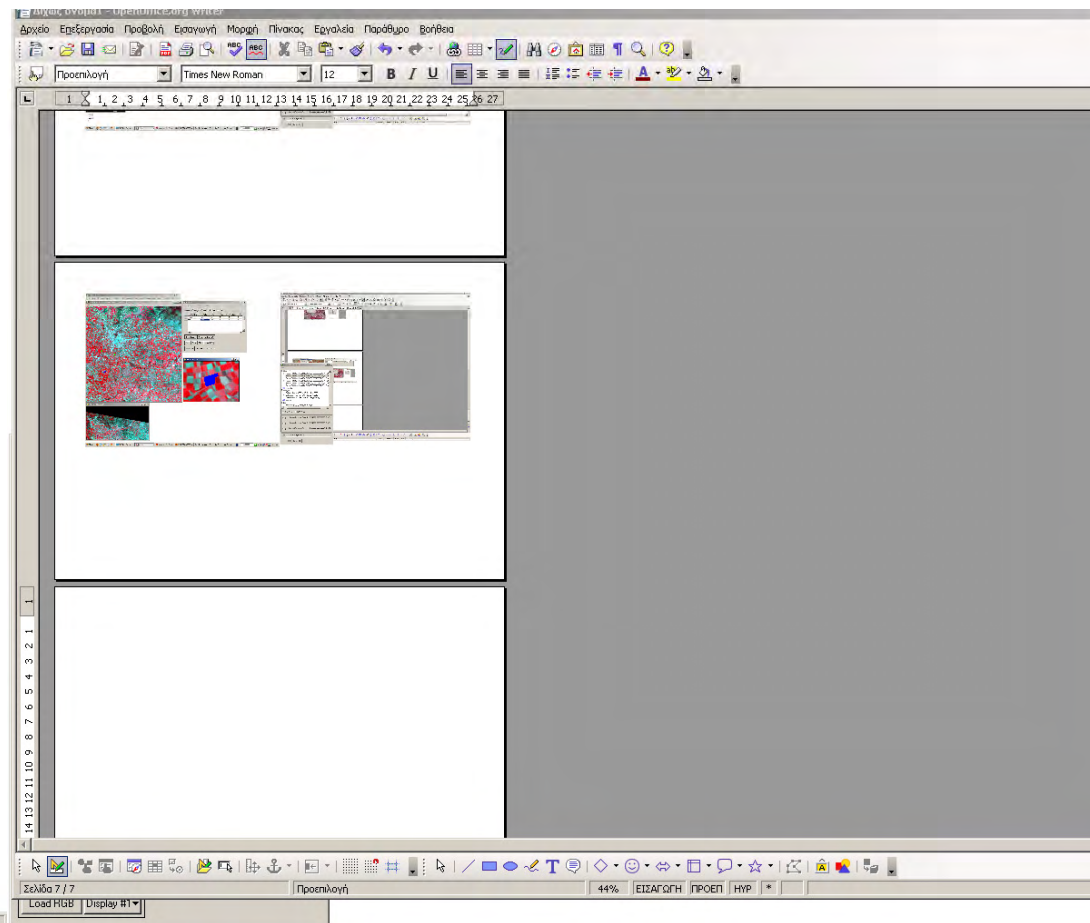
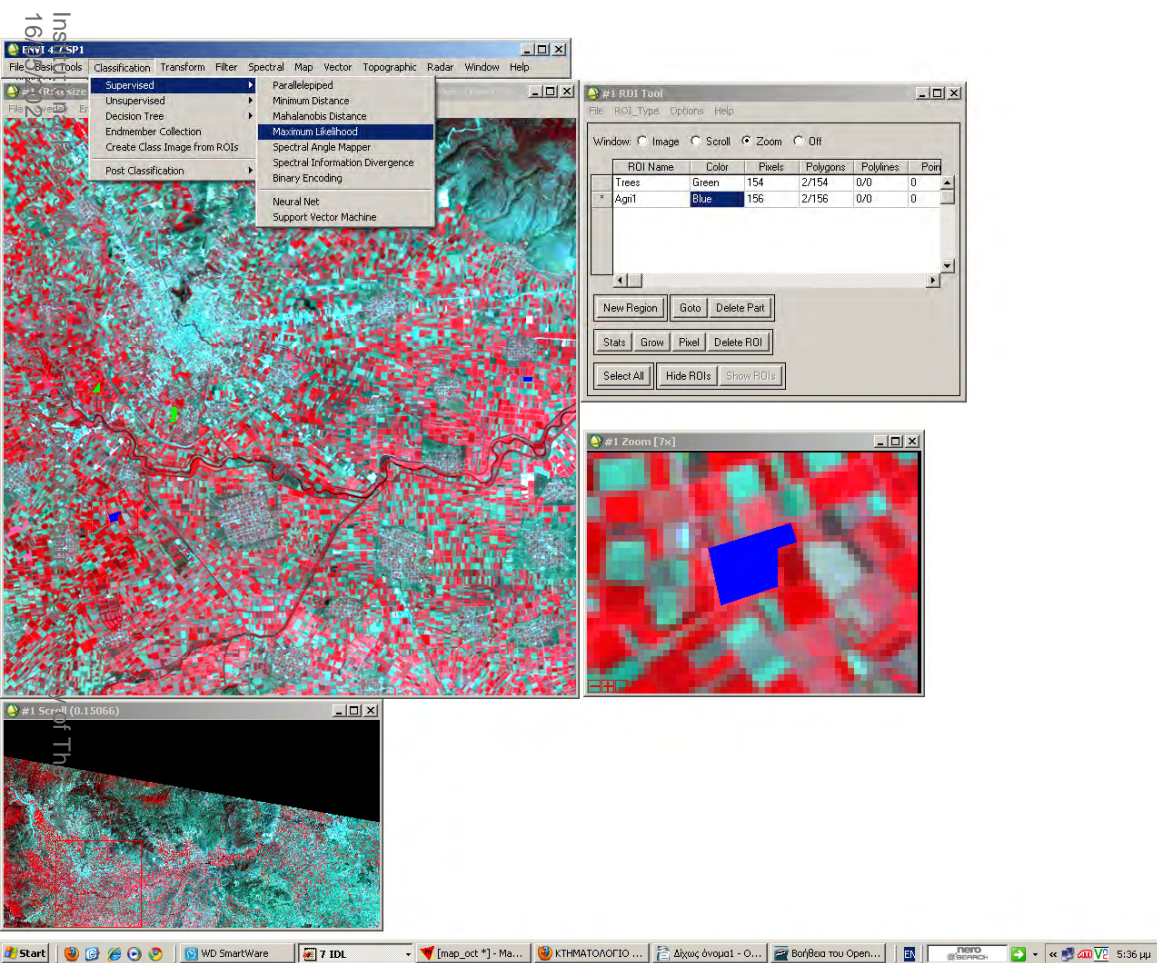
Εικόνα 1. Σκηνή ASTER 2009 ψευδοέγχρωμη απεικόνιση (κανάλια: RGB:3N-2-1).



