



Πανεπιστήμιο Αιγαίου

Ανάλυση και Αντίληψη του Τοπίου

Ενότητα : Αντίληψη, συμπεριφορά και αλληλεπίδραση του ανθρώπου με το τοπίο

Κίζος Αθανάσιος

Τμήμα Γεωγραφίας

Άδειες Χρήσης

- Το παρόν εκπαιδευτικό υλικό υπόκειται σε άδειες χρήσης Creative Commons.
- Για εκπαιδευτικό υλικό, όπως εικόνες, που υπόκειται σε άλλου τύπου άδειας χρήσης, η άδεια χρήσης αναφέρεται ρητώς.



Χρηματοδότηση

- Το παρόν εκπαιδευτικό υλικό έχει αναπτυχθεί στα πλαίσια του εκπαιδευτικού έργου του διδάσκοντα.
- Το έργο «**Ανοικτά Ακαδημαϊκά Μαθήματα στο Πανεπιστήμιο Αιγαίου**» έχει χρηματοδοτήσει μόνο τη αναδιαμόρφωση του εκπαιδευτικού υλικού.
- Το έργο υλοποιείται στο πλαίσιο του Επιχειρησιακού Προγράμματος «Εκπαίδευση και Δια Βίου Μάθηση» και συγχρηματοδοτείται από την Ευρωπαϊκή Ένωση (Ευρωπαϊκό Κοινωνικό Ταμείο) και από εθνικούς πόρους.



Ευρωπαϊκή Ένωση
Ευρωπαϊκό Κοινωνικό Ταμείο



ΥΠΟΥΡΓΕΙΟ ΠΑΙΔΕΙΑΣ & ΘΡΗΣΚΕΥΜΑΤΩΝ, ΠΟΛΙΤΙΣΜΟΥ & ΑΘΛΗΤΙΣΜΟΥ
ΕΙΔΙΚΗ ΥΠΗΡΕΣΙΑ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ

Με τη συγχρηματοδότηση της Ελλάδας και της Ευρωπαϊκής Ένωσης



ΕΥΡΩΠΑΪΚΟ ΚΟΙΝΩΝΙΚΟ ΤΑΜΕΙΟ

1. Σκοποί ενότητας.....	4
2. Περιεχόμενα ενότητας.....	4
2.1 Διακρίσεις και Τυπολογίες Τοπίων.....	4
2.2 Η παραγωγική αξία του τοπίου.....	6
2.3 Η οικολογική αξία του τοπίου.....	7

1. Σκοποί ενότητας

Σκοποί της ενότητας είναι οι θεωρητικές και αναλυτικές προσεγγίσεις της αντίληψης, της συμπεριφοράς και της αλληλεπίδρασης του ανθρώπου με το τοπίο.

2. Περιεχόμενα ενότητας

2.1 Διακρίσεις και Τυπολογίες Τοπίων

Οι παραπάνω ορισμοί προσφέρουν μια σειρά από κριτήρια για να διακριθούν τα τοπία σε κατηγορίες και να οριστούν ορισμένοι γενικοί τύποι τοπίων. Όπως θα φανεί και στη συνέχεια, η διάκριση αυτή και οι τυπολογίες που προκύπτουν είναι διαφορετικές από αυτές που θα παρουσιαστούν στο επόμενο Κεφάλαιο των σημειώσεων, καθώς είναι γενικότερες και χρησιμοποιούνται για να δείξουν τις διαφορετικές 'διαστάσεις' αντίληψης και κατανόησης του τοπίου, ενώ οι τυπολογίες που θα γίνουν αργότερα είναι περισσότερο 'κανονιστικές' και χρησιμεύουν ως βάση ανάλυσης του τοπίου.

Ένα βασικό κριτήριο διάκρισης είναι η **χρήση γης**. Οι χρήσεις γης προέρχονται από την κάλυψη της γης και είναι το σημαντικότερο κριτήριο διάκρισης σήμερα, καθώς μπορεί να χρησιμοποιηθεί για να προκύψουν τύποι τοπίων συγκρίσιμων σε όλη τη Γη. Οι τύποι που προκύπτουν διαφέρουν σε σχέση με το είδος της ανάλυσης και τις διαφορετικές χρήσεις γης που χρησιμοποιούνται. Μια απλή διάκριση είναι σε **αστικά, σε βιομηχανικά και σε αγροτικά** τοπία. Ως αστικά τοπία θεωρούνται όλα τα τοπία κατοικίας, εργασίας, ελεύθερων χώρων, πάρκων, ψυχαγωγίας, κτλ., σε μια αστική περιοχή, ενώ ως βιομηχανικά όλα τα τοπία όπου λαμβάνουν χώρα εξορυκτικές, βιοτεχνικές και βιομηχανικές δραστηριότητες (σε οριοθετημένες ή μη περιοχές). Έτσι, στην προσέγγιση που ακολουθείται εδώ, ως αγροτικά, θεωρούνται όλα τα μη αστικά και μη βιομηχανικά τοπία, συμπεριλαμβάνονται δηλαδή και τα 'φυσικά' τοπία. Αν ως 'αγροτική δραστηριότητα' θεωρηθεί κάθε δραστηριότητα εκμετάλλευσης φυσικών πόρων (γεωργία, κτηνοτροφία, δασοκομία, αλιεία), τότε πράγματι, όλα τα τοπία που δεν είναι αστικά και βιομηχανικά, είναι με τον ένα τρόπο ή τον άλλο 'αγροτικά'. Η διάκριση αυτή, αν και πολύ απλή, εξυπηρετεί στο να δείξει και ότι 'δεν υπάρχουν' φυσικά τοπία, με την έννοια της απουσίας επέμβασης του ανθρώπου. Ακόμη και περιοχές που χαρακτηρίζονται ως φυσικά πάρκα ή προστατευμένες περιοχές, αποτελούν συμβάσεις όπου η ανθρώπινη δραστηριότητα τεχνητά περιορίζεται. Οι τύποι αγροτικών τοπίων είναι πάρα πολλοί και μπορούν να διαφέρουν σε διαφορετικά γεωγραφικά πλάτη. Οι πιο συνηθισμένες κατηγορίες αναφέρονται σε γεωργικά τοπία (αροτραίες καλλιέργειες, δένδρωνες, αμπελώνες, κηπευτικά, κτλ., ενώ και οι αροτραίες μπορεί να διακριθούν σε σιτηρά, κτηνοτροφικά, βιομηχανικά, κτλ., φυτά), σε κτηνοτροφικά τοπία (βοσκότοποι, λειμώνες), σε δασικά τοπία (πυκνά δάση, σαβάνες, θαμνώνες, κτλ.). Ιδιαίτερα για την κατηγορία των δασικών εκτάσεων μπορεί να υπάρχουν πολλές κατηγορίες, ενώ συχνά συγχέονται με τους βοσκότοπους, καθώς μπορεί να έχουν ίδια **κάλυψη** (θάμνους), αλλά διαφορετική **χρήση**. Επίσης, όπως θα δούμε στη συνέχεια η διάκριση αυτή μεταξύ κάλυψης και χρήσης γης, υπονοεί ότι η μοναδική χρήση του τοπίου είναι η παραγωγή, γεγονός που δεν είναι αλήθεια, καθώς η παραγωγή είναι μόνο *μια* από τις διαστάσεις του τοπίου που θα εξεταστούν στη συνέχεια. Ακόμη και για αμιγώς αγροτικά τοπία, η **κατανάλωση των τοπίων** (ως

