

Raum, Zeit, Struktur und Skala in Habitatmodellen – Eine Einführung

Angela Lausch

Angewandte Landschaftsökologie, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig, Email: angela.lausch@ufz.de

Zusammenfassung. Ziel der Habitatmodellierung ist die Untersuchung ökologisch relevanter artspezifischer Habitat- und Umweltfaktoren, die das Vorkommen bzw. Nichtvorkommen einer Art, Artengemeinschaft im Habitat und der Landschaft erklärt. Zur Untersuchung und Bewertung von Art - Habitat - Wechselwirkungen ist neben der Aufstellung von Hypothesen, die Inwertsetzung der Habitat- und Umweltfaktoren erforderlich. Hierbei spielen die Faktoren der räumlichen Skala (Grain und Extent), die Struktur und das Muster sowie die Dynamik der gewählten Habitatfaktoren eine außerordentlich große Rolle. Neben der richtigen Wahl des statistischen Verfahrens sind sie für den Erfolg des Habitatmodells verantwortlich. Genaue Kenntnisse und Erfordernisse zu Qualität, Informationstiefe, notwendiger Verarbeitung und Bewertung tragen zum Erfolg eines „Guten aussagekräftigen Habitatmodells“ bei.

7.1 Einleitung

Untersuchungsgegenstand der Habitatmodellierung sind Arten sowie dessen Habitate und Habitatstrukturen unterschiedlicher räumlicher als auch zeitlicher Dimension. Habitate sowie Habitatstrukturen sind komplexe, in Raum und Zeit vielschichtige Systeme, die sich natürlich verändern und entwickeln, die aber aufgrund ihrer multifunktionalen Nutzung auch anthropogenen Veränderungen unterliegen.

Habitat- und Populationsmodelle stellen ein wichtiges methodisches Instrument dar, um einen besseren Zugang bzw. ein Verständnis über das raum-zeitliche Verhalten von Art-Habitatinteraktionen zu erhalten. Die Erfassung von Struktur - Funktion und Dynamik von

Habitaten auf unterschiedlichen Skalenniveaus in Habitatmodellen ist eng mit der Einbeziehung der Variablen Raum (Struktur), Zeit (Dynamik) und Skala verknüpft.

Bei der genauen Betrachtung der Variablen Raum, Zeit und Skala in Habitat- und Populationsmodellen wird jedoch sichtbar, dass in Modellansätzen die Umsetzung dieser Variablen sehr unterschiedlich behandelt wird.

Gegenstand dieses Aufsatzes soll es sein, einen Überblick von Möglichkeiten aber auch Problemen der Integration von Habitatvariablen Raum, Zeit sowie der Umgang mit unterschiedlichen Skalenebenen in der Habitatmodellierung aufzuzeigen.

7.2 Daten- und Modellflut - können wir noch den Überblick behalten?

Die Fortschritte und Entwicklungsetappen in der Habitatmodellierung sind eng gekoppelt mit der zunehmenden Verbesserung der digitaler Datenerfassung und -verarbeitung sowie der zunehmenden Bereitstellung unterschiedlicher statistischer Software und Modellierungstools. Derzeit existiert eine bald unüberschaubare Menge an Möglichkeiten der digitalen Datengewinnung und -verarbeitung von Satelliten- und Luftbilddaten, terrestrische digitale Daten unterschiedlicher geometrischer als auch spektraler Auflösung stehen weltweit in relativ kurzen Zeitintervallen abrufbar zur Verfügung (vgl. Abbildung 7.1):

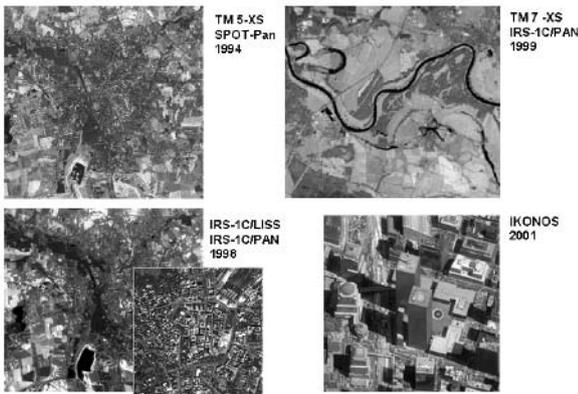


Abb. 7.1. Fernerkundungsdaten unterschiedlicher Sensoren als Datengrundlage für die Habitatmodellierung.

Sie stellen als abhängige Variablen eine wichtige Quelle für die Habitatmodellierung dar. Neben dem abiotischen Ressourcenangebot und verschiedenen Umweltparametern für das Habitat werden Raum- oder Habitatstrukturen (auch Landschaftsstruktur) zunehmend als abhängige Variablen in die statistische Habitatmodellierung eingebunden. Die Grundlagen zur Ableitung von Habitatstrukturindikatoren sind digitale Daten zu Habitat- bzw. Biotop- oder Flächennutzung, die beispielsweise aus Luft- und Satellitenbildern, Topographischen Daten, Terrestrischen Felduntersuchungen gewonnen werden (vgl. Tabelle 7.1).

Neben den genannten zahlreichen Möglichkeiten der Verwendung unterschiedlichster digitaler Daten als erklärende Variablen drängen auch immer mehr Tools zur Habitat- und Populationsmodellierung mit unterschiedlicher Zielausrichtung auf den Markt (vgl. Tabelle 7.2).

Die *Schnell- und Kurzlebigkeit* von Werten und Inhalten in unserer Gesellschaft hat auch zum Teil die Wissenschaft und den wissenschaftlichen Arbeitsstil erreicht. Zwang und Leistungsdruck verführen Wissenschaftler zunehmend, den Weg des „geringsten Aufwandes“ und der „schnellsten Ergebnisproduktion“ zu beschreiten. Immer häufiger wird das Augenmerk auf die Optimierung des statistischen Tests gelegt als eine genaue Analyse der Metainformationen wie Anwendbarkeit und Brauchbarkeit der digitalen Daten, zeitliche und geometrische Auflösung sowie notwendige Korrekturen, Fehler und Problembereiche beim Einsatz dieser Daten durchzuführen. Aber „was nützt dann am Ende das perfekt statistisch ausgearbeitete Habitatmodell, wenn die generierten Eingangsvariablen für die Analyse eigentlich nichts taugen?“

7.3 Ursachen für Habitatmodelle mit geringem Erklärungswert

Was können Ursachen für Habitatmodelle mit geringem Erklärungswert für das Vorkommen bzw. Nichtvorkommen von Arten sein?

7.3.1 Ursachen für Habitatmodelle mit geringem Erklärungswert können sein:

- a) Skala und Hierarchie
 - Wahl einer ungeeigneten Skala (räumlicher *Extent*) für das untersuchte Habitat der Art
 - Wahl einer ungeeigneten Rasterauflösung (räumlicher *Grain*) für die digitalen Daten
- b) Raum- und Habitatstruktur, Muster
 - unzureichende Informationstiefe der Daten
 - Fehler in der Aufbereitung der digitalen Ausgangsdaten
 - Unterschätzung der Abbildungstiefe aus Fernerkundungs- und Luftbilddaten
 - Aus Fernerkundungsdaten gewonnene Flächeninformationen (Land-Cover-Klassen) entsprechen nicht den für die Art notwendigen Habitatnutzungs- bzw. Biotoptypen
 - In Abhängigkeit von der Wahl der Ausgangsdaten wird das reale Muster des Habitats nicht korrekt digital abgebildet
 - Berechnete quantitative Indikatoren spiegeln nicht die wirklichen Ansprüche der untersuchten Art wider
- c) Zeit und Dynamik
 - Keine zeitliche Übereinstimmung zwischen Habitat- und Vorkommensdaten der Arten
 - Aufgrund von Mangel und ungeeigneter inhaltlicher Auflösung aktueller Daten werden alte Datensätze verwendet
 - Für Untersuchungen zu Veränderungen der Habitatstruktur werden Datensätze unterschiedlicher geometrischer und spektraler bzw. inhaltlich thematischer Auflösung eingesetzt (z.B. Landsat TM mit 30x30m, Spot XS mit 20x20m, Luftbilddaten, topographische Daten)
 - Daten werden von unterschiedlichen Personen aufgenommen, erfasst, klassifiziert - Entstehung subjektiver Datenfehler
- d) Prozeß und Funktion
 - Vielzahl einwirkender Faktoren überfrachtet das Modell, keine Transparenz mehr für die eigentlichen Prozesse
 - Schwierigkeiten bei der Kopplung von Faktoren unterschiedlicher Skalen
 - Probleme bei der Inwertsetzung von einwirkenden Habitat- und Umweltfaktoren
- e) Weitere mögliche Ursachen

Tabelle 7.1. Beispiele zur Erfassung von Raum- oder Habitatstrukturen aus unterschiedlichen Datenquellen.

Datentypen und Skalen	Untersuchte Arten im Habitatmodell	Literatur
Landsat MSS (60x60m)	unterschiedliche Taxa	Pearson et al. (1999)
Luftbilder (1:12.000, 1:24.000)	Vögel	Saab (1999)
Luftbilder(1:15.000)	Frösche	Pope et al. (2000)
Luftbilder (1:5.000, 1:10.000)	Bienen	Steffan-Dewenter et al. (2002)
Topographische Daten, Luftbilder (1:15.000)	Käfer	Holland (2003)
Terrestrische Habitateerfassungen	Krabben	Hovel (2003)

Tabelle 7.2. Beispiele von existierenden Tools zur Habitat- und Populationsmodellierung.

