

Integration von Landschaftsveränderungen in ein Habitatmodell mittels Markov-chain-Methodik

Annelie Holzkämper

¹ Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Robert-Koch-Str. 26-28, 48149 Münster

² Angewandte Landschaftsökologie, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig, Email: annelie.holzkaemper@ufz.de

10.1 Einleitung

Die Landschaft im „Südraum Leipzig“ ist durch den großflächigen Braunkohletagebau über einen Zeitraum von fast siebenzig Jahren nachhaltig verändert worden. Nach der Nutzungsaufgabe um 1990 kam es auf den riesigen Flächen brachliegenden Offenlands zur Ausbildung sehr heterogener Standortverhältnisse, was einer Vielzahl von seltenen Tier- und Pflanzenarten Lebensräume bot (Lausch 2000). So weist auch der Flussregenpfeifer einen Verbreitungsschwerpunkt in der Bergbaufolgelandschaft des Südraums Leipzig auf, nachdem er seines primären Bruthabitats größtenteils beraubt wurde (Bomhard 2002; Küster 2003).

Diese Arbeit beschäftigt sich daher mit der Frage, wie sich die Landschaft im Tagebauggebiet des Südraums Leipzig nach Aufgabe des Abbaubetriebes im Einzelnen verändert hat, welche Unterschiede sich in der Landschaft zeigen, wenn man einerseits den stärker natürlich geprägten frühen Entwicklungsabschnitt (1990-1994) und andererseits die folgende, zunehmend anthropogen beeinflusste Entwicklungstendenz (1994-1996) zugrunde legt und wie sich diese Unterschiede auf die Bruthabitateignung für den Flussregenpfeifer als typische Offenlandart auswirken. Zur Bearbeitung dieser Fragestellung wurde ein dynamisches und räumlich explizites Landschaftsmodell entwickelt, das die Veränderung in beiden Zeitabschnitten nachvollzieht. Über eine Koppelung des

Landschaftsmodells mit einem Habitateignungsmodell für den Flussregenpfeifer wurde dabei eine Verbindung zwischen Landschaftsstruktur und Landschaftsfunktion hergestellt werden.

10.2 Methoden

10.2.1 Konzept des Landschaftsmodells

Zur Modellierung der Landnutzungsänderungen wurde ein stochastisches Modell entwickelt, das unterschiedliche Modell-Ansätze (Markov-Modell, Zelluläre Automaten) miteinander verbindet. Ein einfaches Markov-Modell wird zur Vorhersage der Komposition (Zusammensetzung) verwendet. Dies lässt jedoch keine räumlich-explizite Prognose der Landschaftsveränderung zu (Sklar & Constanza 1991). Um die Konfiguration (räumliche Verteilung der Landnutzungsklassen) der Landschaft modellieren zu können, bedarf es deshalb einer Erweiterung, die bestimmt, wo die durch das Markov-Modell vorhergesagten Übergänge stattfinden. In Anlehnung an das Landschaftsmodell DINAMICA (Soares-Filho et al. 2002) wird dazu die vorhergesagte Anzahl an Übergängen zu verschiedenen Anteilen durch eine Expander- und eine Patcher-Funktion ausgeführt.

Die Expander-Funktion führt Übergänge ausgehend von Eckzellen zusammenhängend und nachbarschafts-

abhängig aus, so dass bestehende Patches entweder vergrößert oder verkleinert werden. Durch Ausführung der Patcher-Funktion werden dagegen neue Patches in der Landschaft gebildet, da die Übergänge hier im Gegensatz zur Expander-Funktion unabhängig von Eckzellen ausgeführt werden.

Das dynamische Landschaftsmodell wurde für die beiden unterschiedlichen Zeitabschnitte angepasst, so dass die generellen Entwicklungstendenzen Musterorientiert nachvollzogen werden. Das Landschaftsmodell I simuliert somit den Entwicklungsabschnitt von 1990 bis 1994, während das Landschaftsmodell II die Entwicklung zwischen 1994 und 1996 nachvollzieht. An beide Modelle wurde das statische Habitateignungsmodell für den Flussregenpfeifer gekoppelt, das auf Basis der simulierten Landnutzungskarte eine Karte der Bruthabitateignung erstellt.

Zur Untersuchung der beiden unterschiedlichen Entwicklungsabschnitte und deren Auswirkungen auf die Bruthabitateignung für den Flussregenpfeifer wurden mit dem gekoppelten Landschaftsmodell I - ausgehend vom Landschaftszustand 1990 - die Szenarien 1996 und 2020a erstellt und mit dem Landschaftsmodell II auf Basis der Landnutzungskarte 1994 das Szenario 2020b (s. Abb. 10.1).