χώρων ψυχαγωγίας, διακοπών, συμβολικής μνήμης, κτλ.) αυξάνεται και πρέπει να λαμβάνεται σοβαρά υπόψη τόσο στην ανάλυση όσο και στο σχεδιασμό για αυτά.

Ένα ακόμη πολύ βασικό κριτήριο διάκρισης είναι η **οικειότητα** με το τοπίο. Η οικειότητα υπονοεί την εξοικείωση ενός ανθρώπου με ένα τοπίο ή μια κατηγορία τοπίων και τη γνώση των ιδιαίτερων χαρακτηριστικών τους. Στους ορισμούς που χρησιμοποιήθηκαν παραπάνω, η οικειότητα παίζει σημαντικό ρόλο τόσο στην *αντίληψη*, όσο και στην *αξιολόγηση* του τοπίου, κυρίως με βάση αισθητικά – συμβολικά χαρακτηριστικά όπως θα δούμε στη συνέχεια. Ο Yi-Fu Tuan (1979) αναγνωρίζει μια ουσιώδη διαφορά μεταξύ *χώρου* (space), ο οποίος περιγράφεται από επιστημονική γνώση) και *μέρους* (place), που αφορά σε εμπειρία και νόημα. Σύμφωνα με τη λογική αυτή, η γνώση και η οικειότητα του χώρου αυξάνει την θετική εκτίμηση (appreciation) του τοπίου με τη χρήση αφαιρέσεων και γενικοτήτων, αλλά μπορεί να στερήσει από τους ανθρώπους την προσωπική εμπειρία με το τοπίο και τη φύση. Με βάση το κριτήριο της οικειότητας, τα τοπία μπορούν να διακριθούν σε **οικεία** και **άγνωστα**, ως δύο πόλοι σε μια συνεχή κλίμακα οικειότητας και γνώσης του τοπίου με πολλές διαβαθμίσεις.

Τέλος, ένα ακόμη κριτήριο που χρησιμοποιείται εδώ είναι η **αξία** του τοπίου. Η διάκριση με βάση κριτήρια αξίας δεν είναι ανεξάρτητη από τις προηγούμενες, καθώς όπως θα δούμε στη συνέχεια οι αξιακές κρίσεις για ένα τοπίο σχετίζονται με την χρήση του και την οικειότητα με το τοπίο αυτού που κάνει την κρίση και έτσι σχετίζονται και με τη χρήση του τοπίου. Οι κρίσεις για την αξία του τοπίου γενικά διαμορφώνονται με βάση το σύστημα αξιών αυτού που πραγματοποιεί την αξιολόγηση, οπότε διαφορετικές ομάδες, όπως είδαμε ήδη στους ορισμούς του πολιτισμικού τοπίου, κάνουν και διαφορετικές αξιολογήσεις. Η κατάσταση έτσι φαίνεται να είναι τέτοια που να μην επιτρέπει μια γενική αξιολόγηση και σύγκριση μεταξύ διαφορετικών τοπίων ή του ίδιου τοπίου για διαφορετικές ομάδες, καθώς πάντα πρέπει να ρωτάμε: **«καλό (ή κακό) τοπίο για ποιόν;»**. Μπορούν όμως να τεθούν ορισμένοι γενικοί κανόνες με βάση τους οποίους να μπορεί να βγει μια μέθοδος αξιολόγησης. Οι κανόνες αυτοί διακρίνουν τρεις διαστάσεις ενός τοπίου: την **παραγωγική του αξία** (για παραγωγή προϊόντων και υπηρεσιών), την **οικολογική του αξία** (ως βιότοπος για είδη και ως πρώτες ύλες) και την **συμβολική του αξία** (αν δηλαδή το τοπίο είναι 'όμορφο' ή 'άσχημο', 'επιθυμητό' ή όχι, κτλ.). Αν υποθέσουμε ότι οι περισσότεροι άνθρωποι γενικά αξιολογούν με βάση την αισθητική ή τη συμβολική αξία ενός τοπίου (μπορεί δηλαδή να είναι ένα τοπίο σήμερα 'άσχημο', αλλά επειδή έχει πολύ μεγάλη συμβολική αξία να θεωρείται 'καλό'), οι παραγωγικές και οικολογικές κρίσεις γίνονται συνήθως από ειδικές ομάδες αποτιμητών - αξιολογητών του τοπίου (όπως οι επιστήμονες, οι ίδιοι οι παραγωγοί στο τοπίο, οι πολιτικοί, κτλ.). Αυτό το γεγονός δεν μειώνει βέβαια την σχετική αξία τους, όπως θα φανεί στα επόμενα Κεφάλαια όπου οι διάφορες μέθοδοι ανάλυσης του τοπίου και αξιολόγησης του χρησιμοποιούν παρόμοιες διαστάσεις με τις τρεις αυτές που αναφέρθηκαν εδώ. Έτσι, τα τοπία που προκύπτουν με βάση την αξία τους, διακρίνονται με τη σειρά τους με βάση τις τρεις αυτές διαστάσεις σε 'παραγωγικά' ή 'μη-παραγωγικά' τοπία, σε 'οικολογικά καλύτερα' και 'οικολογικά χειρότερα' και σε 'όμορφα', 'άσχημα', 'επιθυμητά' ή 'μη-επιθυμητά', κτλ.