Habitat- bzw. Populationsmodelle	Literatur	Kosten	Plattform	Bezug/URL
Meta-X	Frank et al. (2003)	Frei	Windows	http://pinus.oesa.ufz.de/meta-x
PATCH	Schumaker (1997)	Frei	Linux/Unix	www.epa.gov/wed/pages/models/patch/patchmain.htm
BioMapper	Hirzel et al. (2002)	Frei	Windows	www2.unil.ch/biomapper
Vortex	Lacy (1993)	Frei	Windows	www.gis.uiuc.edu/gems/GEM/vortex.html
RAMAS GIS	Akçakaya & Root (2002)	Kommerziell	Windows	www.ramas.com
ALEX	Possingham & Davies (1995)	Frei	DOS/Windows	www.rsbs.anu.edu.au/Other%20content/ecosys/Alex/software.asp
TetrasPool	Sachot (2000)	Frei	Window	www2.unil.ch/tetraspool

- Schlechte Hypothesendefinition für die Art sowie Auswahl von ungeeigneten Habitatvariablen
- Gewählte Habitatvariablen sind nur „Sekundärvariablen“ und deuten auf einen völlig anderen Zusammenhang hin, der nicht Gegenstand der Modellanalyse ist
- Schwierigkeiten bei der Inwertsetzung der untersuchten Hypothesen in ein digitales Datenformat (Raster, Vektor)
- Fehler in den Präsenz-Absensdaten von Tier- oder Pflanzenarten
- Anwendung eines ungeeigneten statistischen Verfahrens
- Habitatvariablen spielen wirklich keine oder nur eine sehr untergeordnete Rolle für das Vorkommen bzw. Nichtvorkommen der Art

Die genannten Ursachen und möglichen Fehlerquellen für ein „schlechtes Habitatmodell“ sind sehr vielfältig und stehen nicht selten im Zusammenhang (vgl. Abb. 7.2). Um diese überhaupt verstehen zu können, müssen die folgenden Themen und Fragestellungen näher beleuchtet werden.

- A. Skala und Hierarchie
Frage: Auf welcher Skala, Hierarchieebene agiert meine untersuchte Art, finden art- und populations-spezifische Prozesse statt?
- B. Raum, Struktur und Muster
Frage: Durch welche Strukturen und Muster sind Habitate, Landschaften der untersuchten Art ge-

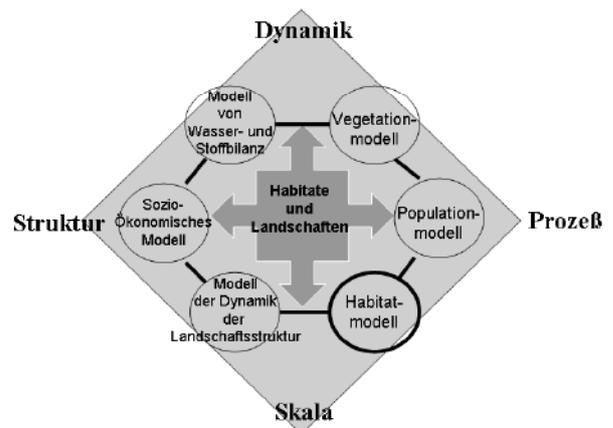


Abb. 7.2. Wichtige Kenngrößen, die bei der Variablengenerierung für das Habitatmodell beachtet werden müssen.

- kennzeichnet und wodurch unterscheiden sie sich von anderen Habitat- und Landschaftsstrukturen?
- C. Zeit und Dynamik
Fragen: Wie variieren Strukturen, Muster und Prozesse in zeitlichen als auch räumlichen Skalen? Welche Auswirkungen vollziehen sich auf das Vorkommen bzw. Überleben von Arten in sich zeitlich und räumlich ändernden Habitatstrukturen?
- D. Prozess und Funktion
Frage: Wie beeinflussen Strukturen, Muster, Dynamik sowie Skalen die untersuchten Prozesse und Funktionen?

7.4 A: Skala und Hierarchie

Es ist in der ökologischen Forschung zunehmend klarer geworden, dass die Wahl der richtigen oder für die Art geeigneten räumlichen Skala der Habitatuntersuchung eine außerordentlich große Rolle für den Erfolg oder Misserfolg der Analyse hat (Addicott et al. 1987; May 1994; Bellehumeur & Legendre 1998; Goodwin & Fahrig 1998; Schopf & Ivany 1998). Verschiedene Studien von Hecnar & MCloskey (1997); Bergin et al. (2000) und Steffan-Dewenter et al. (2002) konnten sogar zeigen, dass die Vorhersagekraft bzw. Aussagefähigkeit von Prädiktorvariablen nur unter bestimmten räumlichen Skalen bedeutsam ist. Dies bedeutet, dass aufgrund der Wahl einer für die untersuchte Art „unpassenden“ Skala die Art-Habitat-Beziehung übersehen bzw. nicht richtig identifiziert werden kann. Somit gewinnt die Aussage von O'Neill & Smith (2002, S. 3) insbesondere für die Habitatmodellierung an Bedeutung, die besagt: „*Many aspects of ecological processes change with the scale at which they are observed.*“

Was sind aber nun die Komponenten und Faktoren, die Skalen voneinander unterscheiden – oder was ist eine Skala?

Die Skala ist die räumliche und zeitliche Dimension eines Objektes oder Prozesses und wird durch die beiden Komponenten Grain und Extent charakterisiert.

Als *grain* bezeichnet man die kleinste mögliche Auflösung aus kürzester Entfernung einer Beobachtung. Häufig entspricht der Spatial Grain in Fernerkundungsdaten der geometrischen Auflösung des jeweils gewählten Sensors (Landsat-TM 30x30m Pixel Spatial Grain, Spot-XS 20x20m Pixel Spatial Grain). Als *extent* (Ausdehnung) hingegen bezeichnet man die kleinste mögliche Auflösung aus maximaler Entfernung einer Beobachtung.

Extent in der Habitatmodellierung

Untersuchungen zu Art-Habitat-Wechselwirkungen werden in räumlichen Skalen durchgeführt, die häufig dem durch Felduntersuchungen ermittelten Aktionsraum (*home range*) der Tierarten entsprechen. Die Spanne des jeweiligen Aktionsraumes der Tierarten kann jedoch in Abhängigkeit von Altersklasse, Geschlecht, sozialen Status, saisonale Schwankungen, Nahrungsangebot sowie Habitatqualität sehr unterschiedlich sein. Wie hoch die Spanne des Aktionsradius für Arten sein kann, zeigt Hovestadt et al. (1993, Tab. 7.3).

Hieraus ergibt sich für die Habitatmodellierung ein bereits zu Beginn der Analyse schwieriges Anfangsproblem. Auf welcher räumlichen Skala (räumlichen Extent - Ausdehnung) soll die Art-Habitat-Wechselwirkung untersucht werden? Ergebnisse von Holland (2003)

Tabelle 7.3. Beispiele für den Aktionsraum von Tierpopulationen (Hovestadt et al. 1993, S. 50)

Tierart	Aktionsraum
Kleiber	1 - 4 ha
Elster	5 - 10 ha
Sperber	10 - 3500 ha
Steinkauz	10 - 3500 ha
Uhu	1,2 - 2000 ha
Rotfuchs	400 - 1600 ha
Hermelin	2 - 250 ha
Mauereidechse	5 - 60 m ²

hinsichtlich der Wahl unterschiedlicher räumlicher Skalen zur Analyse von Art-Habitat-Wechselwirkungen zeigen, dass die gewählten Skalen für die Habitatmodellierung häufig viel kleiner sind als die Skalen, an denen die Art-Habitat-Beziehungen für die Tierarten am stärksten sind.

Die derzeitige Verfahrensweise in der Habitatmodellierung zur Auswahl des für die Art spezifischen Aktionsraumes bzw. den zu untersuchenden Extent des Habitats kann wie folgt zusammengefasst werden:

Definition des Aktionsradius (Home range) einer untersuchten Art durch:

- Kreise, Puffer für Punktvorkommen - unterschiedlicher Radien
- Quadrate, Messtischblattquadranten - unterschiedlicher Größen
- Regionen

In der Auswahl des Extent für die zu untersuchenden Habitate sind Felderhebungen, Telemetriemessungen, Verhalten der Tierarten, sozialer Status u.a) sicher von unschätzbarem Wert, jedoch lassen sich in der Summe der einwirkenden Einzelfaktoren diese nicht immer auf einen Einzelwert für den Aktionsraum herunterbrechen. Dies äußert sich auch in dem hohen Range für das Home range unterschiedlicher Tierarten (vgl. Hovestadt et al. 1993). Welche Auswirkungen die Wahl eines unterschiedlichen Extent des zu untersuchenden Habitats für die hieraus ermittelten Strukturparameter hat zeigen die Ergebnisse in der Abb. 7.3. In der vorliegenden Analyse wurden auf Grundlage einer Biotoptypenkartierung mit 12 Biotoptypen eine Vielzahl von Quadraten mit jeweils unterschiedlichem Extent (Quadrat in m x m) selektiert und nachfolgend die Strukturindikatoren PD - *Patch Density* sowie der ENN - *Euclidean Nearest-Neighbor Distance* ermittelt. Auffällig bei allen ermittelten Indikatoren ist, dass es besonders im großskaligen Bereich (250m x 250m bis 1000m x 1000m) zu extremen Änderungen der Werte für die untersuchten Strukturindikatoren kommt. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch Riitters et al. (1997), die unter Anwendung der *Moving-Window* Technik die Auswirkung von drei unterschiedlichen Extent (5 ha, 46 ha und 410 ha) im Hinblick auf Variablen im Habitatmodell untersuchten.