10.2.2 Umsetzung des Landschaftsmodells

Die Modellumsetzung erfolgte mithilfe der Modellierumgebung SELES (Fall 2002). Dabei handelt es sich um ein Werkzeug zur strukturierten Entwicklung von räumlich expliziten Landschaftsmodellen auf Rasterbasis, das im Wesentlichen für die Ereignis-orientierte Simulation entwickelt wurde. Ein Landschaftsmodell setzt sich dann aus einem oder mehreren Teilmodellen (Landscape Events = LSE) zusammen, in denen die Prozesse, die den Zustand einer Landschaft verändern, beschrieben werden. Dennoch sind aber verschiedene Modellansätze umsetzbar.

Im dynamischen Landschaftsmodell erfüllen so 29 Landscape Events unterschiedliche Teilfunktionen (s. Abb. 10.2). Zu Beginn jedes Zeitschnitts werden mithilfe der Übergangswahrscheinlichkeiten die gesamten Anzahlen an Übergängen vorhergesagt und zu verschiedenen Anteilen den beiden Übergangsfunktionen zugeteilt. Diese Werte werden in globalen Variablen gespeichert, was dann den Zugriff durch die LSE's der Expander- und Patcher-Funktion erlaubt.

Gleichzeitig wird durch zehn verschiedene *landscape events* (eins für jede Landnutzungsklasse) die Ausweisung der Eckzellen als Grundlage für die Expander-Funktion vorgenommen. In einzelnen Layern werden dann die Zellen gespeichert, die an die jeweilige Klasse grenzen.

Die Expander-Funktion des Modells setzt sich aus neun verschiedenen LSE's (eins für jede veränderliche

Landnutzungsklasse) zusammen, die nach dem gleichen Schema aufgebaut sind. Jedes dieser Teilmodelle führt dabei die Übergänge zu einer Klasse durch. Zunächst wird eine festgelegte Anzahl an Initialzellen zufällig auf alle Eckzellen verteilt, die an die betreffende Klasse grenzen. Die Wahrscheinlichkeit einer Initiierung verschiedener Klassen hängt dabei vom Verhältnis der Anzahl durchzuführender Übergänge zur Anzahl der potentiell für eine Initiierung geeigneten Zellen ab. Anschließend geht von jeder Initialzelle eine Ausbreitung des Ereignisses bis maximal zu einer durch die Variable *ClusterSize* festgelegten Größe aus. Jede Zelle, die so von einem Ereignis getroffen wird, geht dann in die betreffende Klasse über, wenn die maximale Ausdehnung ausgehend von der Initialzelle noch nicht erreicht wurde, wenn in der betreffenden Zelle noch kein Übergang stattgefunden hat, wenn nicht schon an der gegenüberliegenden Seite der Grenze ein Übergang anderen Typs stattgefunden hat (also die entsprechende Zelle nicht an eine Zelle grenzt, die bereits in eine andere Klasse übergegangen ist) und wenn die vorhergesehene Anzahl der Übergänge noch nicht erreicht wurde. Eine Nachbarschaftsabhängigkeit kann für jeden einzelnen Übergangstyp gesondert definiert werden, wodurch die Komplexität des entstehenden Musters genauer steuerbar wird. Sind nicht alle Bedingungen für einen Übergang erfüllt, verändert sich die Nutzungsklasse der Zelle nicht.

Ebenso wie die Expander-Funktion setzt sich auch die Patcher-Funktion aus neun LSE's mit ähnlichem Aufbau zusammen. Zunächst werden die Initialzellen zufällig auf die Fläche aller veränderlichen Klassen verteilt mit Ausnahme der betreffenden Klasse selbst. Dabei entspricht die Anzahl an Initialzellen der Summe an Übergängen, die von der Patcher-Funktion auszuführen sind. Die Wahrscheinlichkeit einer Initiierung hängt hier davon ab, wie hoch der Anteil durchzuführender Übergänge - ausgehend von der jeweiligen Klasse - an der Gesamtheit der von der Patcher-Funktion durchzuführenden Übergänge ist. Nach dem gleichen Prinzip wie bei der Expander-Funktion breitet sich dann nacheinander ausgehend von jeder einzelnen Initialzelle ein Übergangsereignis aus. In den so von einem Ereignis betroffenen Zellen findet dann ein Übergang statt, wenn die maximale Ausdehnung noch nicht erreicht wurde, in der bearbeiteten Zelle bisher noch kein Übergang stattgefunden hat und wenn noch nicht alle vorhergesagten Übergänge dieses Typs ausgeführt wurden. Grundsätzlich werden Zellzustandsänderungen durchgeführt, solange der vorgegebene Sollwert an Übergängen dieses Typs noch nicht erreicht wurde.