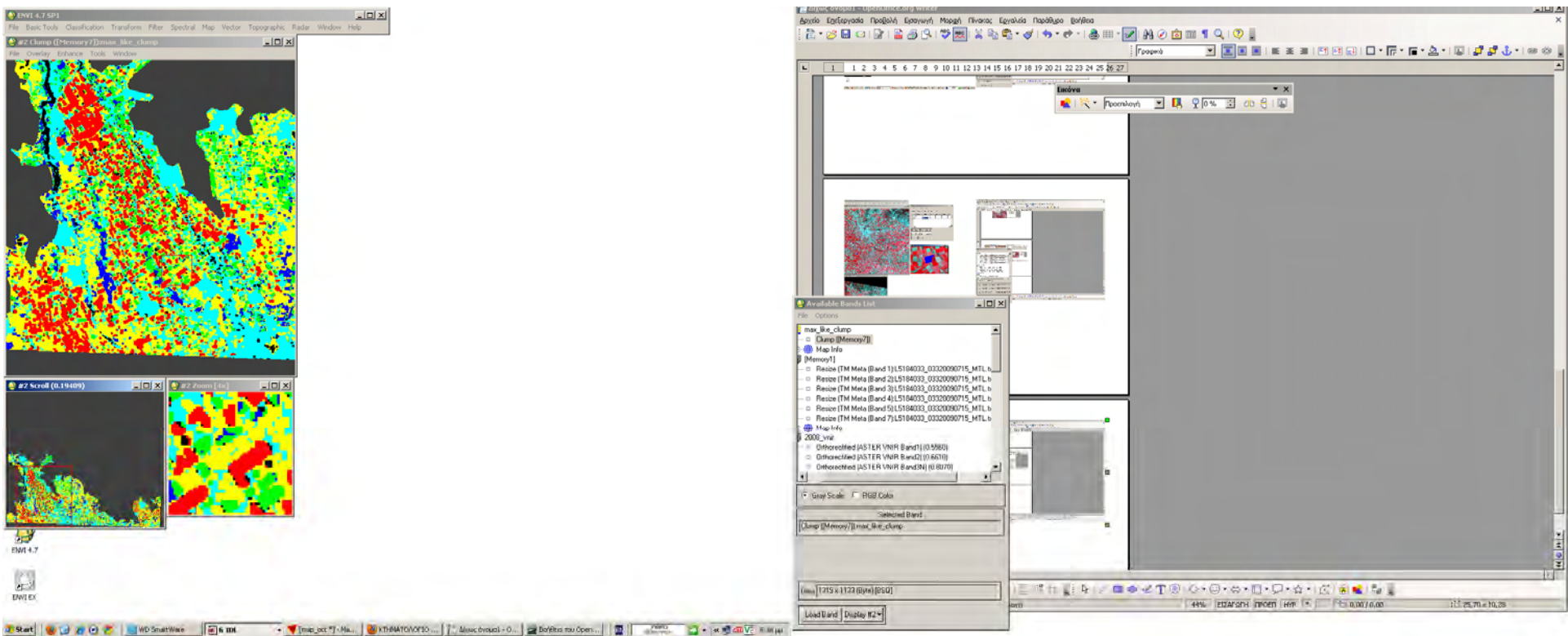
Εικόνα 2. Ορθοδιόρθωση εικόνας ASTER και επιλογή μεθόδου του «εγγύτερου γείτονα» που εξασφαλίζει φασματική ακεραιότητα.