Συνοπτικά τα παραπάνω δίνονται στον Πίνακα 1.

Πίνακας 1. Κριτήρια διάκρισης και τύποι τοπίων

Κριτήριο διάκρισης	Τύποι τοπίων
Χρήση γης.	<ul style="list-style-type: none"> • Αστικά: <ul style="list-style-type: none"> ○ κατοικίας, ○ εργασίας, ○ ελεύθερων χώρων - πάρκων, ○ ψυχαγωγίας, κτλ) • Βιομηχανικά: <ul style="list-style-type: none"> ○ εξορυκτικές, ○ βιοτεχνικές και ○ βιομηχανικές δραστηριότητες. • Αγροτικά: <ul style="list-style-type: none"> ○ γεωργικά (αροτραίες, δενδρώνες, αμπελώνες, κηπευτικά, κτλ.), ○ κτηνοτροφικά τοπία (βοσκότοποι, λειμώνες), ○ δασικά τοπία (πυκνά δάση, σαβάνες, θαμνώνες, κτλ).
Οικειότητα	οικεία και άγνωστα , ως δύο πόλοι σε μια συνεχή κλίμακα οικειότητας και γνώσης του τοπίου με πολλές διαβαθμίσεις.
Αξία	<ul style="list-style-type: none"> • παραγωγική αξία : ‘παραγωγικά’ ή ‘μη-παραγωγικά’ με βάση συγκεκριμένες παραγωγές προϊόντων ή υπηρεσιών. • οικολογική αξία : ‘οικολογικά καλύτερα’ και ‘οικολογικά χειρότερα’, με βάση συγκεκριμένα κριτήρια. • συμβολική αξία: ‘όμορφα’, ‘άσχημα’, ‘επιθυμητά’ ή ‘μη-επιθυμητά’, κτλ., πάντα ανάλογα με την κοινωνική ομάδα ή το άτομο που κάνει την αξιολόγηση.

Στη συνέχεια αναλύονται λίγο περισσότερο οι τρεις αυτές διαστάσεις που θα χρησιμοποιηθούν και στην ανάλυση των τοπίων αργότερα (Κεφάλαιο 4), αλλά είναι και απολύτως απαραίτητες για την *κατανόηση των μηχανισμών αντίληψης του τοπίου*.

2.2 Η παραγωγική αξία του τοπίου

Το τοπίο είναι ένας πόρος, τόσο ως χρήσεις γης στις οποίες παράγονται προϊόντα και υπηρεσίες, όσο και αυτοτελώς, ως μια πολιτισμική εικόνα. Η δεύτερη διάσταση της παραγωγικής αξίας του, συνδέεται με τη συμβολική αξία του τοπίου η οποία συζητείται αναλυτικά σε επόμενη ενότητα και δεν θα διαπραγματευτεί εδώ. Η πρώτη όμως διάσταση αποτελεί ένα σημαντικό μέρος της συνολικής αξιολόγησης του τοπίου, που συνδέεται περισσότερο με την αξιολόγηση του τοπίου με βάση κριτήρια και μεθόδους από ‘ειδικούς’, παρά από ευρύτερες κοινωνικές ομάδες.

Η αναγνώριση της παραγωγικής αξίας του τοπίου, εξαρτάται έτσι από την μέθοδο που χρησιμοποιείται και τους σκοπούς της μεθόδου αυτής. Συνήθως ενδιαφερόμαστε για τη *σύγκριση* των προϊόντων και υπηρεσιών που παράγονται σε ένα τοπίο σε σχέση με κάποιο άλλο τοπίο ή σε σχέση με κάποια άλλη χρονική περίοδο. Οι συγκρίσεις περιλαμβάνουν:

- Σύγκριση με το ίδιο τοπίο σε άλλη χρονική περίοδο,
- Σύγκριση με άλλο τοπίο για την ίδια χρονική περίοδο,

- Σύγκριση με άλλο τοπίο σε άλλη χρονική περίοδο.

Η πρώτη σύγκριση είναι η κύρια έκφραση της δυναμικής του τοπίου, η οποία θα αναλυθεί στα επόμενα Κεφάλαια. Για να είναι δυνατή η πραγματοποίηση των συγκρίσεων αυτών είναι απαραίτητη η *αναγνώριση* των προϊόντων και των υπηρεσιών που παράγονται στο τοπίο από τη συγκεκριμένη κοινωνία και τα παραγωγικά συστήματα που αυτή χρησιμοποιεί και τα οποία διαμορφώνουν το τοπίο, γιαυτό άλλωστε έχει και νόημα να μιλάμε για το τοπίο ως μέρος και χώρος στο οποίο παράγονται προϊόντα και υπηρεσίες, γιατί είναι όπως είδαμε **η έκφραση των παραγωγικών συστημάτων στο χώρο.**