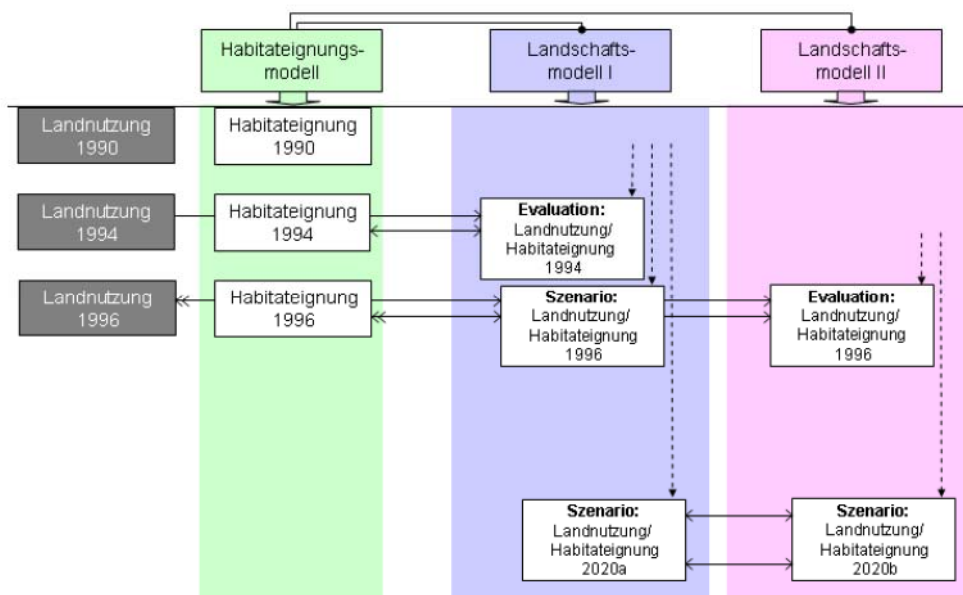


Abb. 10.1. Schematische Darstellung der Vorgehensweise (Simulationen symbolisiert durch gestrichelte Pfeile; auswertende Vergleiche symbolisiert durch waagerechte Pfeile).

10.2.3 Kalibrierung des Landschaftsmodells

Das Modell bietet verschiedene Möglichkeiten zur Kalibrierung, mithilfe derer das Simulationsergebnis in Bezug auf die ausgewählten Landschaftsstrukturmaße³ an die Referenzkarte angeglichen werden kann. Zunächst können die durchzuführenden Übergänge zu unterschiedlichen Anteilen auf die beiden Übergangsfunktionen aufgeteilt werden. Zudem ist die Simulation der Landschafts-Konfiguration durch Muster-bestimmende Parameter innerhalb dieser Funktionen steuerbar. Dazu zählt die maximale Ausbreitung eines Übergangs (*ClusterSize*), die Anzahl an Nachbarzellen, zu denen die Ausbreitung des Übergangs erfolgen kann (*SPREADOPENINGS*) und bei der Expander-Funktion kann zusätzlich für jeden einzelnen Übergangstyp eine Nachbarschaftsabhängigkeit definiert werden. Auf diese Weise wurde das Grundmodell in einem iterativen Prozess für die beiden Zeitabschnitte angepasst.

10.2.4 Evaluation des Landschaftsmodells

Zur Evaluation wurden zunächst mit dem Landschaftsmodell I ausgehend von der Landnutzungskarte 1990

³Auf Klassenebene: CA (engl. *class area* = Fläche jeder Klasse in ha), NP (engl. *number of patches* = Anzahl der Patches jeder Klasse), ED (engl. *edge density* = Dichte der Eckzellen) und SHAPE_AM (engl. *area weighted mean shape index* = über die Fläche gewichteter mittlerer Formindex) auf Landschaftsebene: NP, ED, SHAPE_AM und Contagion-Index (CONTAG) zur Beschreibung der Aggregation der Klassen.

zwanzig Modelldurchläufe bis 1994 ausgeführt. Für jede Ergebniskarte wurden dann die ausgewählten Landschaftsstrukturmaße errechnet, anschließend gemittelt und mit der Referenzkarte 1994 verglichen. Mit dem Landschaftsmodell II wurden ausgehend vom Landschaftszustand 1994 zwanzig Durchläufe bis 1996 ausgeführt, mit deren Ergebnissen ebenso verfahren wurde.

Es zeigte sich dabei, dass mithilfe der Markov-Übergangswahrscheinlichkeiten eine recht hohe quantitative Genauigkeit erreicht wird, während die Genauigkeit der Simulation der Konfiguration sehr stark vom Landschaftsmuster der Eingangsdaten abhängt. Je komplexer die Landschaft der Eingangsdaten ist, desto schwieriger ist die Annäherung an das Landschaftsmuster der Referenzkarte. Mit dem Landschaftsmodell I wurde eine quantitative Genauigkeit von 94,91% und mit dem Landschaftsmodell II sogar eine quantitative Genauigkeit von 98,96% erreicht. Dies ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass der Fehler, der durch die zeitliche Interpolation der Übergangswahrscheinlichkeiten entsteht, in dem kürzeren Zeitabschnitt zwischen 1994 und 1996 geringer ist.