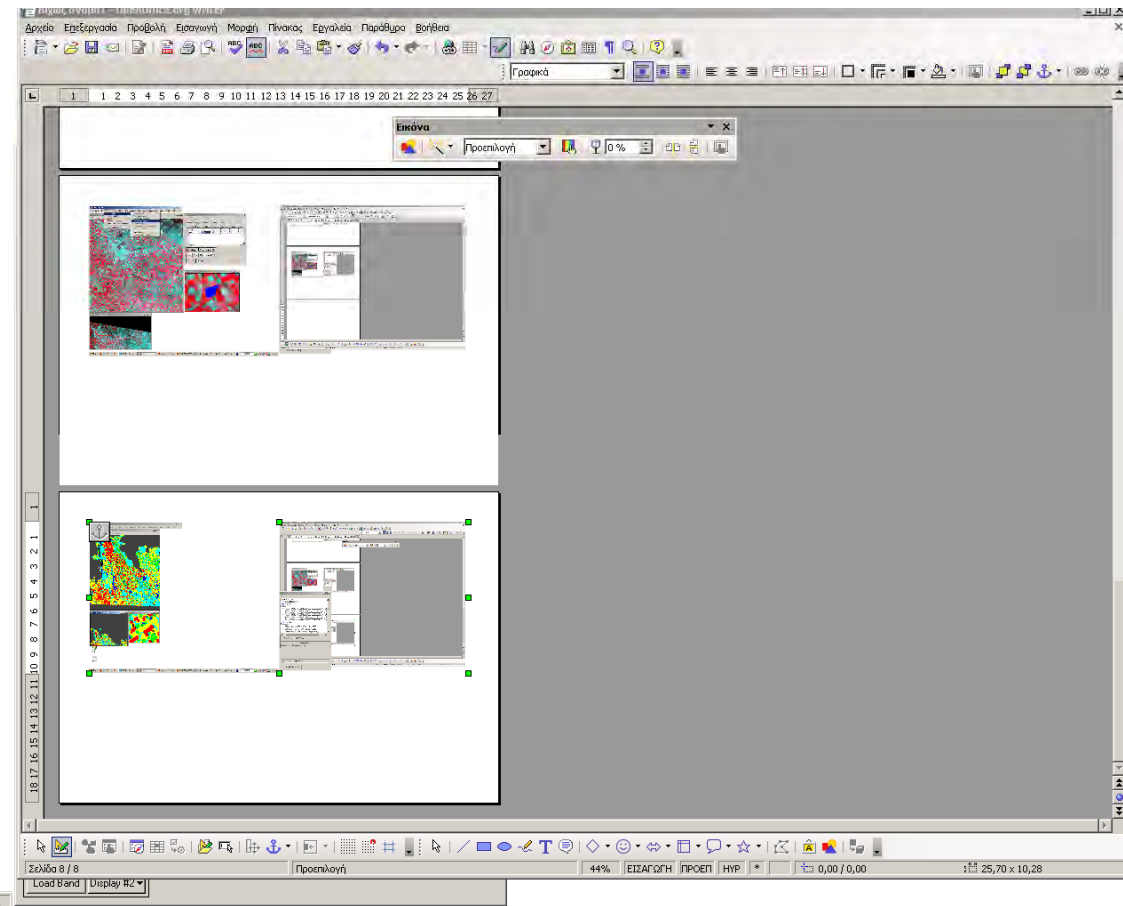
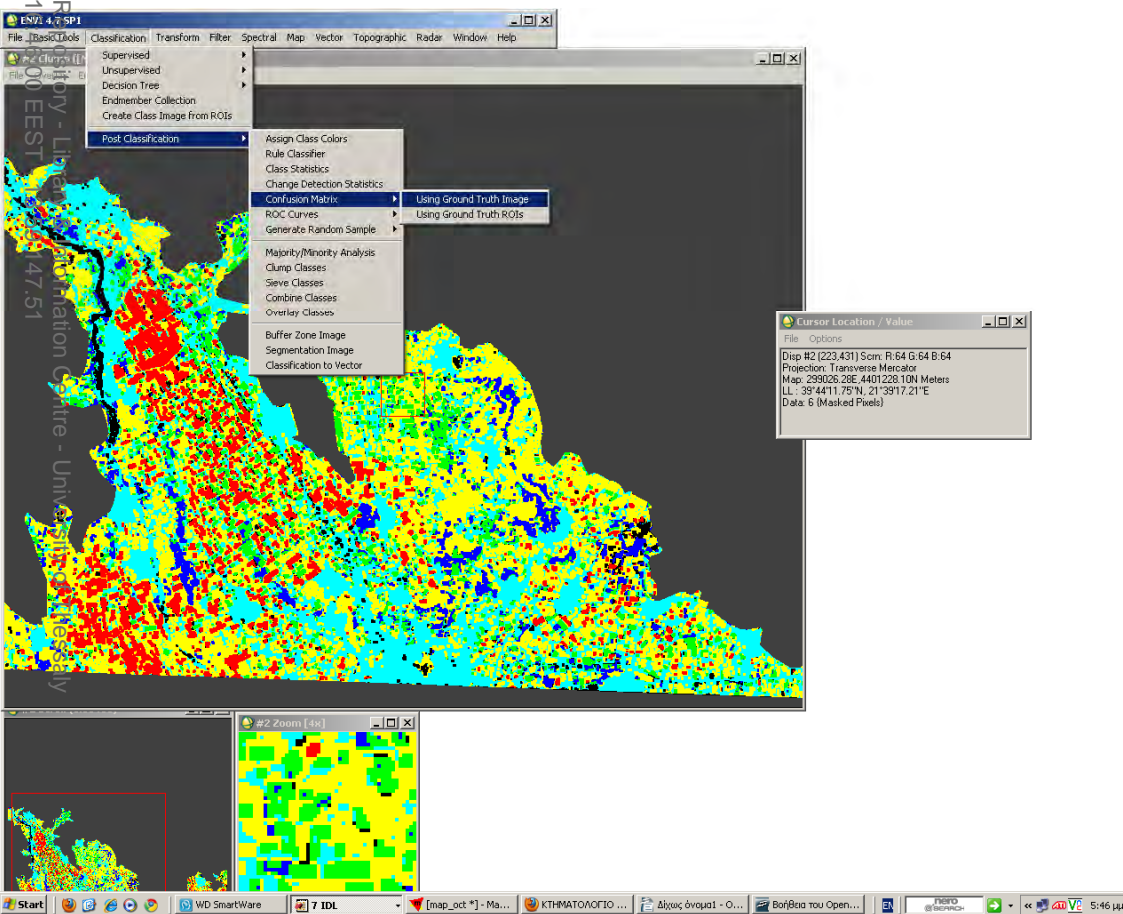
Εικόνα 3. Ορισμός περιοχών εκπαίδευσης με το εργαλείο ROI (regions of interest).