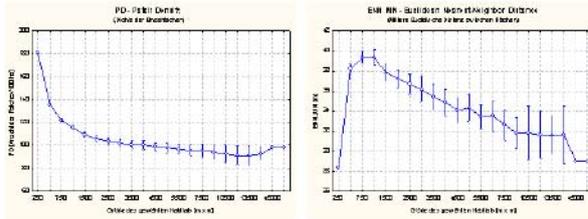


Abb. 7.3. Auswirkungen der Wahl eines unterschiedlichen *extent* auf die Landschaftsstrukturparameter PD - *Patch density* und ENN - *Euclidean nearest-neighbor distance*.

Schlussfolgerungen

Welche Schlussfolgerungen können im Hinblick auf Bedeutung der Skala (*Extent*) für die Habitatmodellierung gezogen werden:

1. Studien zur Habitatmodellierung mit Variablen auf ungeeigneten Skalen bringen nach Cale & Hobbs (1994) keinen wissenschaftlichen Gewinn. Werden ungeeignete Skalen in der Habitatmodellierung einbezogen, so bleibt völlig offen, ob
 - tatsächlich keine Beziehung zwischen Art und Variable bestand,
 - die räumliche Skala für die Art nicht angemessen ist, bzw. nicht richtig identifiziert wurde.
2. Studien zur Klärung der „geeigneten“ Skala für Vorhersagevariablen sind für Untersuchungen von Art-Habitat-Wechselwirkungen dringend erforderlich und allen weiteren Analysen innerhalb der Habitatmodellierung voranzustellen. Erst nach Sicherstellung der „geeigneten“ Skala für die zu untersuchende Art sind Rückschlüsse über bestehende Beziehungen zwischen Arten und Vorhersagevariablen zur Habitatusstattung (Art-Habitat-Wechselwirkung) möglich.
3. Die Bestimmung der geeigneten Skala für Arten ist nicht trivial. Es ist jedoch anzunehmen, dass die ökologische Beziehung zwischen der Art und der Variablen an der geeigneten Skala stark ist. Die Stärke der Beziehung lässt nach, wenn die Skala zu- oder abnehmend ist, d.h. ungeeignet ist (Holland 2003). In Arbeiten von Findlay & Houlihan (1997); Pope et al. (2000) und Holland (2003) wurden statistische Modelle mit der Zielstellung angewendet, die optimale (für die Art angepasste) Skala (aus multiplen Skalen) zur Erreichung einer maximalen Modellanpassung zu finden.

Folgende methodische Ansätze sind hierbei denkbar:

- Methoden zur Erfassung der räumlichen Variabilität von Strukturen
 - Korrelogramme, Variogramme
 - Mantelkorrelation

- Methoden zur Erfassung der räumlichen Heterogenitäten
 - Trendflächenanalysen
 - Lokal gewichtete Mittelwertsverfahren
 - Triangulationsverfahren
 - Kernel-Schätzer
 - Kriging-Verfahren

Grain in der Habitatmodellierung

In der Habitatmodellierung wird zunehmend auf Klassifikationsergebnisse von Fernerkundungsdaten unterschiedlicher geometrischer Auflösung zurückgegriffen. In Amerika ist dies ein seit langer Zeit gängiges Verfahren, das insbesondere in der kleinskaligen Habitatmodellierung breite Anwendung findet (Riitters et al. 1997; Pearson et al. 1999). Fernerkundungssensoren unterscheiden sich hinsichtlich ihrer spektralen als auch geometrischen Auflösung (*Grain*). Die Bandbreite der verwendeten Satelliten reicht hier von Wettersatelliten von 1 x 1 km (NOAA) bis hin zu den für die Habitatmodellierung bereits gängig eingesetzten Sensoren wie Landsat TM (30x30 Meter), Spot XS (20x20m), Ikonos (4x4 m). Woraus ergeben sich nun aber die Probleme für die Habitatmodellierung?

In einer Vielzahl von Untersuchungen konnte der direkte Zusammenhang zwischen der Quantifizierung von Habitat- und Landschaftsstrukturen und der Wahl unterschiedlicher Rasterzellgrößen (*grain*) ermittelt werden (Gardner et al. 1987; O'Neill et al. 1988; Turner 1989, 1990; Rami 1997; Wickham et al. 1997; Lausch 2000). Levin (1992) wies darauf hin, dass die Skalenabhängigkeit bei der Erfassung linearer Habitatstrukturelemente wie beispielsweise das Verkehrsnetz, Alleen, Gehölze gegenüber flächenhaften Strukturelementen größer ist, wodurch die aus linienhaften Biotopstrukturen erfaßten Habitatstrukturen eine vergleichbar hohe Maßstabsabhängigkeit zeigen.

Quantifizierte Habitatstrukturindikatoren zeigen gegenüber Änderungen der Rasterzellgröße (*grain*) jedoch ein unterschiedliches Verhalten. So konnten Wickham & Riitters (1995) nachweisen, dass es bei gewählten Rasterzellgrößen von 4, 12, 18 und 80 Meter/Pixel zu keinen bzw. nur sehr geringfügigen Veränderungen der Diversitätsindikatoren (*Shannon's diversity index*, *Simpson index*) kommt. Untersuchungen von Lausch (2000) mit Rastergrößen von 5 bis 30 Meter/Pixel bestätigen dies. Für die Mehrzahl der Indikatoren jedoch wurde eine Abhängigkeit des Indexwertes von der jeweils gewählten Rasterzellgröße (25 und 30 Meter) nachgewiesen (vgl. Tab. 7.4).

Folgende Ursachen sind für die Änderung der Habitatstrukturindikatoren bei Datensätzen mit unterschiedlichen *Grain* zu finden:

Aggregation, „Verklumpung“ oder Disaggregation von Rasterzellen führt zu Veränderung der Patch-Form

Tabelle 7.4. Beispiele der Veränderung von LSM auf Landschaftsebene bei der Verwendung unterschiedlicher Rasterzellgrößen des klassifizierten Satellitenbildes SPOT-XS 1994 (Lausch 2000).

Indikatoren der Habitatstruktur									
Grain [m]	SHDI	SHEI	LPI [%]	NP [#]	PD [# / 100 ha]	MPS [ha]	TE [m]	ED [m/ha]	MNN [m]
5	1,89	0,79	12,84	14463	23,97	4,17	8507160	141,02	83,70
10	1,89	0,79	12,84	14463	23,97	4,17	8507160	141,02	83,70
15	1,89	0,79	12,84	14463	23,97	4,17	8505195	140,98	82,30
20*	1,89	0,79	12,84	14463	23,97	4,17	8507160	141,02	83,90
25	1,89	0,79	12,87	16268	26,97	3,71	7849750	130,11	77,50
30	1,89	0,79	13,05	16213	26,89	3,72	7387920	122,53	81,80

*Ausgangsdatensatz zur Untersuchung der Auswirkungen von unterschiedlichem Grain auf Habitatstrukturindikatoren; SHDI *Shannons diversity index*, SHEI *Shannons evenness index*, LPI *Largest patch index*, NP *Number of patches*, PD *Patch density*, MPS *Mean patch size*, TE *Total edge*, ED *Edge density*, MNN *Mean nearest-neighbor distance*

(Fläche, Umfang) sowie zu Veränderung der Anzahl von gebildeten Einzelfächen (Patch-Anzahl).

Schlussfolgerungen:

Welche Schlussfolgerungen können im Hinblick auf Bedeutung der Skala (*grain*) für die Habitatmodellierung gezogen werden:

Die Rasterauflösung (*grain*) beeinflusst die Quantität von Habitatstrukturindikatoren. Über verschiedene Skalen (Grain) hinweg sind stabile Indikatoren nur für Diversitätsindikatoren als auch Indikatoren der Fraktalität (Rami 1997; Lausch 2000) bekannt. Finden in der Habitatmodellierung verschiedene Datensätze unterschiedlicher Rasterauflösung Anwendung (z.B. im Monitoring von Habitatstrukturen auf Basis unterschiedlicher Zeitschnitte und Fernerkundungsdatensätze), so ist erforderlich:

1. Durchführung von Voruntersuchungen zu den Auswirkungen bzw. dem Einfluss unterschiedlicher Rastergrößen auf Habitatstrukturindikatoren
2. Nach Möglichkeit sollten Datensätze (Fernerkundung) mit gleichem Grain für das Monitoring von Habitatstrukturen verwendet werden.
3. Ist die Verwendung von Datensätzen mit unterschiedlichem Grain (Spot-XS, IRS-1C, IKONOS) durch die zeitliche Auflösung der Daten dringend erforderlich, so sollte auf eine pixelbasierte Klassifikation der Fernerkundungsdaten verzichtet werden. Zur digitalen Erfassung der Habitatstrukturen ist auf die Verfahren der visuellen Interpretation mit digitaler Erfassung sowie den objektbasierten Verfahren der Bildklassifikation (Blaschke 2000) zurückzugreifen.