Bei Betrachtung der prozentualen Abweichungen der Landschaftsstrukturmaße auf Landschaftsebene fällt auf, dass durch beide Landschaftsmodelle die Anzahl an Patches (NP) sowie der Contagion-Index überschätzt werden, während ED und SHAPE_AM unterschätzt werden (s. Tab. 10.1).

Zu erklären ist dies dadurch, dass bei der Kalibrierung ein Konflikt besteht bei der Annäherung an die verschiedenen Landschaftsstrukturmaße. Durch die

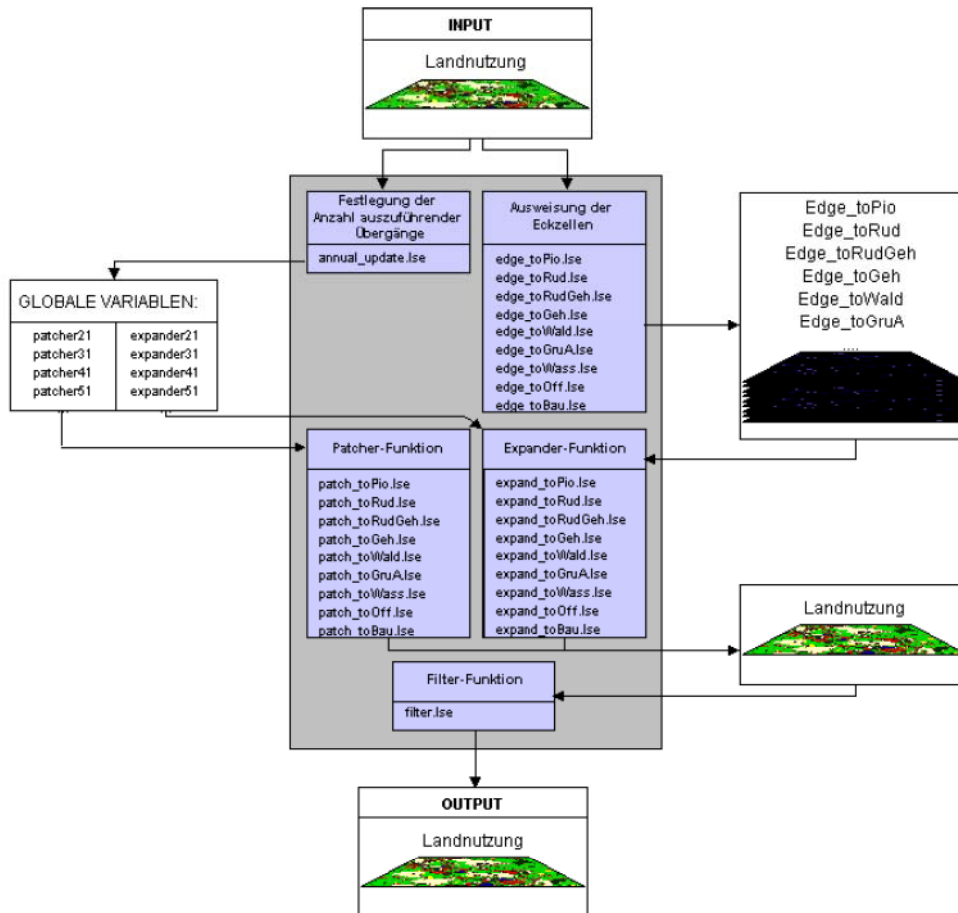


Abb. 10.2. Schematische Darstellung der Funktionsweise des SELES-Landschaftsmodells

Tabelle 10.1. Abweichungen der für 1994 und 1996 simulierten Landschaftsstrukturmaße NP (Anzahl an Patches), ED (Eckzellendichte), SHAPE_AM (Formindex) und CONTAG (Contagion-Index) auf Landschaftsebene von den Referenzwerten 1994 (Landschaftsmodell I) und 1996 (Landschaftsmodell II).