Εικόνα 4. Επιβλεπόμενη ταξινόμηση της εικόνας με τη μέθοδο «μέγιστης πιθανοφάνειας».



Εικόνα 5. Μετα-ταξινόμηση της εικόνας (Μέθοδος Sieve-clump).



Εικόνα 6. Εκτίμηση της ακριβείας ταξινόμησης της εικόνας με χρήση της μήτρας σφαλμάτων (Confusion matrix).

ΕΝΤΥΠΟ ΠΕΔΙΟΥ 2											
ΤΟΠΟΘΕΣΙΑ:	ΚΩΔΙΚΟΣ:			ΗΜΕΡΟΜΗΝΙΑ:	ΥΨΟΜΕΤΡΟ:						
X:				ΘΕΡΜΟΚΡΑΣΙΑ:	ΣΤΙΓΜΙΑΙΑ:	Max:	Min:				
Y:				ΥΓΡΑΣΙΑ:	ΣΤΙΓΜΙΑΙΑ:	Max:	Min:				
ΟΠΤΙΚΗ ΕΚΤΙΜΗΣΗ ΚΑΛΥΨΗΣ ΣΗΜΕΙΩΝ ΚΑΤΑΓΡΑΦΗΣ ΟΡΝΙΘΟΠΑΝΙΔΑΣ (0,8 ha)											
ΤΥΠΟΣ ΕΝΔΙΑΙΤΗΜΑΤΟΣ	% κάλυψη ποωδών	% κάλυψη χαμηλά θάμνων (<50)	% κάλυψη υψηλά θάμνων (>50)	Μέση ύψος υψηλά θάμνων (cm)	Αριθμός ειδών θάμνων	% κάλυψη δένδρων (>5)	Μέση ύψος δένδρων (m)	Αριθμός ειδών δένδρων	% κάλυψη γυμνασίων εδάφους	% κάλυψη εδάφους	Κυρίαρχα είδη ποωδών (5)
1. Γεωργικές καλλιέργειες											
2. Εγκαταλειμμένος αγρός											
3. ΧΟΡΤΟΛΙΒΑΔΙΚΕΣ ΕΚΤΑΣΕΙΣ											
Ποολίβαδο											
Ανοιχτό θαμνολίβαδο											
Πυκνό θαμνολίβαδο											
4. Δάσος Αραιό											
Σπερμ <input type="checkbox"/> Πρεμν											
5. Δάσος Πυκνό											
Σπερμ <input type="checkbox"/> Πρεμν											

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ ΙΙΙ. Οι συντεταγμένες των κτηνοτροφικών εγκαταστάσεων και γεωργικών κτιρίων.