7.5 B. Raum, Struktur und Muster

In der Habitatmodellierung wird die Art-Habitatbeziehung durch Einsatz habitatcharakterisierender Variablen untersucht. Voraussetzung hierfür

jedoch ist die genaue Beobachtung und Charakterisierung von Raum, Struktur und Muster des Habitats. Die Erfassung und Umsetzung in digitale Datenformate von Strukturen und Muster der Habitaten in 2 bzw. 2,5 dimensionaler Richtung ist jedoch keineswegs trivial.

So wird die Betrachtung der Variable Raum (*spatial*) in zahlreichen Modellansätzen postuliert, bei der genaueren Betrachtung des „Raumbezuges“ im Modell zeigen sich aber gerade hier die unterschiedlichen Ansätze und Sichtweisen zum Objekt „Raumbezug“. Klassische Ansätze der Habitatmodellierung vernachlässigen den Raumbezug. So lassen sich hier eine Vielzahl von Modelltypen aufzählen, wo aufbauend auf mathematischen Ansätzen (vgl. Abb. 7.4) besonders Differentialgleichungen und Statistik zur Modellierung angewendet werden (*non-spatial model*). Demgegenüber schließen sich eine Vielzahl von Modelltypen an, die zur Raumabgrenzung rasterbasierte Ansätze verwenden. Der Raumbezug wird hier durch Verwendung von Grids oder Patches realisiert. Die Verwendung von zellulären Automaten hat sich hier für die Umsetzung in Modellen bewährt. Die Vorteile dieser Methode liegt in der Aufstellung von Regelsystemen für miteinander agierende Zellen. Ziel ist eine starke Vereinfachung der Strukturierung von Objekten bzw. der betrachteten Raumvariablen. In einem *spatially realistic model* (SRM) geht die Charakterisierung des Raumes einen Schritt weiter. Hier wird auch unter Verwendung von einheitlichen Grids versucht, bereits bestehende Strukturen von real existierenden Landschaften in zellulären Automaten abzubilden. Diese Ansätze kommen den GIS-integrierenden Modellansätzen bereits sehr nahe. Der Aufwand der Charakterisierung jeder Zelle mit einem Wert (Netzwerk oder Straße, Bebauungen, Wald) ist jedoch sehr hoch. Einschränkungen findet dieser Ansatz aber besonders in der Abbildung bzw. Integration von raumbezogenen abiotischen Parametern wie beispielsweise einem digitalen Höhenmodell oder die räumliche Variabilität von klimatischen Parametern.

In jüngster Zeit haben sich GIS-integrierende Modellansätze oder auch *spatially realistic GIS-integrated model* (SRGM) in der landschaftsökologischen Pro-

zeßforschung stärker etablieren können. Dies ist nicht verwunderlich, da die Entwicklung von raum-zeitlichen Modellen sehr eng mit der Entwicklung von geeigneten Methoden und Werkzeugen gekoppelt ist. Die besonderen Stärken von Geoinformationssystemen liegen in der Integration von raumbezogenen realistischen Informationen zur abiotischen als auch biotischen Strukturierung der Landschaft als auch der breiten räumlichen Analysemöglichkeit zwischen den einzelnen Informationsschichten. Somit ist es nicht verwunderlich, dass die GI-Systeme schnell Einzug in die landschaftsökologische Systemforschung gefunden haben.

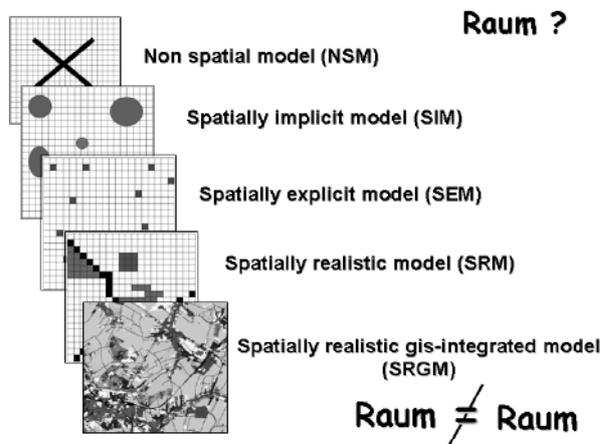


Abb. 7.4. Existenz unterschiedlicher Definition und Ansätze der Begriffe Struktur- und Raumbezug in Modellen

Konzentrieren wir uns auf die letztere Form des Raumbezugs - *Spatially realistic GIS-integrated model* (SRGM). In der Beantwortung der Frage, welche Bedeutung dieser Modelltyp für die Habitatmodellierung überhaupt hat, müssen wir den folgenden Fragen nachgehen:

- Welche Habitatstrukturen sind artrelevant?
- Wie erfasse ich diese artrelevanten Habitatstrukturen und setze sie in digitale Datenformate (Raster, Vektor) um - Inwertsetzung von Ansprüchen einer Art?
- Kann ich artrelevante Habitatstrukturen mit meinen vorliegenden digitalen Ausgangsdaten überhaupt erfassen bzw. *reicht meine Güte, Informationstiefe und Skala der Daten aus?*

a) Welche Habitatstrukturen sind artrelevant?

Für die Beantwortung dieser Frage müssen aus Literaturdaten, Felderhebungen bzw. Verhaltensbeobachtungen artspezifische Hypothesen abgeleitet werden. Hieraus ergeben sich die Anforderungen an die für die Habitatmodellierung notwendigen Daten (Habitatnutzung, Relief, Klima, Biotopstrukturen,

Boden, Windgeschwindigkeit und deren Datentiefe. Die Bedeutung des Aufstellens von Hypothesen für den Prozeß der Habitatmodellierung wird häufig unterschätzt. Mit den Hypothesen wird das theoretische Modell des Gesamtprozesses der Habitatmodellierung aufgestellt. In dieser Phase entscheiden sich, welche Faktoren in die Analyse einbezogen werden bzw. auf welche bereits jetzt verzichtet werden kann.

b) Wie erfasse ich diese artrelevanten Habitatstrukturen und setze sie in digitale Datenformate (Raster, Vektor) um - Inwertsetzung von Ansprüchen einer Art?

Sollen in die Habitatmodellierung struktur- und musterbeschreibende Variablen wie beispielsweise unterschiedliche Höenschichtungen der Vegetation, die Diversität von Habitatstrukturen bzw. Indikatoren von Habitatzerschneidung oder die Entfernung des Untersuchungshabitats zu anderen Objekten (Bebauung, Versorgungsleitungen, Gewässer) einfließen, so müssen Habitattypen (Bebauung, Verkehrsnetz u. a.) nach den gewünschten Zielrichtungen Inwert gesetzt bzw. Indikatoren quantifiziert werden. Ansätze zur Quantifizierung von Objekten hinsichtlich bestimmter Struktur- und Mustercharakteristika erhielten zwar mit der Arbeitsrichtung der nordamerikanischen Landschaftsökologen Forman & Gordon (1986); O'Neill et al. (1988); Turner (1990) und Wickham & Norton (1994) einen enormen Aufschwung, waren jedoch auch im deutschsprachigen Raum nicht unbekannt. So stützte sich die Extraktion quantitativer Merkmale von Inventar- und Arealstruktur aus Rasterdaten bereits in den 70er Jahren auf Arbeiten von Kilchenmann (1973); Rose & Schulz (1979); Henker (1983) und Hengelhaupt (1987). Die jedoch damals noch mäßige Entwicklung der digitalen Rechentechnik erschwerte eine Etablierung dieser Methoden.

Die theoretische Grundlage für die Ansätze der „Quantitativen Landschaftsanalyse“ stellt die Definition der Landschaftsökologie nach (Forman & Gordon 1986) dar. Sie besagt: „*Landscape ecology involves the study of landscape pattern, the interaction among patches with a landscape mosaic and how these pattern an interactions change over time*“. In Anwendung dieses Ansatzes werden drei wesentliche Betrachtungs- oder Berechnungsebenen - Patch, Klasse und Landschaft - unterschieden (vgl. Abb. 7.5. Davon ausgehend, können für alle drei Ebenen Landschaftsstrukturmaße (*Landscape metrics*, LSM) für Habitattypen auch Habitatstrukturindikatoren) berechnet werden.

Betrachtungs- und Berechnungsebenen von Landschaftsstrukturmaße (LSM)

Patchebene: Kleinste räumliche als homogen betrachtete Bezugseinheit. Landschaftsstrukturmaße dieser Ebene beschreiben besonders Parameter wie Form

und Größe jedes einzelnen Patches in der Landschaft sowie die Beziehung zum nächsten benachbarten Patch (Patches: Nr. 1-3, Abb. 7.5).

Klassenebene: Maße dieser Ebene beschreiben den räumlichen Charakter einer ganzen Klasse innerhalb des Landschaftsmosaiks, die sich aus mehreren Patches des selben Typs (z.B. Wald) zusammensetzt (Klassen: A-C, Abb. 7.5).

Landschaftsebene: Die Landschaftsmaße dienen der Analyse des räumlichen Charakters des Habitats bzw. der Landschaft in ihrer gesamten definierten Ausdehnung (Gesamtraum, Abb. 7.5).

Die meisten Maße basieren auf Messungen der Patchebene. LSM der Klassen- und Landschaftsebene stellen überwiegend statistische Größen (Mittelwerte, Summen, ...) der Maße auf Patchebene dar. Es obliegt dem Nutzer, welche Maße von welcher Ebene der Berechnung er als Variablen in die Habitatmodellierung heranzieht. Lausch (2000) und Tischendorf (2001) betonen jedoch, dass für die Habitatmodellierung insbesondere Strukturindikatoren der Klassenebene bedeutsam sind.