	NP	ED [m/ha]	SHAPE_AM	CONTAG [%]
Referenz 94	20829	184.74	12.91	52.32
Simulation 94	23856	152.11	12.42	53.72
Abweichung	14.54%	-17.66%	-3.82%	2.66%
Referenz 96	22369	188.71	12.83	51.75
Simulation 96	24263	169.71	12.31	52.48
Abweichung	8.47%	-10.07%	-4.09%	1.41%

Ausbreitung von Übergängen werden einzelne Pixel und kleine Pixelgruppen leicht abgetrennt, wodurch sich die Anzahl an Patches dieser Klasse unvorhergesehen erhöht. Um diesen Fehler einzugrenzen, müssen die Übergänge sehr nachbarschaftsabhängig ausgeführt werden, wodurch dann die Komplexität der Formen unterschätzt wird. Beim Landschaftsmodell II sind diese Abweichungen generell geringer als beim Landschaftsmodell I, weil die Anzahl an Patches in der Landschaft zwischen 1994 und 1996 zunimmt, während sie zwischen 1990 und 1994 abnimmt.

Dies ist mit dem Modell schwer realisierbar. Beim Landschaftsmodell II konnte deshalb eine geringere Nachbarschaftsabhängigkeit gewählt werden, so dass die Annäherung an die Landschaftsstrukturmaße der Referenz hier im Ganzen besser gelingt. Die Tatsache, dass der Shape-Index beim Landschaftsmodell II etwas stärker von der Referenz abweicht, als beim Landschaftsmodell I, ist dadurch zu erklären, dass SHAPE_AM in der Klasse „Pioniervegetation“ zwischen 1994 und 1996 sehr stark ansteigt, während NP abnimmt. Damit die Anzahl der Patches dieser Klasse bei der Simulation nicht weiter ansteigt, müssen hier - wie im Landschaftsmodell I - nachbarschaftsabhängige Expander-Übergänge stattfinden, durch die die Grenzen zwischen den Landnutzungen geglättet werden und die Komplexität der Formen abnimmt.

10.2.5 Konzept des Habitatmodells

Das Habitateignungsmodell für den Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*) wurde auf Basis einer Literaturrecherche nach dem Standard des U.S. Fish & Wildlife Service (1980) erstellt, wobei die Habitatvariablen „Landnutzung“, „Nähe zu geeigneten Wasserstellen“,

„Bodenart“, „Entfernung zu Verkehrswegen“ und „Hangneigung“ in die Bewertung der Bruthabitateignung mit eingehen. Den größten Einfluss auf die Habitateignung übt für die Offenlandart sicherlich die Struktur des Lebensraums aus, die sich in der Variable „Landnutzung“ widerspiegelt. Geeignete Wasserstellen spielen eine große Rolle für die Nahrungssuche. Zur Brutzeit bevorzugt der Flussregenpfeifer als Nahrung Insekten und Spinnen, die sie im Kies oder am Spülsaum findet (Flade 1994; Glutz von Blotzheim et al. 2001). Nach Dathe (1953) können diese geeigneten Wasserstellen bis zu 4-5 km vom Brutplatz entfernt sein. Die Bodenart hat einen Einfluss auf die Tarnwirkung von Gelege und Gefiederzeichnung. So brütet der Flussregenpfeifer bevorzugt auf heterogenem, grobkörnigem Substrat (Glutz von Blotzheim et al. 2001). Die Entfernung zu Verkehrswegen hat einen störenden Einfluss und mindert so die Bruthabitateignung.

10.2.6 Umsetzung des Habitatmodells

Die Modellumsetzung erfolgte wieder mithilfe der Modellierungsumgebung SELES (Fall 2002). Der eigentlichen Berechnung der Habitateignungsindizes (HSI) im LSE „HSL.Ch.dubius“ sind im Habitatmodell zwei Arbeitsschritte vorgeschaltet (s. Abb. 10.3). Zunächst wählt das LSE „water“ basierend auf der Landnutzungskarte alle Zellen der Klasse „Wasser“ aus, die mindestens eine Nachbarzelle anderer Nutzung haben und eine Hangneigung von $< 15^\circ$ aufweisen. Auf diese Weise wird eine Karte erzeugt, die geeignete Wasserstellen ausweist und damit die Grundlage für das LSE „waterDist“ bildet, durch das im Anschluss die Entfernungen zu diesen Wasserstellen berechnet werden.

Zur Berechnung der HSI-Werte werden dann pro Zelle die Eignungswerte der statischen Habitatvariablen „Nähe zu naturnahen Fließgewässern“, „Bodenarten“, „Entfernung zu Bundesstraßen“ und „Entfernung zu Gleisen und sonstigen Straßen“ sowie die der dynamischen Habitatvariablen „Landnutzung“ und „Nähe zu geeigneten Wasserstellen“ gewichtet und daraus ein arithmetisches Mittel gebildet. Flächen die entweder die Landnutzung „Wald“ oder „Wasser“ aufweisen oder die eine Hangneigung von $> 15^\circ$ aufweisen, werden als ungeeignet eingestuft und deshalb von der Berechnung des Habitateignungsindex (HSI) ausgeschlossen.