Τοποθεσία	x	y
Γεωργικά κτίρια		
Φλαμπουρέσι	308225,8	4407725
Φλαμπουρέσι	308342,6	4407860
Φλαμπουρέσι	308404,2	4408258
Φλαμπουρέσι	307982,6	4408517
Φλαμπουρέσι	307888,1	4408350
Φλαμπουρέσι	308005,8	4407843
Φλαμπουρέσι	321055,5	4408078
Φλαμπουρέσι	320400,2	4408053
Αχελινάδα	318422	4410160
Αχελινάδα	318404,9	4410218
Καλοχώρι	306978,6	4400467
Καλοχώρι	307004,8	4400844
Καλοχώρι	306977,4	4401213
Καλοχώρι	306867,3	4401303
Καλοχώρι	307254,7	4401218
Καλοχώρι	307515,1	4401297
Καλοχώρι	307366,8	4401469
Ελληνόκαστρο	311173,8	4395622
Ελληνόκαστρο	311233	4395399
Ελληνόκαστρο	311441,3	4395952
Ελληνόκαστρο	311763,3	4395492
Ελληνόκαστρο	311250	4394869
Ελληνόκαστρο	311300	4394888
Ελληνόκαστρο	310950,3	4394818
Ελληνόκαστρο	311035,5	4394827
Ελληνόκαστρο	313441,4	4395464
Νέα Ζωή	310593,5	4398625
Νέα Ζωή	310484,9	4398733
Νέα Ζωή	310157,4	4399068
Νέα Ζωή	310668,3	4399560
Νέα Ζωή	310361,7	4399488
Νέα Ζωή	310344,8	4399284
Νέα Ζωή	310589,8	4399007
Νέα Ζωή	310191,9	4399459
Νέα Ζωή	310007,6	4399600
Βασιλική	301692,5	4388760
Βασιλική	302239,8	4389337
Βασιλική	303096,7	4388338
Βασιλική	303185,2	4388175
Βασιλική	303834,5	4388443
Βασιλική	303906,3	4388857

Βασιλική	305052,1	4390357
Βασιλική	301281,5	4390698
Βασιλική	301527,4	4388502
Βασιλική	301416,7	4388255
Βασιλική	301318,9	4391171
Βασιλική	302251,5	4391169
Βασιλική	302275,8	4390737
Χαϊδεμένη	308767,9	4387321
Χαϊδεμένη	308269,5	4386726
Χαϊδεμένη	308139	4386705
Χαϊδεμένη	309129,7	4386077
Χαϊδεμένη	309731,7	4386117
Χαϊδεμένη	310392	4385942
Ρίζωμα	305074,5	4393178
Ρίζωμα	304497,6	4393624
Ρίζωμα	306421,8	4391222
Ρίζωμα	306473,3	4391220
Ρίζωμα	305977	4391242
Ρίζωμα	306280	4390898
Ρίζωμα	306491,7	4390707
Ρίζωμα	306655,4	4390733
Ρίζωμα	306526,1	4390574
Ρίζωμα	306228,8	4390423
Ρίζωμα	306292,6	4390426
Ρίζωμα	306361,1	4390419
Ρίζωμα	306496,5	4390417
Ρίζωμα	307194,2	4390857
Ρίζωμα	306198,4	4390245
Ρίζωμα	306128,3	4390050
Ρίζωμα	306282,1	4390258
Ρίζωμα	306348,5	4390127
Ρίζωμα	306325,3	4390096
Ρίζωμα	306583,6	4390093
Ρίζωμα	306060,5	4390592
Ρίζωμα	306073,8	4390873
Κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις		
Φλαμπουρέσι	309696,9	4405306
Φλαμπουρέσι	310023,4	4405223
Φλαμπουρέσι	309212,3	4407568
Φλαμπουρέσι	308570,7	4407833
Φλαμπουρέσι	308842,1	4406501
Φλαμπουρέσι	308253,6	4407668
Φλαμπουρέσι	308236,1	4409716
Λογγάς	320075,9	4408270
Λογγάς	319781,4	4408254
Λογγάς	319546,5	4407683

Λογγάς	319791,1	4407580
Λογγάς	320097,5	4407582
Λογγάς	320354,5	4407344
Λογγάς	320925,7	4407994
Λογγάς	321098,4	4407926
Λογγάς	320976,7	4408180
Λογγάς	321273,1	4408106
Αχελινάδα	318780,6	4410302
Αχελινάδα	318204,1	4409822
Αχελινάδα	319625,1	4410192
Αχελινάδα	319734	4410608
Καλοχώρι	307466,3	4400912
Καλοχώρι	307073	440164,7
Καλοχώρι	307926	4401030
Καλοχώρι	307214,8	4401441
Καλοχώρι	307346,7	4401926
Καλοχώρι	307439,7	4401679
Καλοχώρι	306600	4402195
Καλοχώρι	307459	44023236
Καλοχώρι	305473,7	4403351
Καλοχώρι	305529,9	4403550
Καλοχώρι	305654,9	4403415
Καλοχώρι	307357,7	4400275
Ελληνόκαστρο	311065	4396193
Ελληνόκαστρο	310893,4	4396637
Ελληνόκαστρο	310742,2	4395972
Ελληνόκαστρο	310242,6	4395584
Ελληνόκαστρο	310000,2	4395560
Ελληνόκαστρο	309879,8	4396057
Ελληνόκαστρο	308810,1	4397050
Ελληνόκαστρο	310297,6	4395059
Ελληνόκαστρο	311970	4396001
Ελληνόκαστρο	312037,4	4395565
Ελληνόκαστρο	311471,8	4394959
Ελληνόκαστρο	311297,5	4394918
Ελληνόκαστρο	310808,8	4394747
Ελληνόκαστρο	311348,5	4393783
Ελληνόκαστρο	311056,4	4393751
Ελληνόκαστρο	311463,5	4393135
Ελληνόκαστρο	311491,1	4392482
Ελληνόκαστρο	310540,3	4395237
Νέα Ζωή	310640,9	4398834
Νέα Ζωή	310551	4398909
Νέα Ζωή	310735,7	4398562
Νέα Ζωή	311097,2	4399155
Νέα Ζωή	311193,9	4399263