Die Maße, die auf Ebene der Klasse und der Landschaft berechnet werden, lassen sich in die zwei Grundkategorien einordnen, die auf verschiedene Art und Weise räumliche Strukturen beschreiben (McGarigal & Marks 1994): Maße der **Komposition** (Zusammensetzung der Landschaft) und Maße der **Konfiguration** (Anordnung der Landschaftselemente).

Am Beispiel der Biotoptypen- und Landnutzungskartierung sind Kompositionsmaße ein Ausdruck für die Vielfalt und den jeweiligen Flächenanteil der unterschiedlichen Landnutzungstypen in der Landschaft (z.B. Anzahl verschiedener Landnutzungsklassen, Anteil Ackerland). Die Konfigurationsmaße hingegen haben einen direkten räumlichen Bezug, indem sie beispielsweise die Form und Gestalt der Elemente in der Landschaft, ihre Lage in Bezug zu anderen Elementen oder die Art ihrer räumlichen Verteilung in der Gesamtlandschaft beschreiben (z.B. Form eines Waldpatches, Größe und Entfernung zwischen den Patches, Isolation usw.). Die Unterscheidung der LSM nach Maßen der Komposition und Konfiguration stellt nur eine von zahlreichen Möglichkeiten der Kategorisierung von Strukturindikatoren dar. So existieren weitere Einteilungen z.B. nach - Maßen für Lagebeziehungen, Kantenmaße, Formmaße, Maße der Diversität u.a.

Übersicht zu Programmen zur Berechnung von Strukturindikatoren:

Mit der Entwicklung des Programms FRAGSTATS V. 2.0 (McGarigal & Marks 1994) wurden erstmalig die Ansätze von Forman & Gordon (1986) in einer Software umgesetzt. Somit war es nun auch einer breiteren Menge von Landschaftsökologen möglich, Studien zur Habitat- und Landschaftsstrukturanalyse durch Einbeziehung quantitativer Indikatoren durchzuführen. Aus

der Grundversion des Softwarepaketes FRAGSTATS V. 2.0 wurden über die Jahre hinweg eine Vielzahl weitere Softwarepakete als Ableger der Grundversion entwickelt bzw. in GIS-Programme wie ArcInfo, ArcView und GRASS integriert. Tab. 7.4 zeigt eine Übersicht, über einen Großteil der derzeit existierenden Software sowie Tools zur Berechnung von quantitativen Indikatoren (vgl. Tab. 7.5).

Die Entscheidung für eines der möglichen Programme fällt besonders Neueinsteigern in der quantitativen Landschaftsökologie recht schwer. So sollten folgende Kriterien bei der Wahl des jeweiligen Tools bzw. Softwarepakets im Vordergrund stehen:

- Datenformat – Raster vs. Vektor
- Wahl der zu berechnenden Indikatoren
- Vorliegende PC-Plattform (Windows, Unix)
- Bestehende Datenmenge des Untersuchungsraumes (Rasterdaten: -Anzahl von Zeilen, Spalten, Patches; Vektordaten: - Anzahl der Polygone)
- „Geldbeutel“

e) Kann ich artrelevante Habitatstrukturen mit meinen vorliegenden digitalen Ausgangsdaten überhaupt erfassen bzw. reicht meine Güte, Informationstiefe und Skala der Daten aus?

Strukturindikatoren spielen seit den 80er Jahren eine immer größere Rolle für die Charakterisierung von Habitattypen und Landschaften, dem Monitoring von Habitatstrukturen sowie der Habitatmodellierung von Pflanzen- und Tierarten auf unterschiedlichen Skalenebenen. Als problematisch erweist sich jedoch der sprunghafte Anstieg der Generierung und Anwendung immer neuer Indizes, solange grundsätzliche Rahmenbedingungen der Erfassung und Quantifizierung ignoriert werden. So ist es nicht verwunderlich, dass nach umfangreichen Analysen innerhalb der Habitatmodellierung nur mäßige Ergebnisse in der Vorhersagbarkeit von Vorkommen und Nichtvorkommen von Arten erreicht werden. Die folgende Zusammenstellung soll nicht „abschrecken“, aber einen Einblick zu den möglichen Problemen bei der Ableitung von Landschaftsstrukturindikatoren aus Fernerkundungsdaten, Raster- und Vektordaten geben.

Probleme, die bei der Ableitung von LSM aus Fernerkundungsdaten bestehen können:

- Die digitale Erfassbarkeit von Habitat- und Land-Cover-Klassen und den daraus abgeleiteten Landschaftselementen (*Patches*) steht in engem Zusammenhang mit der spektralen Empfindlichkeit und geometrischen Auflösung der verwendeten Satellitenbildsensoren (Moody & Woodcock 1995; Baruth 1998; Lausch 2003).

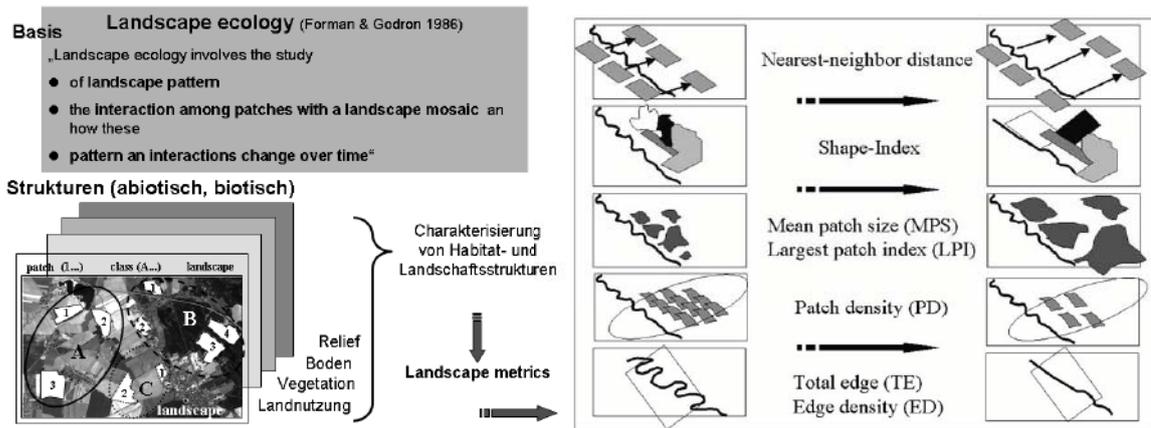


Abb. 7.5. Quantifizierung und Analyse von Habitat- bzw. Landschaftsstrukturindikatoren.

- Die Mischpixelproblematik bringt in Abhängigkeit von der Rasterzellgröße (Haberäcker 1985) Probleme bei der digitalen Erfassung kleinräumiger und linearer Landschaftselemente, wodurch das Muster bzw. die Zerschneidung der Landschaft durch Fernerkundungsdaten nur unzureichend bzw. nicht korrekt wiedergegeben wird (vgl. Abb. 7.6; Lausch 2000)
- Die Quantität nur weniger Raumstrukturmaße ist unabhängig vom Erfassungsmaßstab sowie von der gewählten Rasterzellgröße (Wickham & Riitters 1995; Rami 1997).
- Bei Verwendung von Fernerkundungsdaten unterschiedlicher Zeitschnitte zur Erfassung der Habitatdynamik führen die unterschiedlichen phänologischen Stadien der Fernerkundungsdaten zu unterschiedlichen Klassen, Klassenaggregationen und Klassifizierungsergebnissen.
- Es erfolgt eine Erfassung der Landbedeckung (*land-cover*) und nicht der Landnutzung (*land-use*).
- Die Auswahl der Klassen richtet sich vornehmlich nach den spektral erfassbaren Land-Cover-Klassen der verwendeten Sensoren und nicht vorrangig nach der Fragestellung, wodurch habitat- und populationsökologische Untersuchungen hinsichtlich der Beziehungen zu LSM erschwert werden.
- Fehlklassifikationen bewirken quantitative Änderungen der LSM.
- Es kommen unterschiedliche Prozesse (Eliminate, Filtermethoden) bei der Eliminierung von Kleinstflächen und Einzelpixeln im Prozeß der Fernerkundung zur Anwendung. Dies kann zu unterschiedlichen Ergebnissen bei der Quantifizierung von LSM führen.

Probleme, die bei der Ableitung von LSM aus Rasterdaten bestehen können:

- Die Raumeinheit *Patch* ist nur selten die optimale Bezugseinheit landschaftsökologischer Forschung

- (Diskrepanz zu Raumeinheiten wie Habitat, Biotop).
- Die Abgrenzung der kleinsten Bezugseinheiten Patch erfolgt unterschiedlich, woraus sich auch völlig andere quantitative Werte für die LSM ergeben.
- Aufgrund der Rasterverarbeitung kommt es zu unterschiedlichen systematischen Fehleinschätzungen der Grenzlänge bzw. Überschätzung von Linielängen (McGarigal & Marks 1994).
- Bei Verwendung unterschiedlicher Rasterzellgrößen zur Untersuchung von Landschaftsindizes ergeben sich quantitative Unterschiede der Strukturmaße (Wickham & Riitters 1995; Rami 1997; Lausch 2000).