10.3 Ergebnisse und Interpretation der Szenarien

Die vergleichende Auswertung des Szenarios 1996 zeigte, dass sich die Unterschiede in den Entwicklungstendenzen über einen kurzen Zeitraum kaum

verschieden auf die mittlere Bruthabitateignung auswirken. Zwischen 1994 und 1996 geht zwar mehr „Offenland“ verloren und wird zum Teil - infolge von Anpflanzungsmaßnahmen - durch Nutzungen schlechter Habitateignung ersetzt, aber andererseits wird durch stärkerer Zunahme der Anzahl an kleinen Wasserstellen mehr Fläche in der Umgebung dieser Wasserstellen aufgewertet, so dass der negativere Trend zwischen 1994 und 1996 weitestgehend ausgeglichen wird.

Aus dem Vergleich der Szenarien 2020a und 2020b ging hervor, dass sich der erste Entwicklungsabschnitt weniger negativ auf die mittlere Habitateignung auswirkt als der zweite, weil „Offenland“ - infolge von Sukzession - in erster Linie durch Nutzungen höherer Eignung ersetzt wird als es zwischen 1994 und 1996 - infolge von Anpflanzungsmaßnahmen - der Fall ist.

Die Ergebnisse der Szenarien 2020a und 2020b sind allerdings nicht als realistisch anzusehen (s. Abb. 10.4). Beispielsweise ist es unwahrscheinlich, dass der Anteil an „Pioniervegetation“ im Szenario 2020a gut 10% beträgt und im Szenario 2020b die Anteile an „Ruderalfläche mit Gehölzen“ und „Gehölzfläche“ recht hoch sind, weil bis 2020 eine Weiterentwicklung der Vegetation zu erwarten gewesen wäre. Es kann aber festgestellt werden, dass die mittlere Habitateignung des Gebietes durch beide Entwicklungstendenzen abnimmt, wobei die Verschlechterung der Lebensbedingungen durch die Durchführung von Rekultivierungsmaßnahmen beschleunigt wird.

10.4 Diskussion

Da sich das Modell auf die Entwicklung räumlicher Muster durch Landschaftsdynamik konzentriert, eignet es sich gut zur Untersuchung der Beziehungen zwischen Landschaftsmuster und ökologischen Prozessen in der Landschaft. Durch Modifikation der Übergangswahrscheinlichkeiten und der strukturbestimmenden Parameter kann es auch leicht an eine andere, ähnlich gestaltete Landschaft angepasst werden.

Die Annäherung an die Komposition der Landschaft gelingt mithilfe der Markov-Übergangswahrscheinlichkeiten für kurze Zeitabschnitte recht gut. Bei der Simulation über größere Zeiträume (Szenario 2020a/b) - ausgehend von einem relativ kurzen Zeitabschnitt (2 bzw. 4 Jahre) - kann ein einfaches Markov-Modell jedoch kein zuverlässiges Ergebnis liefern, da die Übergangswahrscheinlichkeiten im realen System nicht über die Zeit konstant bleiben. Die Landschaftsmodelle extrapolieren lediglich den relativ kurzen Zeitabschnitt zwischen den Ausgangsdaten in die Zukunft, der die Sukzessionsfolge noch nicht in vollem Maße erfasst (Usher 1981).

Die Güte der Simulation der Landschaftsstruktur ist insgesamt in großem Maße vom Landschaftsmu-

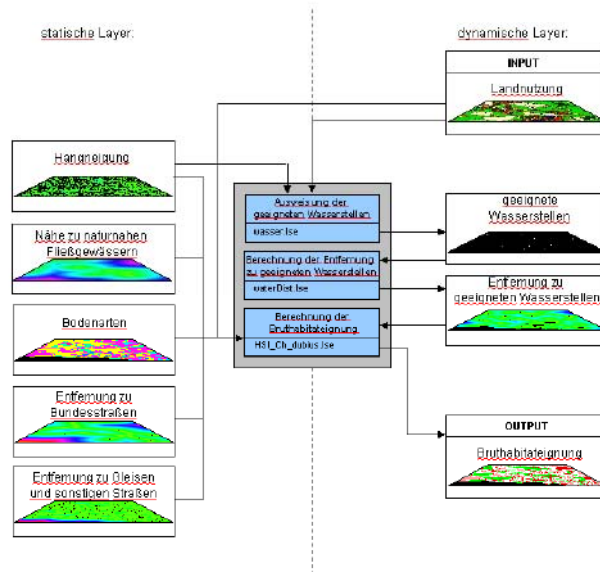


Abb. 10.3. Schematische Darstellung der Funktionsweise des SELES-Bruthabitateignungsmodells

ster der Eingangsdaten abhängig. Je komplexer die Landschaft ist, desto stärker weicht die simulierte Landschafts-Konfiguration von der Referenz ab. Für einen Zeitabschnitt, in dem die Anzahl an Patches (NP) zunimmt, gelingt die Annäherung an die Referenz besser als für einen Zeitabschnitt, in dem NP abnimmt. Die Abnahme der Anzahl an Patches ist nur schwer steuerbar, dagegen werden bestehende Patches - besonders durch komplexe Ausdehnung von Übergängen - leicht getrennt.