Η αναγνώριση των προϊόντων και υπηρεσιών που παράγονται σε ένα τοπίο είναι μια διαδικασία η οποία μπορεί να φαίνεται απαλλαγμένη από μεθοδολογικά ή εννοιολογικά προβλήματα και σχετικά απλή. Υπάρχουν όμως μια σειρά από δυσκολίες, οι οποίες είναι σημαντικές. Ορισμένες από αυτές είναι καθαρά μεθοδολογικού χαρακτήρα: πως μπορούμε να αναλύσουμε τις παραγωγικές δραστηριότητες έτσι ώστε να έχουμε αρκετές πληροφορίες που να βοηθήσουν τις συγκρίσεις (όχι μόνο πχ. το είδος των προϊόντων, αλλά και το κόστος παραγωγής τους, τις περιβαλλοντικές επιπτώσεις παραγωγής τους –για να χρησιμοποιηθούν για την οικολογική αποτίμηση του τοπίου– τις επιπτώσεις στα χαρακτηριστικά του τοπίου που διαμορφώνουν την εικόνα του, κτλ.). Ιδιαίτερα για επιπτώσεις σε χαρακτηριστικά του τοπίου που διαμορφώνουν την εικόνα του, η αναγνώριση θα πρέπει να είναι ιδιαίτερα αναλυτική, καθώς οι επιπτώσεις σε αυτά μπορούν να είναι πολύ σημαντικότερες για το τοπίο ως ‘όλον’ και ως ‘εικόνα’ ή ως συμβολικό αντικείμενο. Αν πχ. μια διαδικασία παραγωγής κάποιων προϊόντων – υπηρεσιών έχει ως αποτέλεσμα να διαμορφωθεί ένα συγκεκριμένο τοπίο και η διαδικασία αυτή αλλάξει, το αποτέλεσμα δεν θα είναι μόνο η μεταβολή στο είδος των προϊόντων – υπηρεσιών που παράγονται, αλλά και η μεταβολή του ίδιου του τοπίου. Το αν αυτή η μεταβολή είναι προς το ‘καλύτερο’ ή το ‘χειρότερο’ είναι ένα άλλο θέμα, το βασικό ζήτημα είναι να μπορεί να αναγνωριστεί μια τέτοια διαδικασία, γεγονός που συνεπάγεται ότι θα πρέπει μια τέτοια παραγωγική ανάλυση να περιλαμβάνει και τις *διεργασίες* ή τα συστήματα που παράγουν προϊόντα και υπηρεσίες και στις επιπτώσεις τους στο τοπίο.

Αναλυτικές μέθοδοι ανάλυσης της παραγωγικής αξίας θα δοθούν στο επόμενο Κεφάλαιο, ενώ στο τελευταίο Κεφάλαιο θα συζητηθούν οι δυσκολίες που εμπλέκονται στην αξιολόγηση, άρα στις συγκρίσεις μεταξύ διαφορετικών τοπίων ή του ίδιου τοπίου σε διαφορετικές χρονικές στιγμές.

2.3 Η οικολογική αξία του τοπίου

Ένας από τους σημαντικότερους κλάδους της μελέτης του τοπίου σήμερα είναι η οικολογία τοπίου. Η Διεθνής Ένωση για την Οικολογία Τοπίου την ορίζει ως εξής: «*Η οικολογία τοπίου είναι η μελέτη της χωρικής ποικιλίας σε τοπία για μια ποικιλία κλιμάκων. Περιλαμβάνει τις βιοφυσικές και κοινωνικές αιτίες και επιπτώσεις της ετερογένειας του τοπίου. Πάνω από όλα είναι δια-επιστημονικότητα*» (International Association of Landscape Ecology Executive Committee 1998, από Moss, 2000)¹.

¹ Μετάφραση δική μου, ο αυθεντικός ορισμός είναι: ‘Landscape ecology is the study of spatial variation in landscapes at a variety of scales. It includes the biophysical and societal causes and consequences of landscape heterogeneity. Above all it is interdisciplinary’ (IALE Executive Committee 1998 από Moss, 2000).

Η οικολογία τοπίου προήλθε από την ανάγκη να μελετηθούν οι οικολογικές διεργασίες σε 'πραγματικές' συνθήκες χώρου και αλληλεπιδράσεων μεταξύ των μελών ενός πληθυσμού και μεταξύ πληθυσμών διαφορετικών ειδών. Στα πλαίσια αυτά εισήχθησαν έννοιες όπως αυτές του 'μεταπληθυσμού', της 'χωρικής κατανομής των μελών του πληθυσμού' της 'ετερογένειας του τοπίου' και της 'χωρικής πολυπλοκότητας' (Forman and Godron 1986). Οι έννοιες αυτές εκφράζουν το ότι όλοι οι πληθυσμοί εξαρτώνται από τον χώρο στον οποίο κατοικούν. Έτσι, πχ. ένα είδος τρωκτικού μπορεί να χρειάζεται τουλάχιστον 50 εκτάρια σε μια περιοχή κατάλληλα για την επιβίωση και διαβίωση του (πχ. θάμνους) και μια περιοχή να βρίσκονται συνολικά 100 εκτάρια κατάλληλα, αλλά αυτά να είναι έτσι διασκορπισμένα σε τεμάχια μέσα σε 'εχθρικές' περιοχές (πχ. καλλιέργειες) που κανένα τεμάχιο να μην έχει από μόνο του αρκετή έκταση, ή να υπάρχουν αλλά να είναι απομονωμένοι μεταξύ τους, χωρίς την ύπαρξη 'διαδρόμων' κατάλληλων σύνδεσης τους (πχ. φυτοφράκτες) και έτσι το τοπίο να είναι ακατάλληλο για το συγκεκριμένο είδος. Εισάγεται έτσι η έννοια του τοπίου σε διαφορετικές κλίμακες, ανάλογα με το πώς γίνεται αντιληπτό από τα διάφορα είδη φυτών και ζώων που ζουν στην περιοχή. Με αυτόν τον τρόπο δημιουργούνται πολλά 'τοπία' το καθένα διαφορετικό για κάθε είδος, ένα από τα οποία είναι και αυτό του ανθρώπου.