Νέα Ζωή	310560,3	4399781
Νέα Ζωή	311394,3	4400253
Νέα Ζωή	309811,4	4399489
Νέα Ζωή	310746,9	4398945
Νέα Ζωή	310551,9	4398908
Νέα Ζωή	310567,1	4398775
Νέα Ζωή	310587,7	4399634
Νέα Ζωή	310519	4399032
Νέα Ζωή	309028,6	4400733
Νέα Ζωή	310372,7	4400029
Πίζωμα	305780,8	4393189
Πίζωμα	305166,2	4393256
Πίζωμα	305340,4	4394286
Πίζωμα	305133,7	4394172
Πίζωμα	305154,4	4394697

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ IV. Λίστα ειδών πουλιών που εξαιρέθηκαν της στατιστικής επεξεργασίας.

Τάξη	Οικογένεια	Επιστημονικό όνομα είδους	Φαινολογία	Άνοιξη	Φθινόπωρο	Αιτία αποκλεισμού
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Accipiter brevipes</i>	A/M	X		Αρπακτικό
		<i>Accipiter gentilis</i>	K/M	X		Αρπακτικό
		<i>Accipiter nisus</i>	K/M	X		Αρπακτικό
	Motacillidae	<i>Anthus pratensis</i>	X	X		Χειμερινός επισκέπτης
Apodiformes	Apodidae	<i>Apus apus</i>	M	X		Μεταναστευτικό
Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Ardea cinerea</i>	A/M	X		singleton
Strigiformes	Strigidae	<i>Athene noctua</i>	K	X		singleton
Falconiformes	Accipitridae	<i>Buteo buteo</i>	K	X		Αρπακτικό
		<i>Buteo rufinus</i>	K	X		Αρπακτικό
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Caprimulgus europae</i>	A/M	X		singleton/μεταναστευτικό
Passeriformes	Fringillidae	<i>Carduelis cannabina</i>	K	X		Αγελαίο
		<i>Carduelis carduelis</i>	K	X	X	Αγελαίο
		<i>Carduelis chloris</i>	K	X	X	Αγελαίο/singleton
		<i>Carduelis spinus</i>	K	X		Αγελαίο/singleton
	Certhiidae	<i>Certhia familliaris</i>	K		X	singleton
Ciconiiformes	Ciconiidae	<i>Ciconia nigra</i>	K	X		singleton
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Circaetus gallicus</i>	M		X	Αρπακτικό
		<i>Circus cyaneus</i>	X/M		X	Χειμερινός επισκέπτης
Passeriformes	Fringillidae	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	K		X	Εκτός περιόδου
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba oenas</i>	A/X	X	X	Αγελαίο
		<i>Columba palumbus</i>	K	X		Αγελαίο
Passeriformes	Corvidae	<i>Corvus corax</i>	K	X	X	Αγελαίο
		<i>Corvus corone cornix</i>	K	X		Αγελαίο
		<i>Corvus frugilegus</i>	K		X	Αγελαίο
		<i>Corvus monedula</i>	K		X	Αγελαίο
	Hirundinidae	<i>Delichon urbica</i>	M	X		Αγελαίο
Passeriformes	Emberizidae	<i>Emberiza citrinella</i>	K		X	Εκτός περιόδου
Falconiformes	Falconidae	<i>Falco eleonora</i>	M	X		Αρπακτικό
		<i>Falco naumanni</i>	A	X		Αρπακτικό
		<i>Falco tinnunculus</i>	K	X	X	Αρπακτικό
Passeriformes	Muscicapidae	<i>Ficedula semitorquat</i>	M	X		singleton/μεταναστευτικό
		<i>Fringilla montifringil</i>	X		X	Χειμερινός επισκέπτης
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Hieraaetus pennatus</i>	A/M	X		Αρπακτικό
	Hirundinidae	<i>Hirundo daurica</i>	A/M	X		Αγελαίο
		<i>Hirundo rustica</i>	A/M	X		Αγελαίο
Falconiformes	Accipitridae	<i>Milvus migrans</i>	A/X	X		Αρπακτικό
Passeriformes	Motacillidae	<i>Motacilla alba</i>	K		X	Εκτός περιόδου
	Muscicapidae	<i>Muscicapa striata</i>	A/M	X		singleton
		<i>Oenanthe hispanica</i>	A/M	X		singleton
	Ploceidae	<i>Passer domesticus</i>	K	X	X	Αγελαίο
		<i>Passer hispaniolensis</i>	A/M	X		Αγελαίο
		<i>Passer montanus</i>	K	X	X	Αγελαίο