Um die Zuverlässigkeit des Modellergebnisses zu erhöhen, müsste für eine langfristige Simulation eine längere Zeitreihe an Ausgangsdaten mit einbezogen werden. Es wäre weiterhin sinnvoll, die „Geschichte“ einer Zelle - insbesondere bei der Simulation von Sukzession - zu berücksichtigen. Auch durch die Einbeziehung von Standortabhängigkeiten, die z.B. aus einer logistischen Regression abzuleiten wären, könnte die Genauigkeit des Modells verbessert werden (Urban & Wallin 2002).

Beim Habitatmodell ist zu bedenken, dass die Parametrisierung auf einer Literaturrecherche beruht und die Daten für eine Evaluierung des Modells nicht ausreichen. So kann das Modellergebnis nur als eine nicht gesicherte Annahme über den Zusammenhang zwischen Standortvariablen und Brutvorkommen betrachtet werden.

Um die Vorhersagegenauigkeit des Habitatmodells zu erhöhen, können eingehende Untersuchungen zur Standortabhängigkeit der Flussregenpfeifervorkommen im Untersuchungsgebiet mithilfe von logistischer

Regression oder Feldarbeiten vorgenommen werden. Das Modellergebnis wäre auf Grundlage einer ausreichenden Datenmenge zu evaluieren.

10.5 Ausblick

Mit dem gekoppelten Landschaftsmodell wurde in dieser Arbeit ein Mittel zur komplexen Landschaftsanalyse und -bewertung entwickelt, das die Zusammenhänge zwischen Landschaftsmuster und ökologischen Prozessen in der Landschaft räumlich explizit berücksichtigt. Es kann somit eine wichtige Grundlage für weiterführende Untersuchungen zur Biodiversität, Habitatkonnektivität und für Populationsmodellierungen bilden.

Die Bewertung des Landschaftszustands wird in dieser Arbeit nur aus der Perspektive einer Zielart vorgenommen. Um weitergehend Aussagen über die Biodiversität einer Landschaft treffen zu können, wäre es möglich, die Habitateignung für mehrere verschiedene Zielarten zu bewerten (vgl. Zebisch 2002; Weber et al. 2001).

Die sich aus der Habitatmodellierung ergebenden Habitateignungskarten bilden die Grundlage für eine Reihe weiterer Analysen und Modellierungen. So lässt sich ausgehend von ihnen z.B. die Populations- (vgl. Akçakaya et al. 1995; Schröder 2001) oder Ausbreitungsdynamik (vgl. Söndgerath & Schröder 2002) räumlich explizit modellieren. Mit dem gekoppelten Landschaftsmodell kann damit eine Verbindung zwi-

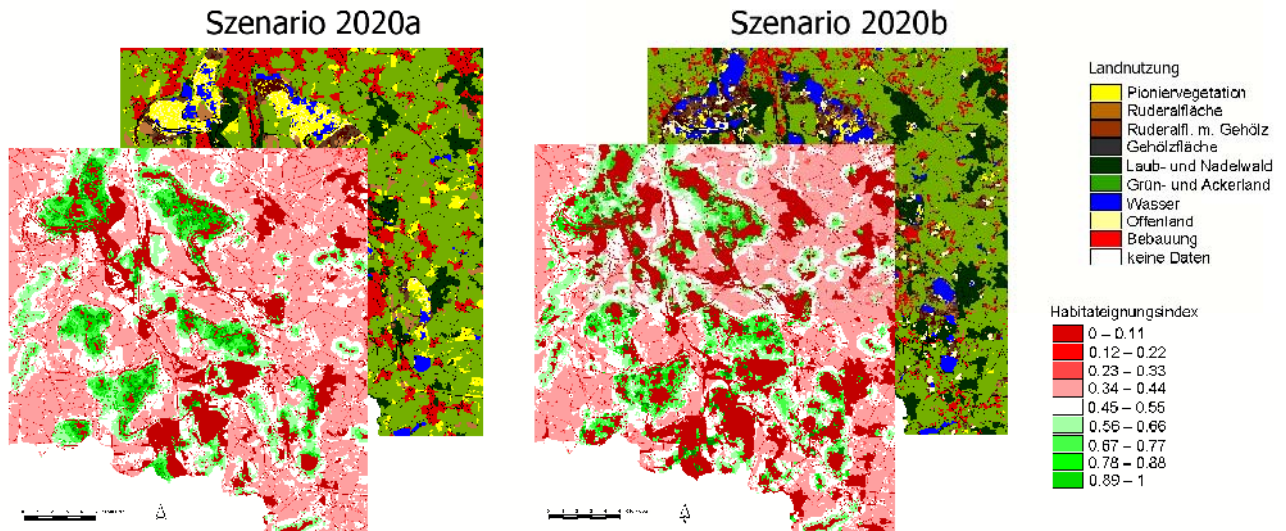


Abb. 10.4. Szenarien der Landnutzung und Habitateignung 2020a und 2020b.