Επίσης αναδεικνύεται η σημασία της ύπαρξης και της χωρικής διάταξης διαφόρων χαρακτηριστικών που μπορούν να λειτουργήσουν ως 'ρυθμιστές' (buffers), 'διάδρομοι' (corridors), 'πυρήνες' (core areas), 'δίκτυα' (networks) για είδη σε ένα τοπίο (Forman and Godron, 1986, Forman, 1998, Duhme and Pauleit, 1998, Farina, 1995, Jongman, 1999). Η χωρική διάταξη των χρήσεων γης αποκτά έτσι μεγάλη σημασία για την αποτίμηση της οικολογικής αξίας του τοπίου, καθώς αυτή *συνδέεται με την βιοποικιλότητα* σε μια περιοχή (Wascher, 1999; Ordam et al., 2003). Αν και η ίδια η έννοια της βιοποικιλότητας δεν είναι απόλυτα απαλλαγμένη από διαφωνίες (Swift et al., 2004), γίνεται γενικά δεκτό ότι αποτελεί την πιο κατάλληλη αρχή για την εξαγωγή δεικτών που να μπορούν να την εκτιμήσουν σε ένα τοπίο μια συγκεκριμένη χρονική στιγμή (Haber, 1990, Jongman, 1999, Forman and Godron, 1986, Naveh and Lieberman, 1994, Wascher, 1999). Η αρχή αυτή 'μεταφράζεται' σε συγκεκριμένα χαρακτηριστικά του τοπίου, όπως αυτά που αναφέρθηκαν ήδη (διάδρομοι, κτλ.). Συνήθως οι δείκτες αυτοί θα πρέπει να μπορούν να υπολογίζουν τόσο την *ποικιλότητα των ορίων* (boundaries) μεταξύ των διαφόρων χρήσεων και την *ετερογένεια του τοπίου*, όσο και την *χωρική πολυπλοκότητα* του (Wascher, 1999). Λεπτομέρειες θα βρείτε στο Πλαίσιο 3.

Μια άλλη προσέγγιση είναι η *συνοχή του τοπίου* (Landscape cohesion), η οποία επιχειρεί να λάβει υπόψη και τη χωρική διάταξη των οικοτόπων που βρίσκονται σε ένα τοπίο και που είναι κατάλληλοι για ένα είδος, με την βασική υπόθεση ότι η ποιότητα και η διάταξη των οικοτόπων είναι το κυρίαρχο στοιχείο για την επιβίωση ενός πληθυσμού στο τοπίο και τη χρήση της έννοιας του 'μεταπληθυσμού' για την καλύτερη χωρική απεικόνιση των δυναμικών αλληλεπιδράσεων των ειδών με το περιβάλλον τους και τη διάταξη των χαρακτηριστικών του τοπίου (Ordam et al., 2003). Ο υπολογισμός της συνοχής γίνεται για ένα ή περισσότερα είδη που θεωρούνται ενδιαφέροντα ή χαρακτηριστικά και είναι συγκρίσιμος μεταξύ τοπίων. Λεπτομέρειες θα βρείτε στο Πλαίσιο 4.

Επιπλέον πηγές:

Μια πολύ καλή ανασκόπηση της κατάστασης της οικολογίας τοπίου στα πλαίσια της αξιολόγησης της μεταβολής αγροτικών τοπίων μπορείτε να βρείτε στο:

Moss M. R. (2000) Interdisciplinarity, landscape ecology and the 'Transformation of Agricultural Landscapes', *Landscape Ecology* 15: 303–311.

Πλαίσιο 3. Ποικιλότητα των ορίων, ετερογένεια και χωρική πολυπλοκότητα του τοπίου

Η **ποικιλότητα των ορίων** των τεμαχίων που βρίσκονται στο τοπίο με διαφορετική χρήση δίνει την τιμή όλων των ορίων που βρίσκονται σε μια περιοχή και όχι των διαφορετικών τεμαχίων που βρίσκονται σε αυτή. Αποτελεί έτσι μια παράμετρο ενημερωτική κατά κύριο λόγο, αν και γενικά μεγάλες τιμές ποικιλότητας συνδέονται με μεγαλύτερη βιοποικιλότητα (Wascher, 1999, Alard and Poudevigne, 1999). Για τον υπολογισμό της τιμής της ποικιλότητας χρησιμοποιείται ο ακόλουθος τύπος του Shannon (Wascher, 1999):

$$H(b) = -\sum p_{i/j} \times \ln p_{i/j} \quad (1)$$

Όπου $H(b)$ είναι η ποικιλότητα των ορίων μεταξύ διαφορετικών χρήσεων ή αγροτεμαχίων (patches), $P_{i/j}$ είναι το ποσοστό του ορίου μεταξύ των γειτονικών χρήσεων i και j λαμβάνοντας υπόψη τον συνολικό αριθμό N των ορίων που υπάρχουν σε μια σειρά δειγμάτων στην περιοχή.

Η τιμή της **ετερογένειας** του τοπίου αποτελεί έναν δείκτη που δείχνει τον αριθμό των τεμαχίων (patches) με τις διαφορετικές χρήσεις γης στο τοπίο και αποτελεί ένα μακροσκοπικό χαρακτηριστικό που εκφράζει τις διαφορετικές λειτουργίες του τοπίου. Για τον υπολογισμό της τιμής της ετερογένειας του τοπίου, χρησιμοποιείται ο ακόλουθος τύπος (Wascher, 1999):

$$H(I) = H(b) / \log_2 N \quad (2)$$

Όπου $H(I)$ είναι η τιμή της ετερογένειας του τοπίου που προκαλείται από έναν συγκεκριμένο αριθμό ορίων N . Η τιμή του είναι μέγιστη όταν ο αριθμός των ορίων είναι ίδιος με τον τύπο των ορίων και ελάχιστη όταν υπάρχει μόνο ένα όριο.