Probleme, die bei der Ableitung von LSM aus Vektordaten bestehen können:

- Die Raumeinheit Patch wird durch die digitale Abgrenzung der Habitatstrukturen durch Vektoren erzeugt. Es bleibt hierbei völlig offen, ob diese Abgrenzung den individuenbasierten Abgrenzungen von Habitat- und Biotopstrukturen entsprechen. Die Patcheinheit stellt jedoch die Basis für einen Großteil der berechneten LSM dar.
- Die Grenzen zwischen Biotop – und Flächennutzungsstrukturen werden vom Interpreten erfasst und vektorieell linien- oder flächenscharf abgegrenzt.
- Diese sogenannten „harten Grenzen“ existieren nur in Kulturlandschaften (Grenzen zwischen Ackerland und Straßen ohne Ackerrandstreifenhabitate). Realistische Ökotonstrukturen wie beispielsweise Waldränder, Ackerrandstreifen werden in Abhängigkeit von der Skala der Digitalisierung häufig nicht abgebildet.
- Lineare Landschaftselemente wie Straßen, Hecken, Versorgungseinrichtungen, Gewässer u. a. werden in Abhängigkeit vom Maßstab der digitalen Erfassung

Tabelle 7.5. Übersicht über existierende Softwaretools zur Berechnung von quantitativen Landschaftsstrukturindikatoren.

Software, Tools	Datenformat	Kosten	Plattform	Bezug
FRAGSTATS	Raster	Frei	Windows; <i>stand-alone</i> Tool	McGarigal et al. (2002) http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html
FRAGSTATS ARC	Vektor	Kommerziell	Windows, Unix; nur in Kombination mit ArcInfo lauffähig	Firma Space Imaging http://www.innovativegis.com/products/fragstatsarc/index.html
FRAGSTATS for ArcView	Vektor	Kommerziell	Windows; nur in Kombination mit ArcView lauffähig	Firma Space Imaging http://www.innovativegis.com/products/fragstatsarc/index.html
Patch Analyst	Vektor/Grid	Frei	Windows; ArcView Extension; nur in Kombination mit ArcView lauffähig	Rob Rempel, Angus Carr http://www.lakeheadu.ca/~rrempe/p/patch/index.html
R.LE	Raster	Frei	Linux/Unix; nur in Kombination mit dem GIS-System GRASS lauffähig	Baker & Cai (1992) http://www.grass.itc.it/gdp/terrain/r_le_22.html
APACK	Raster	Kommerziell	Windows; nur in Kombination mit ArcView lauffähig	D. Mladenoff et al. http://landscape.forest.wisc.edu/projects/APACK/apack.html
Landscape Analyst	Raster	Frei	Windows; ArcView Extension, nur in Kombination mit ArcView lauffähig	Canaan Valley Institute and the Natural Resource Analysis Center at West Virginia University http://www.canaanvi.org/gis/lasds/la_promopage.html

vorrangig als Linien digitalisiert. Linienhafte Vektordaten (ohne bestehende Flächeninhalte) werden bei der Berechnung von LSM jedoch in den meisten Softwarepaketen nicht mit berücksichtigt, da keine Flächeninformation vorliegt. Das Buffern von Linienelementen ist ein aufwendiges und zeitintensives Verfahren, da sich Splitterflächen und Fehlbufferstellen nur schwer vermeiden lassen.

Schlussfolgerungen

Es können folgende Schlussfolgerungen im Hinblick auf Raum, Struktur und Muster für die Habitatmodellierung gezogen werden:

- Genaue Definition von Hypothesen und der sich hieraus ergebenden notwendigen geometrischen Auflösung und Informationstiefe von Daten der Fernerkundung
- Sollen kleinräumige Strukturen wie Hecken, Straßen, Versorgungseinrichtungen erfaßt werden, so ist folgendes zu beachten:
 - Verwendung von geometrische und spektral sehr hochauflösenden Fernerkundungsdaten (KONOS 4x4m, Quick Bird PAN 0,6x0,6m)
 - Neben Fernerkundungsdaten sollte auf Zusatzinformationen (Luftbild- und Topographische Daten, Biotoptypenkartierungen) zurückgegriffen werden
 - Möglicherweise sind Korrekturen der digitalen Daten (Linien als auch Flächen) erforderlich.
- Bei Verwendung mehrerer Datensätze der Fernerkundung zur Erfassung von Habitatstrukturänderungen sollte beachtet werden:
 - Verwendung von Fernerkundungsdaten mit dem gleichen Sensor und somit gleicher spektraler als auch geometrischer Auflösung (Landsat TM, SPOT XS) für unterschiedliche Zeitschnitte.
 - Lässt sich der Einsatz von unterschiedlichen Fernerkundungsdaten zur Untersuchung des Habi-

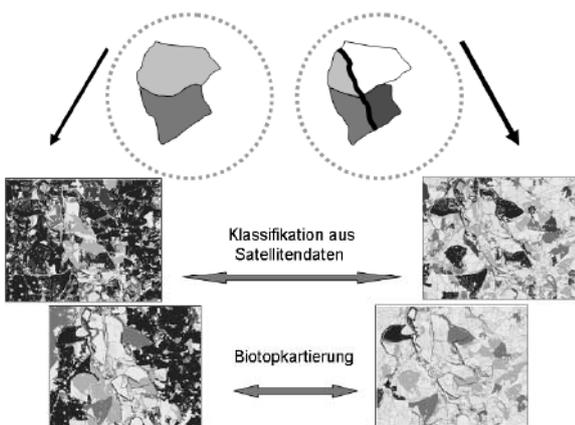


Abb. 7.6. Auswirkungen der korrekten digitalen Abbildung von linearen Elementen wie Straßen auf die Quantifizierung der Habitatstrukturindikatoren.

tatstrukturwandels nicht vermeiden (keine oder nur schlechte Datenverfügbarkeit, geringe Wiederholrate der Befliegung, Daten existieren bereits im Archiv), so ist das Verfahren der visuellen Interpretation mit digitaler Erfassung den Verfahren der automatischen Bildklassifikation vorzuziehen. Dieses Verfahren ist zwar sehr trivial und zeitaufwendig, minimiert aber die Fehler, die durch unterschiedliche zeitliche und geometrische Auflösungen der Fernerkundungsdaten innerhalb der Klassifikation entstehen und auch durch absolute Optimierung der Klassifikationsmethoden nicht für die Strukturanalyse zufriedenstellend beseitigt werden können.

- Bei der Quantifizierung von LSM sollten zur Vergleichbarkeit immer ähnliche Modellparameter verwendet werden.
 - Verwendung der gleichen Definition eines Patches (4er, 8er- Umgebung).
 - Jeweils gleiche Anzahl der eingehenden Klassen.
 - Einheitlicher Grain für alle untersuchten Rasterdaten.

7.6 C. Zeit und Dynamik

Ein wichtiger Bestandteil von Modellen ist neben der Realisierung des Attributes „Raum“ die Integration der „Zeit“ als Variable. Landschaftsökologische Prozesse wie beispielsweise Urbanisierung, Feuerausbreitung, Landschaftsveränderung, Erosion, Schadstoffausbreitung u.v.a. sind räumlich-zeitliche Vorgänge. Will man einen Prozeß simulieren, so müssen Raum (Strukturen/Geoobjekte) und Zeit im Modell Berücksichtigung finden.

Ist der Raumbezug in Modellansätzen (Gridmodelle, zelluläre Automaten) in *spatially* impliziten und *spatially* expliziten Modellen bereits seit längerer Zeit realisiert, steht die Nutzung von *spatially realistic GIS integrated models* in engem Zusammenhang mit Verbesserungen der GI-Systeme. Gleiches gilt auch für die Integration der Variable Zeit in Modellansätze.

Der derzeitige Entwicklungsstand der GIS-Modellierung erlaubt zwar die Analyse von Veränderungen räumlicher Informationen über einen Zeitraum/Zeitspanne hinweg, jedoch werden hier jeweils einzelne Informationslayer (z.B. Landnutzungsstrukturen unterschiedlicher Zeitschnitte) zeitlich miteinander verglichen. Gegenwärtige GI-Systeme werden daher auch als atemporale GI-Systeme (Langran 1989) bezeichnet. Durch Vergleich von Objekten und Strukturen (Landnutzungsdaten) aus zwei unterschiedlichen Zeitschnitten ist „sekundär“ eine Veränderungsanalyse möglich, die Eingang in die Habitatmodellierung finden kann.

In neuen GIS-Entwicklungen kommt der Variablen Zeit jedoch im raum-zeitlichen Modell der Geoinformation (4D GIS) eine besondere Bedeutung zu. Geo-Objekte, Strukturen als auch Funktionen, die wiederum in unterschiedlicher Weise auf die Objekte und Strukturen zurückwirken, verändern sich mit der Zeit. Landschaftstypen mit einer hohen Dynamik (z.B. Tagebaulandschaften) führen im Zeitverlauf zu völlig anderen Raumstrukturen. Ohne die Integration des Zeitfaktors (z.B. durch unterschiedliche temporale Landnutzungsdaten) geht das Systemmodell immer von gleichen statischen Zuständen der Landschaftsstruktur aus. Prozeßabläufe werden in Landschaftsmodellen jedoch häufig über einen sehr langen Zeitraum simuliert. So sind Simulationszeiten von 50 bis 100 Jahren und mehr nicht selten. Werden im Modell auch zeitliche Änderungen der Raumstrukturen nicht mit berücksichtigt, kommt es zu völlig anderen Modellergebnissen.