Falconiformes	Accipitridae	<i>Pernis apivorus</i>	A/M	X		Αρπακτικό
Passeriformes	Muscicapidae	<i>Phoenicurus ochruro:</i>	A/X		X	Εκτός περιόδου
	Corvidae	<i>Pica pica</i>	K	X		
	Prunellidae	<i>Prunella modularis</i>	K		X	Εκτός περιόδου
		<i>Prunella collaris</i>	K		X	Εκτός περιόδου
	Regulidae	<i>Regulus ignicapilla</i>	K		X	singleton
		<i>Regulus regulus</i>	K		X	singleton
Passeriformes	Muscicapidae	<i>Saxicola rubetra</i>	A/M	X	X	singleton
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Scolopax rusticola</i>	K/X		X	singleton
Columbiformes	Columbidae	<i>Streptopelia decaocto</i>	K	X	X	Αγελαίο
Troglodytidae	Troglodytidae	<i>Troglodytes troglodyt</i>	K	X	X	singleton

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ V. Πίνακας του μη παραμετρικού συντελεστή συσχέτισης SPEARMAN των χωρικών μετρικών σε επίπεδο τοπίου για τις 315 δειγματοληπτικές επιφάνειες. Εμφανίζονται μόνο οι σημαντικές συσχετίσεις για τα επίπεδα σημαντικότητας $\alpha = 0.05$ και $\alpha=0.01$.

		Correlations																				
		NP	PD	LPI	TE	ED	LSI	ARE_A M	ARE_C V	GYR_A M	GYR_C V	SHA_A M	FR_AM	CON T	IJI	COH	DIV	SPLI T	SHDI	SIDI	SHEI	SIEI
NP	Pearson Correlation	1	,996**	-,782**	,802**	,801**	,901**	-,835**	,838**	-,871**	,788**	,355**	,575**	-	,242	-	,840**	,801**	,857**	,826**	,784**	,770**
	Sig. (2-tailed)		,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,098	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	48	315	315	315	309	315	315	315
PD	Pearson Correlation	,996**	1	-,773**	,804**	,804**	,896**	-,839**	,836**	-,726**	,784**	,343**	,265**	-	,242	-	,834**	,795**	,851**	,820**	,777**	,762**
	Sig. (2-tailed)	,000		,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,098	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	315	316	315	316	316	315	315	316	316	316	316	316	315	48	315	315	315	309	315	315	315
LPI	Pearson Correlation	-	-	1	-	-	-	,972**	-,461**	,941**	-,415**	-,482**	-,687**	,929**	-,045	,917**	-	-	-	-	-	-
	Sig. (2-tailed)	,782**	,773**		,830**	,828**	,920**	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,761	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	48	315	315	315	309	315	315	315
TE	Pearson Correlation	,802**	,804**	-,830**	1	1,000*	,885**	-,858**	,569**	-,716**	,516**	,454**	,253**	-	-,092	-	,852**	,821**	,846**	,848**	,802**	,812**
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000		,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,535	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	315	316	315	316	316	315	315	316	316	316	316	316	315	48	315	315	315	309	315	315	315
ED	Pearson Correlation	,801**	,804**	-,828**	1,000*	1	,884**	-,858**	,568**	-,717**	,516**	,454**	,253**	-	-,092	-	,851**	,820**	,845**	,847**	,801**	,810**
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000		,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,535	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	315	316	315	316	316	315	315	316	316	316	316	316	315	48	315	315	315	309	315	315	315

	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000	,000		,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,535	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	315	316	315	316	316	315	315	316	316	316	316	316	315	48	315	315	315	309	315	315	315	315
LSI	Pearson Correlation	,901**	,896**	-,920**	,885**	,884**	1	-,949**	,664**	-,917**	,604**	,628**	,820**	-	,145	-	,956**	,919**	,955**	,948**	,916**	,918**	,9
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000	,000	,000		,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,324	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	48	315	315	315	309	315	315	315	315
AREA_	Pearson Correlation	-	-	,972**	-	-	-	1	-,563**	,976**	-,499**	-,513**	-,728**	,961**	-,125	,957**	-	-	-	-	-	-	,8
AM		,835**	,839**		,858**	,858**	,949**									,992**	,949**	,982**	,990**	,958**	,970**		
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000	,000	,000	,000		,000	,000	,000	,000	,000	,000	,399	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	48	315	315	315	309	315	315	315	315
AREA_	Pearson Correlation	,838**	,836**	-,461**	,569**	,568**	,664**	-,563**	1	-,520**	,976**	,219**	,169**	-	-,009	-	,566**	,434**	,659**	,564**	,607**	,545**	,5
CV														,626**		,705**							
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000		,000	,000	,000	,003	,000	,952	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	315	316	315	316	316	315	315	316	316	316	316	316	315	48	315	315	315	309	315	315	315	315
GYR_	Pearson Correlation	-	-	,941**	-	-	-	,976**	-,520**	1	-,461**	,035	,283**	,922**	-,339*	,973**	-	-	-	-	-	-	,7
AM		,871**	,726**		,716**	,717**	,917**									,969**	,934**	,971**	,966**	,924**	,931**		
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000		,000	,534	,000	,000	,018	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	315	316	315	316	316	315	315	316	316	316	316	316	315	48	315	315	315	309	315	315	315	315
GYR_	Pearson Correlation	,788**	,784**	-,415**	,516**	,516**	,604**	-,499**	,976**	-,461**	1	,206**	,157**	-	-,151	-	,504**	,391**	,589**	,501**	,543**	,481**	,5
CV														,561**		,635**							
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000		,000	,005	,000	,306	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	315	316	315	316	316	315	315	316	316	316	316	316	315	48	315	315	315	309	315	315	315	315
SHAPE_	Pearson Correlation	,355**	,343**	-,482**	,454**	,454**	,628**	-,513**	,219**	,035	,206**	1	,813**	-	-,208	-	,501**	,456**	,479**	,503**	,513**	,518**	,7
AM														,560**		,410**							