Η **χωρική πολυπλοκότητα** τέλος του τοπίου, μπορεί να οριστεί ως η μέτρηση του συνδυασμού των γειτονικών χρήσεων σε ένα συγκεκριμένο 'μωσαϊκό' με ορισμένα τα όρια τους και την ετερογένεια. Για τον υπολογισμό της στο τοπίο, χρησιμοποιείται ο ακόλουθος τύπος (Wascher, 1999):

$$C(s) = H(b) \times H(I) = \frac{H(b)^2}{\log_2 N} \quad (3)$$

Όπου $C(s)$ είναι η τιμή της χωρικής πολυπλοκότητας του τοπίου. Από τον τύπο φαίνεται ότι μεταξύ δύο περιοχών με την ίδια τιμή ετερογένειας, μεγαλύτερη τιμή πολυπλοκότητας θα έχει το τοπίο με την μεγαλύτερη τιμή ποικιλότητας των ορίων των διαφόρων χρήσεων που βρίσκονται σε αυτό ($H(b)$).

Η ενσωμάτωση των παραπάνω δεικτών σε ένα σύστημα κατάταξης τοπίων, απαιτεί τον ορισμό *οριακών τιμών*, οι οποίες αντιπροσωπεύουν τα όρια πάνω από τα οποία τα τοπία στα οποία οι τιμές αυτές αντιστοιχούν θεωρούνται ότι διατηρούν την βιοποικιλότητα. Όσον αφορά στον δείκτη που υπολογίζει την ποικιλότητα των ορίων, τέτοιες τιμές δεν προτείνονται, άλλωστε ο συγκεκριμένος δείκτης υπολογίζεται κυρίως για να χρησιμοποιηθεί για τον υπολογισμό των επόμενων δεικτών. Για τον δείκτη που υπολογίζει την ετερογένεια του τοπίου αντίθετα, μπορεί να προταθεί μια οριακή τιμή που αναφέρεται όμως μόνο στην σύγκριση μεταξύ φυσικής βλάστησης και αγροτικών χρήσεων. Συγκεκριμένα, προτείνεται το όριο του *ποσοστού 'ανάγκης'* (Haber, 1990, σελ. 22) της συνολικής έκτασης της περιοχής που πρέπει να καλύπτεται από φυσική βλάστηση, για να είναι δυνατή η συνύπαρξη άγριας χλωρίδας και πανίδας με τις

ανθρώπινες αγροτικές δραστηριότητες. Το όριο αυτό πρέπει να αντιπροσωπεύει το 10% της συνολικής έκτασης τουλάχιστον, ποσοστό που θεωρείται *‘αρκετό, αν και όχι άριστο’* (Haber, 1990, σελ. 22). Τέλος για τον δείκτη που χρησιμοποιείται για τον υπολογισμό της χωρικής πολυπλοκότητας του τοπίου, επίσης δεν μπορεί να προταθεί μια οριακή τιμή και απλά γίνεται δεκτό ότι η βιοποικιλότητα αυξάνει όσο αυξάνουν οι τιμές του δείκτη.

Εκτός από τους παραπάνω όμως δείκτες, ιδιαίτερα σημαντική είναι και η χωρική διασπορά των χρήσεων γης. Οι τιμές της ετερογένειας και της χωρικής πολυπλοκότητας δεν παρέχουν πληροφορίες για τη χωρική διασπορά στο τοπίο, η οποία είναι εξαιρετικά σημαντική για την δημιουργία χαρακτηριστικών όπως αυτά που αναφέρθηκαν παραπάνω.

Πλαίσιο 4. Landscape Cohesion. Αποσπάσματα από Opdam, P., Verboom, J., Pouwels R., 2003. Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. Landscape Ecol. 18, 113-126.

Introduction

The importance to biodiversity of the habitat network spatial pattern and of the landscape matrix was raised in landscape ecology in the late 1980s and widely accepted among population ecologists in the last decade (Henderson and Merriam 1985; Van Dorp and Opdam 1987; Merriam 1988; Opdam 1988, 1991; Fahrig and Merriam 1994; Opdam et al. 1995; Tilman and Kareiva 1997; Wiens 1997; Fahrig 1999; Opdam 2002).

Empirical and modeling studies of spatially structured populations at the landscape level showed that the spatial pattern of habitat determines the persistence of natural populations (e.g., Harrison et al. (1988) and Verboom et al. (1991), Sjögren (1991), Dunning et al. (1995), Villard et al. (1995), Thomas and Hanski (1997), Hanski (1999), Thomas and Kunin (1999), Foppen et al. (2000), Vos et al. (2000)). The spatial structure of the landscape matrix, in which the habitat network is embedded, affects the allocation of dispersing individuals to patches of the network (Dunning et al. 1995; Schumaker 1996; Matthysen and Currie 1996; Sutcliffe and Thomas 1996; Vos et al. 2002). Therefore, we consider the landscape (rather than the ecosystem area) as the functional template for biodiversity.

The landscape is also the spatial unit for many human activities. Land use is a dominant factor in determining landscape pattern, which is also the basis for human perception. Therefore, the landscape is also the functional unit for spatial planning (Ahern 1999; Nassauer 1999). Where nature conservation is one of the functions competing for space, quantitative tools that relate the spatial conditions in the landscape to conservation goals are needed (Opdam et al. 1995; Opdam and Wiens 2002). Because planning implies decisions about the future, such tools must have predictive power. Because landscapes are planned for biodiversity rather than for single species, the tools must integrate conditions for a variety of species.

The phases of the planning process require different input from ecologists (Opdam et al. 1995; Harms et al. 1993; Opdam 2002); for example: indicators for problem detection in the diagnosis phase, design rules for sustainable habitat networks in the design phase, and tools for assessing the landscape plan. Since landscape planning is an interactive, transdisciplinary activity, simple images and indicators that can be understood by politicians and stakeholders are indispensable. Maps are useful in communication and should be generated quickly. Also, because often appropriate data are not available, the planning practice demands tools that are independent of actual species distribution data. So we must be able to assess a specific landscape pattern for the potential to conserve a specific combination of targeted species. Because conservation is about persistence, this assessment of landscape potential should be functionally linked to population persistence (Opdam et al. 2002).