Die Landschaft ist hoch komplex. Ihre Struktur und Zusammensetzung ist das Abbild eines kultur- und wirtschaftshistorischen Entwicklungsprozesses. Strukturen und Objekte unserer Landschaft sind der Kraft, als Ursache für Bewegungsänderungen in Richtung als auch Intensität, unterschiedlich ausgesetzt. Für alle Objekte gibt es zunächst einmal eine gewisse „Gleichberechtigung von Ruhe und Bewegung“. Die Intensität und Richtung der Bewegung wird von Triebkräften bestimmt, die unterschiedliche Ursachen haben. Ziel von Modellen zum Landschaftswandel ist es, Intensität, Richtung und Lokalität von Objektveränderungen zu analysieren und die Triebkräfte als Ursachen für Veränderungen in der Landschaft zu erfassen. Diese Ursachen der Dynamik als auch Stärke, Richtungen und Tendenzen sind wichtige Variablen dynamischer Landschaftsmodelle.

Wie erfasst man aber die Dynamik von Objekten? Dynamik lässt sich nur in relativ zu einem Bezugsobjekt definieren. Nun verharren aber nur wenige Objekte in einem wirklichen Ruhezustand. Wir können die Dynamik von Objekten anhand von zeitlichen- und räumlichen Bezugseinheiten, die wir selbst aufstellen und definieren müssen, messen. Ob es diese raum-zeitlichen Bezugseinheiten in der Landschaft überhaupt gibt, wird häufig nicht in Frage gestellt. Seit langer Zeit wissen wir schon, dass es gar keine Bezugseinheit gibt, auf die man das raum-zeitliche Geschehen von Landschaftsveränderungen so richtig beziehen kann. Dynamik ist ein stetiger Prozeß ohne direkt messbaren „Anfang“ sowie „direkt messbares Ende“. Die Schwierigkeit der Einordnung des Prozesses der Landschaftsveränderung und seine Quantifizierung zeigt sich an den zur Anwendung kommenden Modellen zur Erfassung der Landschaftsdynamik und ihren Ursachen:

Hierbei wird unterschieden zwischen:

Methoden und Modellen zur Analyse von Veränderungen zwischen Objekten und Strukturen

1. Statistische Verfahren (räumliche/äräumliche Veränderungsmodelle)
 - deskriptive Statistik (Häufigkeitsverteilung, Mittelwerte, Flächenanteile, Min, Max)
 - Markov-Modelle (Schätzungen der Wahrscheinlichkeiten der Änderungen)
2. Verfahren der Bildverarbeitung - (räumliche Veränderungsmodelle)
 - Matrixbildberechnung/Bildung von Differenzbildern
 - Verfahren von Change detection
3. Verfahren der Strukturanalyse (räumlich/äräumliche Veränderungsmodelle)

Bestimmung von Komposition/Konfiguration von Strukturen (*landscape metrics*) mit nachfolgendem Methodeneinsatz von 1 und 2

Methoden zur Analyse der Ursachen von Landnutzungsstrukturen und Landnutzungsänderungen

4. Statistische Verfahren (räumliche/äräumliche Veränderungsmodelle)
 - Regressionsmodelle
 - Diskriminanzanalysen

Für die Untersuchung der Landschaftsdynamik vergleichen wir zunächst die Landschaftsstrukturen, die wir durch unsere Daten - seien es topographische Daten oder Fernerkundungsdaten abbilden können. Somit legt jeder Wissenschaftler für die Untersuchung der Landschaftsveränderung einerseits „seine Landschaft“ mit den charakteristischen Strukturen (Abbild des vorliegenden Datenmaterials) als auch seine untersuchten „eigenen Zeitschnitte“ fest. Da für diesen Prozeß niemals ein direkter „Anfang“ als auch ein „direktes Ende“ definiert werden kann, werden Veränderungen von Landnutzungsstrukturen als relatives Maß (relative Landschaftsdynamik) untersucht. Dies bedeutet, dass eine gegebene Objekt- und Raumstruktur als raum-zeitliche Bezugsseinheit (Masterbild) definiert werden muß. Von dieser Bezugsseinheit ausgehend, werden dann alle nachfolgend untersuchten Strukturen (*slave-Bild*) relativ zum Masterbild ermittelt (vgl. Abb. 7.7). Können mögliche Ursachen als auch Trends der Landschaftsveränderung ermittelt werden, so sind diese wichtige Eingangsvariablen für landschaftsökologische Habitatmodelle.

Literaturverzeichnis

- Addicott, J. F., Aho, J. M., Antolin, M. F., Padilla, D. K., Richardson, J. S. & Soluk, D. A. 1987. Ecological neighborhoods: scaling environmental patterns. *Oikos*, 49:340–346.
- Akçakaya, H. R. & Root, W. 2002. *RAMAS Metapop: Viability Analysis for Stage-structured Matapopulations (Version 4.0)*. Applied Biomathematics. Setauket, New York.
- Baker, W. L. & Cai, Y. 1992. The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. *Landscape Ecology*, 7:291–302.
- Baruth, B. 1998. Satellitendaten für den natur- und artenschutz. *Geographische Rundschau*, 50:84–88.
- Bellehumeur, C. & Legendre, P. 1998. Multiscale sources of variation in ecological variables: modeling spatial dispersion, elaborating sampling designs. *Landscape Ecology*, 13:15–25.
- Bergin, T., Best, L. B., Freemark, K. E. & Koehler, K. J. 2000. Effects of landscape structure on nest predation in roadsides of a midwestern agroecosystem: a multiscale analysis. *Landscape Ecology*, 15:131–143.
- Blaschke, T. 2000. Landscape metrics: Konzepte eines jungen Ansatzes der Landschaftsökologie im Naturschutz. *Archiv für Naturschutz & Landschaftsforschung*, 9:267–299.
- Cale, P. G. & Hobbs, R. J. 1994. Landscape heterogeneity indices: problems of scale and applicability, with particular reference to animal habitat description. *Pacific Conservation Biology*, 1:183–193.
- Findlay, C. S. & Houlihan, J. 1997. Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology*, 11:1000–1009.
- Forman, R. T. T. & Gordon, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Frank, K., Lorek, H., Köster, F., Sonnenschein, M., Wissel, C. & Grimm, V. 2003. *META-X Software for Metapopulation Viability Analysis*. Springer, Berlin.
- Gardner, R. H., Milne, B. T., Turner, M. G. & O'Neil, R. V. 1987. Neuronal models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1:19–28.
- Goodwin, B. J. & Fahrig, L. 1998. Spatial scaling and animal population dynamics. In Peterson, D. & Parker, V. T., editors, *Ecological Scale: Theory and Application*. Columbia University Press, New York.
- Gustafson, E. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems*, 1:143–156.
- Haberäcker, P. 1985. *Digitale Bildverarbeitung. Grundlagen und Anwendungen*. Carl Hanser Verlag, München.
- Hecnar, S. J. & McCloskey, R. T. 1997. Spatial scale and determination of species status of the green frog. *Conservation Biology*, 11:670–682.
- Hengelhaupt, U. 1987. *Experimentelle Anwendung von Methoden der digitalen Bildverarbeitung zur geographischen Analyse und kartographischen Darstellung der Flächennutzung*. Dissertation.
- Henker, S. 1983. *Methodische Untersuchungen zur rechnergestützten kartographischen Analyse und Bilanz der Flächennutzung auf der Grundlage kosmischer MS-Aufnahmen*. Diplomarbeit, TU Dresden.
- Hirzel, A., Hausser, J. & Perrin, N. 2002. *Biomapper 2.0*. Lab. for Conservation Biology, Lausanne.
- Holland, J. D. 2003. *Factors affecting the extinction threshold and scale of habitat interaction in cerambycid beetles*. Phd-thesis, Carleton University Ottawa, Ontario.
- Hovel, K. A. 2003. Habitat fragmentation in marine landscapes: relative effects of habitat cover and fragmentation on juvenile crab survival in California and North Carolina seagrass beds. *Biological Conservation*, 110:401–412.

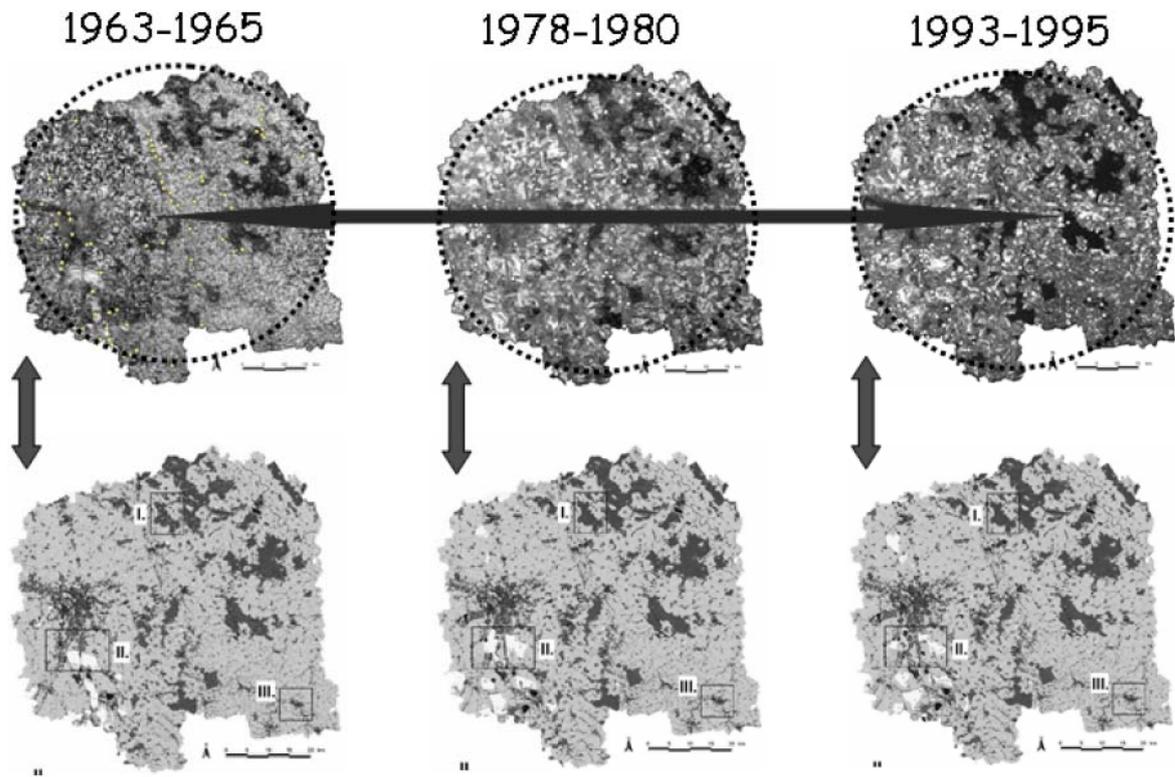


Abb. 7.7. Untersuchungen der Änderungen von Habitatstrukturen für drei Zeitschnitte und deren Auswirkungen auf das Vorkommen von Arten.