	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,534	,000		,000	,000	,156	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	315	316	315	316	316	315	315	316	316	316	316	316	315	48	315	315	315	309	315	315	315	315
FRAC_ AM	Pearson Correlation	,575**	,265**	-,687**	,253**	,253**	,820**	-,728**	,169**	,283**	,157**	,813**	1	-	-,146	-	,715**	,662**	,694**	,716**	,721**	,722**	,8
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,003	,000	,005	,000		,762**		,649**							
	N	315	316	315	316	316	315	315	316	316	316	316	316	315	48	315	315	315	309	315	315	315	315
CONT	Pearson Correlation	-	-	,929**	-	-	-	,961**	-,626**	,922**	-,561**	-,560**	-,762**	1	-,261	,913**	-	-	-	-	-	-	,7
	Sig. (2-tailed)	,798**	,795**		,819**	,818**	,931**								,073	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	
	N	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	48	315	315	315	309	315	315	315	315
III	Pearson Correlation	,242	,242	-,045	-,092	-,092	,145	-,125	-,009	-,339*	-,151	-,208	-,146	-,261	1	-,318*	,125	,206	,074	,118	,232	,115	
	Sig. (2-tailed)	,098	,098	,761	,535	,535	,324	,399	,952	,018	,306	,156	,324	,073		,027	,399	,160	,641	,424	,113	,437	
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	42	48	48	48	48
COHES ION	Pearson Correlation	-	-	,917**	-	-	-	,957**	-,705**	,973**	-,635**	-,410**	-,649**	,913**	-,318*	1	-	-	-	-	-	-	,8
	Sig. (2-tailed)	,944**	,943**		,856**	,856**	,961**									,958**	,924**	,966**	,949**	,908**	,907**		
	N	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	48	315	315	315	309	315	315	315	315
DIVISION	Pearson Correlation	,840**	,834**	-,984**	,852**	,851**	,956**	-,992**	,566**	-,969**	,504**	,501**	,715**	-	,125	-	1	,957**	,988**	,997**	,967**	,980**	,7
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,964**	,399	,000		,000	,000	,000	,000	,000	
	N	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	48	315	315	315	309	315	315	315	315
SPLIT	Pearson Correlation	,801**	,795**	-,973**	,821**	,820**	,919**	-,949**	,434**	-,934**	,391**	,456**	,662**	-	,206	-	,957**	1	,948**	,947**	,876**	,904**	,7
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,873**	,160	,000	,000		,000	,000	,000	,000	

	N	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	48	315	315	315	309	315	315	315
SHDI	Pearson Correlation	,857**	,851**	-,956**	,846**	,845**	,955**	-,982**	,659**	-,971**	,589**	,479**	,694**	-	,074	-	,988**	,948**	1	,992**	,957**	,961**
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,641	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	309	309	309	309	309	309	309	309	309	309	309	309	309	42	309	309	309	309	309	309	309
SIDI	Pearson Correlation	,826**	,820**	-,980**	,848**	,847**	,948**	-,990**	,564**	-,966**	,501**	,503**	,716**	-	,118	-	,997**	,947**	,992**	1	,970**	,982**
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,424	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	48	315	315	315	309	315	315	315
SHEI	Pearson Correlation	,784**	,777**	-,939**	,802**	,801**	,916**	-,958**	,607**	-,924**	,543**	,513**	,721**	-	,232	-	,967**	,876**	,957**	,970**	1	,994**
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,113	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	48	315	315	315	309	315	315	315
SIEI	Pearson Correlation	,770**	,762**	-,963**	,812**	,810**	,918**	-,970**	,545**	-,931**	,481**	,518**	,722**	-	,115	-	,980**	,904**	,961**	,982**	,994**	1
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,437	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	48	315	315	315	309	315	315	315
AI	Pearson Correlation	-	-	,758**	-	-	-	,803**	-,594**	,748**	-,526**	-,725**	-,851**	,785**	,043	,831**	-	-	-	-	-	-
	Sig. (2-tailed)	,824**	,829**		,819**	,819**	,911**								,772	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000
	N	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	48	315	315	315	309	315	315	315

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).