So our dilemma is that we must be able to 'read' the landscape pattern for its potential to conserve biodiversity, whereas species differ greatly in the spatial scale at which they respond to landscape features, as well as in the features they are responsive to (Andrén 1996; Vos et al. 2001; Fahrig 2001). This implies that there is no simple and direct way to transform landscape features into an index for conservation potential. Existing tools with predictive power either are at the species level and too complex to apply in multispecies planning (metapopulation models), or difficult to generalize and depend on distribution data (empirical regression models). Many landscape indices that were published lack an explicit relationship to population processes and neglect the variation of ecological scales (Verboom et al. 1993; Gustafson 1998; Vos et al. 2001; Opdam and Wiens 2002). We propose that the only way to get there is by (1) analysing the landscape pattern separately for various species and (2) integrating the results into some multi-species index. This leaves us with the task of finding a unifying landscape quality measure that allows an ecological interpretation in terms of persistence or viability. We also need a framework to integrate such measures of individual species requirements to multi-species indicators at the landscape level (Opdam et al. 2002).

We propose a framework encompassing four components:

1. A system of ecological profiles, in which species are classified according to essential characteristics of metapopulation dynamics. A system of ecological profiles minimises the number of spatial analyses one has to do, and makes integration from species to multi-species index easier.

2. An index for habitat network cohesion (NC), describing the relationship between the essential characteristics of a habitat network (Opdam 2002) and the persistence probability of a species. NC is an index for a single network. Since we often wish to determine whether the landscape allows sustainability, we also need to find a threshold value related to persistence on the index scale.

3. For a particular species, a planning area may encompass more than one habitat network. Spatial cohesion (SC) integrates the values of NC of the networks. Whereas NC is a measure of a habitat network, SC is a characteristic of a region.

4. While NC and SC apply for a specific species or ecological profile, we also need an index at a multi-species level. This index, called landscape cohesion (LC), is an overall indicator of the ecological quality of a landscape region for biodiversity. It is based on an integration of spatial cohesion indices for a set of ecological profiles. Such an index includes notions of what a society feels as values to be conserved, like choice of species, or acceptable risks of extinction.

For the approach of ecological profiles based on ecologically scaled landscape indices, we refer to Vos et al. (2001) and Verboom et al. (2001), Geertsema et al. (2002). The purpose of this paper is to define the three indices as a generic framework (Figure 1) and discuss routes toward application for landscape diagnosis and plan evaluation. However, we do not intend to develop operational methods here. We intend to contribute to building the bridge between processoriented population knowledge and landscape planning, since we believe that for improving the quality of landscape plans planning concepts should be based on the spatial processes in the landscape (Moss 1999; Opdam et al. 2002). To us, this is the only way toward ecologically sustainable landscapes.

A theoretical basis for landscape cohesion

A unifying landscape measure requires a unifying theoretical basis. Below, we will explain why we use the metapopulation concept (*sensu* Opdam et al. (1993) and Hanski (1997), Thomas and Kunin (1999)) as a central paradigm. A metapopulation is defined broadly, encompassing mainland-island (one patch in the network is much bigger than the others, Hanski and Simberloff (1997)) and source-sink (some patches are better in quality than others) relationships.

Why do we base our approach on the metapopulation paradigm? In predominantly man-made landscapes, many functions combat for space and sometimes are difficult to combine. Such landscapes appear as checkerboards of ecotopes with different appearances and functions, which are changed due to human land use. If we conceive these ecotopes as a potential habitat network, then the metapopulation is the basis to predict the persistence of species in the network.

An important assumption we make is that spatial configuration of habitat matters in many landscapes under human pressure. With ongoing economic productivity and urban expansion, the spatial density of ecotopes with a conservation focus decreases, while they become smaller and more widely scattered (Figure 1). At the same time the landscape matrix gets increasingly impermeable for organisms that are restricted to these ecotopes. This process is referred to as habitat fragmentation (Opdam and Wiens 2002). Model simulations (Andrén 1994, 1996; With et al. 1996; With and King 1999) indicate a critical threshold in the response of species to ongoing habitat loss. At this fragmentation threshold the network population turns into a metapopulation, characterized by temporary absences in suitable habitat patches due to local extinction and delayed reoccupation. With further loss of habitat, the metapopulation passes an extinction threshold (Lande 1987; Verboom et al. 1993; Hanski 1997; With and King 1999) and enters a domain of deterministic regional extinction. Below the fragmentation threshold, the configuration of habitat constrains the distribution and persistence of a species. In trying to express this threshold in terms of % habitat in the landscape, (Andrén (1994, 1996); Villard et al. (1999), Vos et al. (2001) and Foppen (2001) showed that this threshold varies greatly between species, but might be expected somewhere below 40% habitat coverage. In many landscapes with a dominant human land use, to many species the amount of habitat is well below this level. Therefore, landscape planning for nature conservation should focus on the configuration of habitat and relevant elements of the matrix (Opdam 2002).

Defining network cohesion

For a species to survive in a habitat network, two conditions have to be fulfilled: the dispersal stream across the landscape balances local extinction and recolonization rates, and the total network is large enough to minimise the chance that all local populations go extinct.

The cohesion in the habitat network is the result of the dispersal stream across the landscape and the size of the local populations it links together. All local populations contribute to the dispersal stream, the larger ones more than the smaller ones. The dispersal stream augments with the density of (occupied) habitat in the landscape and the conductivity by landscape elements with relatively high survival chance in the matrix. The stronger the dispersal stream, the higher the proportion of occupied patches. Immigrants may prevent local populations to go extinct and larger and better habitat patches allow bigger and more persistent populations, causing a stronger and more continuous dispersal stream. We propose that network cohesion encompass the following four landscape components (Figure 2).

- Habitat quality is directly related, through population density, to carrying capacity of the patches, to the growth rate of the local populations and consequently, to extinction rate and the intensity of the dispersal stream across the landscape. Below a certain quality level, the population in a patch will go through a process of deterministic extinction (mortality exceeds birth rate), unless it receives enough immigrants from other patches in the landscape.

- Amount of habitat in the network. The amount of habitat area has two components: density of the network (amount of habitat per km²) and the size of the network (km² landscape area over which the network extends). Habitat density is directly related to the size and density of local populations, and consequently to the local extinction rate and the dispersal stream across the landscape. Also, a higher

patch density implies shorter average distances between patches, and generates a higher dispersal success.