- Hovestadt, T., Roeser, J. & Mühlenberg, M. 1993. *Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft*. Berichte aus der ökologischen Forschung Bd. 1. Jülich.
- Kilchenmann, A. 1973. Die Merkmalsanalyse für Nominaldaten eine Methode zur Analyse von quantitativen Daten, basierend auf einem informationstheoretischem Modell. *Geoforum*, 15:33–45.
- Lacy, R. C. 1993. *VORTEX: A Computer Simulation Model for Population Viability Analysis*. Wildlife Research.
- Langran, G. 1989. A review of temporal database research and its use in gis applications. *Int. J. Geographical Information Systems*, 3.
- Lausch, A. 2000. *Raum-zeitliches Monitoring von Landschaftsstrukturen in der Tagebauregion Südraum Leipzig mit Methoden der Fernerkundung und Geoinformation*. Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- Lausch, A. 2003. Analysis of spatio-temporal changes in landscape structure. In Müller, F., Kepner, W. & Caesar, K., editors, *Landscape Science for Environmental Assessment Proceedings from a CCMS Pilot Study Meeting at Salzwau Castle, Germany from 21.-23.11.2002 Kiel*, volume 10 of *EcoSys Beiträge zur Ökosystemforschung*, pages 77–87.
- Levin, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73:1943–1967.
- May, R. M. 1994. The effects of spatial scale on ecological questions and answers. In Edwards, P. J., May, R. M. & Webb, N. R., editors, *Large-Scale Ecology and Conservation Biology*. Blackwell, Oxford.
- McGarigal, K. 2001. Landscape pattern metrics. fragstats documentation – background material. Technical report, http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats_documents.htm.
- McGarigal, K., Cushman, S. A., Neel, M. & Ene, E. 2002. Fragstats: Spatial pattern analysis program for categorical maps.
- McGarigal, K. & Marks, B. 1994. *FRAGSTATS- Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis, OR 97331.
- Moody, A. & Woodcock, C. E. 1995. The influence of scale and the spatial characteristics of landscapes on land-cover mapping using remote sensing. *Landscape Ecology*, 10:363–379.
- O'Neill, R., Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., Jackson, B., Angelis, D. L. D., Milne, B. T., Turner, M. G., Zygmunt, B., Christensen, S. W., Dale, V. H. & Graham, R. L. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1:153–162.

- ONeill, R. V. & Smith, M. A. 2002. Scale and hierarchy theory. In Gergel, S. E. & Turner, M. G., editors, *Learning Landscape Ecology a Practical Guide to Concepts and Techniques*, pages 3–8. Springer, New York.
- Pearson, S. M., Turner, M. G. & Drake, J. B. 1999. Landscape change and habitat availability in the southern Appalachian highlands and Olympic peninsula. *Ecological Applications*, 9(4):1288–1304.
- Pope, S. E., Fahrig, L. & Merriam, H. G. 2000. Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. *Ecology*, 81:2498–2508.
- Possingham, H. P. & Davies, I. 1995. ALEX: A population viability analysis model for spatially structured populations. *Biological Conservation*, 73:143–150.
- Rami, M. 1997. *Landschaftsstrukturmaße und Satellitenbildfernerkundung. Entwicklung des Programms METRICS und seine Anwendung auf LANDSAT- und NOAA-Szenen aus dem Bereich Schwarzwald/Oberrhein*. Diplomarbeit, Universität Bonn.
- Riitters, K. H., O'Neill, R. V. & Jones, K. B. 1997. Assessing habitat suitability at multiple scales: a landscape-level approach. *Biological Conservation*, 81:191–202.
- Rose, R. & Schulz, R. 1979. *Erderkundungs-Klassifizierung von Objekten multispektraler Bilder mit unsupervised Methoden unter besonderer Berücksichtigung der natürlichen Texturen*. IRL-Bericht 42, Berlin (West).
- Saab, V. 1999. Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. *Ecological Applications*, 9:135–151.
- Sachot, S. 2000. *TetrasPool 1.0.2. A spatially structured population viability analysis package*. Institute of Ecology, University of Lausanne.
- Schopf, K. M. & Ivany, L. C. 1998. Scaling the ecosystem: a hierarchical view of stasis and change. In McKinney, M. L. & Drake, J. A., editors, *Biodiversity Dynamics: Turnover of Populations, Taxa, and Communities*. Columbia University Press, New York.
- Schumaker, N. H. 1997. A users guide to the PATCH model. EPA/600/R-98/135. Technical report, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory.
- Steffan-Dewenter, I., Munzenberg, U., Burger, C., Thies, C. & Tscharntke, T. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83:1421–1432.
- Tischendorf, L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology*, 16:235–254.
- Turner, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20:171–197.
- Turner, M. G. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*, 4:21–30.
- Wickham, J. D. & Norton, D. J. 1994. Mapping and analyzing landscape patterns. *Landscape Ecology*, 9:7–23.
- Wickham, J. D., O'Neill, R. V., Riitters, K. H., Wade, T. G. & Jones, K. B. 1997. Sensitivity of selected landscape pattern metrics to land-cover misclassification and differences in land-cover composition. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 63:397–402.
- Wickham, J. D. & Riitters, K. H. 1995. Sensitivity of landscape metrics to pixel size. *International Journal of Remote Sensing*, 16:3585–3594.

7.7 Datenblatt

7.7.1 Datenquellen

- Fernerkundungsdaten unterschiedlicher Sensoren (Landsat TM, Corona, IRS-1C)
- Luftbilddaten (1:25.000)
- Topographische Daten
- Biotoptypenkartierung Sachsen (1993)
- Abiotische und klimatische Daten
- Brutvogelkartierungen (Rasterkartierung Sachsen, Punktkartierung Regierungsbezirk Leipzig)

7.7.2 Software

ArcInfo, ArcView, Erdas Imagine, FRAGSTATS V. 3.3

7.7.3 Webressourcen

Siehe Tabellen 7.2 und 7.5.

7.7.4 Kommentiere Literatur

- Forman & Gordon (1986) Grundlagenwerk der Ansätze zur Quantitativen Landschaftsökologie
- Gustafson (1998) Sehr gute Übersicht des *state-of-the-art* zur Quantifizierung von Landschaftsstrukturen
- McGarigal (2001) Sehr gute inhaltliche und strukturelle Beschreibung der Ansätze, Berechnungen als auch Probleme der Quantifizierung von Landschaftsstrukturen unter Verwendung der Software FRAGSTATS 3.3

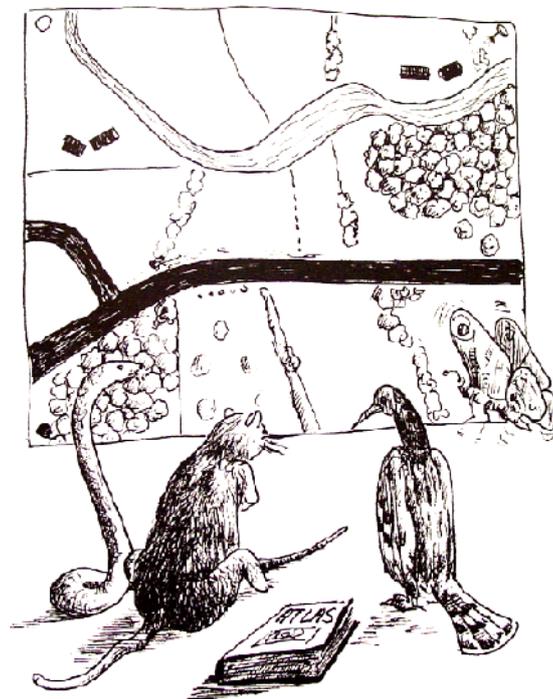
HABITATMODELLE

Methodik, Anwendung, Nutzen

Herausgeber

Carsten F. Dormann
Thomas Blaschke
Angela Lausch
Boris Schröder
Dagmar Söndgerath

Tagungsband
zum Workshop
8.-10. Oktober 2003,
UFZ Leipzig



UFZ - UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM
LEIPZIG-HALLE GMBH IN DER HELMHOLTZ-GEMEINSCHAFT