- Spatial distribution of habitat (combining patch size, shape and configuration). Patch perimeter/ area ratio (and patch shape in general) may affect the extinction rate and the proportion of individuals leaving the habitat, whereas configuration affects dispersal success. Since larger patches have smaller extinction rates and a smaller proportion of edge area where habitat quality may be lower, their contribution to the dispersal stream is relatively great.

- Matrix permeability affects the costs of dispersal, and hence dispersal success. Barriers and corridors, types of boundaries and their arrangement in space all influence dispersal success, and consequently the colonization rate of patches and the support of small local populations.

These features all affect local population processes and dispersal, and thereby local extinction and recolonization (Figure 2).

Clearly, the components of habitat network cohesion are species specific. Species perceive landscapes at different scales, live in different ecosystem types and, while dispersing, have different preferences for or are differently affected by elements of the landscape matrix. So, a particular ecosystem network may be functionally totally different to species with diverging perceptions of scale, distance or barriers.

	Habitat Network	Landscape
	• single network	• multiple networks
Ecological profile	Network cohesion	Spatial cohesion
• single species / ecological profile • single ecosystem	<i>Sustainability of habitat network (yes or no)</i>	<i>e.g. number of sustainable networks, % patches belonging to sustainable network</i>
Biodiversity		Landscape cohesion
• multiple species / ecological profiles • multiple ecosystems		<i>e.g. % of ecoprofiles with conditions for persistence</i>

Definitions	
<p>Network cohesion (NC). An index for the sustainability of a habitat network for a particular species or ecological profile, based upon the size, quality and configuration of habitat elements of the network as well as on the permeability of the matrix. The minimum required network cohesion is the point above which the conditions allow persistence of the metapopulation.</p> <p>Spatial cohesion (SC). An index for the sustainability of a landscape area for a particular species or ecological profile. SC is composed of the NC values for a region.</p> <p>Landscape cohesion (LC). An index for the ecological quality of a landscape, based on the integrated potential for sustainability of a series of ecological profiles. These profiles differ in habitat and spatial scale.</p> <p>Habitat network. The association of habitat patches in a landscape that potentially can be connected by a fair amount of dispersal, so that dispersal between patches in the network allows for recolonization and diminishes local extinction.</p> <p>Patch. A spatially continuous piece of habitat of a species, limited by non-habitat.</p>	<p>Network population. The spatially structured population in a habitat network, consisting of local populations connected by dispersal. A metapopulation is a particular type of a network population.</p> <p>Matrix. The landscape between the habitat patches. The matrix of species A can be the habitat of species B and vice versa.</p> <p>Ecological profile. A set of characteristics based on three components: ecosystem type, extinction related characteristics (e.g., area requirements), and recolonization related characteristics (dispersal distance, etc).</p> <p>Connectivity. CO_{ij} is a measure for the number of potential connections between patch i and patch j. CO_i = patch connectivity (<i>sensu</i> Hanski (1994)).</p> <p>Sustainable. A habitat network or landscape is sustainable for a species (true species or ecological profile) if the metapopulation of the species that inhabits it (or could inhabit it) is viable, i.e., has a high probability to survive for a long time (e.g., over 95% in a period of 100 years).</p>

Box 1. Schematic representation of the relationship between network cohesion, spatial cohesion and landscape cohesion. Landscape cohesion is the ultimate goal as a tool for landscape planning. However, only network cohesion for species can be determined using ecological process knowledge. Therefore we propose a hierarchical approach in which first network cohesion is assessed (per species per network). Second, on the basis of network cohesion, spatial cohesion is assessed (per species for a planning region). Third, spatial cohesion assessments are combined into landscape cohesion (for multiple species, for a planning region). Note that no biodiversity assessment of habitat networks is possible, because species usually differ in how they perceive and function in habitat networks.

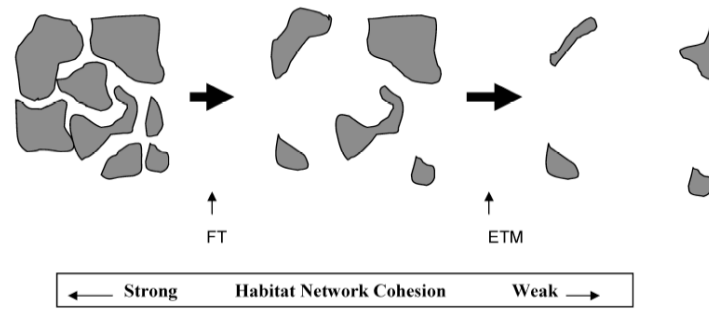


Figure 1. Along a gradient of increasingly intensive land use and decreasing habitat coverage, a species living in remnant habitat is confronted with a decreasing cohesion of the spatial pattern of its habitat. The two thresholds are the fragmentation threshold (FT) and the extinction threshold of the metapopulation (ETM).

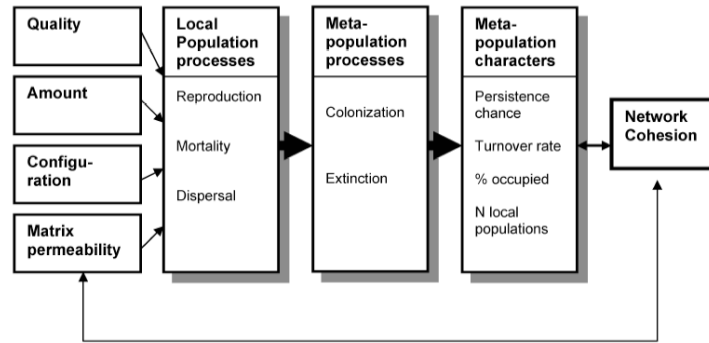


Figure 2. The functional relationship between the four components of habitat networks (four blocks left) and the concept of network cohesion proceeds; via local population processes (left column), metapopulation processes (middle column) and metapopulation characteristics (right column). The aim of network cohesion assessment is to infer habitat network cohesion directly from the four network components.