schen Landschaftsdynamik und Populationsdynamik geschaffen werden, die es ermöglicht, die Veränderung demographischer Parameter im Zusammenhang mit Habitatverlust und Fragmentierung zu simulieren.

Literaturverzeichnis

- Akçakaya, H. R., McCarthy, M. A. & Pearce, J. L. 1995. Linking landscape data with population viability analysis: management options for the helmeted honeyeater *Lichenostomus melanops cassidix*. *Biological Conservation*, 73:169–173.
- Bomhard, B. 2002. *GIS-gestützte Untersuchungen zum Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Bruthabitatwahl ausgewählter bodenbrütender Vogelarten im Regierungsbezirk Leipzig*. Diplomarbeit, Georg-August-Universität.
- Dathe, H. 1953. *Der Flussregenpfeifer*, volume 93 of *Die neue Brehm-Bücherei*. Leipzig.
- Fall, A. 2002. *SELES Model Builder's Guide*. Gowlland Technologies Ltd. Report.
- Fall, A. & Fall, J. 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. *Ecological Modelling*, 141:1–18.
- Flade, M. 1994. *Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung*. IHW, Eching.
- Gergel, S. E. & Turner, M. G., editors 2002. *Learning Landscape Ecology - a Practical Guide to Concepts and Techniques*. Springer, New York.
- Glutz von Blotzheim, U., Bauer, K. & Bezzel, E. 2001. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 6: Charadriiformes (1. Teil)*. AULA, Wiesbaden.
- Holzämper, A. 2003. *Simulation von Landschaftsveränderungen und deren Auswirkungen auf die Bruthabitat eignung für den Flussregenpfeifer*. Diplomarbeit, Westfälische Wilhelms-Universität Münster.
- Küster, S. 2003. *Untersuchungen raum-zeitlicher Veränderungen der Landschaftsstruktur und deren Einfluss auf die Verbreitung ausgewählter Vogelarten im Regierungsbezirk Leipzig*. Diplomarbeit, Universität Leipzig.
- Landesvermessungsamt Sachsen 2001. ATKIS - DGM 25: Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem - Digitales Geländemodell 25. Faltblatt, 3. Aufl., Landesvermessungsamt Sachsen.
- 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.
- Schröder, B. 2001. Habitatmodelle für ein modernes Naturschutzmanagement. In Gnauck, A., editor, *Theorie und Modellierung von Ökosystemen - Workshop Kölpinsee 2000*, pages 201–224. Shaker, Aachen.
- Sklar, F. H. & Constanza, R. 1991. The development of dynamic spatial models for landscape ecology: A review and prognosis. In Turner, M. G. & Gardner, R. H., editors, *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, pages 239–287. Springer, New York.
- Soares-Filho, B. S., Cerqueira, G. C. & Pennachin, C. L. 2002. DINAMICA - a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, 154:217–235.
- Söndgerath, D. & Schröder, B. 2002. Population dynamics and habitat connectivity affecting the spatial spread of populations - a simulation study. *Landscape Ecology*, 17:57–70.
- Urban, D. L. & Wallin, D. O. 2002. Introduction to markov models. In Gergel, S. E. & Turner, M. G., editors, *Learning Landscape Ecology - a Practical Guide to Concepts and Techniques*, pages 35–61. Springer, New York.
- U.S. Fish & Wildlife Service 1980. *Habitat Evaluation Procedures (HEP)*. USDI Fish and Wildlife Services, Division of Ecological Services, Washington DC.
- Usher, M. 1981. Modelling ecological succession, with particular reference to markovian models. *Vegetatio*, 46:11–18.
- Weber, A., Fohrer, N. & Möller, D. 2001. Long-term land use changes in a mesoscale watershed due to socio-economic

factors - effects on landscape structure and functions. *Ecological Modelling*, 140:125–140.

Zebisch, M. 2002. *Vom Landschaftsmuster zur ökologischen Bewertung - Bericht von zwei Konferenzen der IALE in Amerika und Europa*. <http://www.lapla-net.de/texte/2002/zebisch.pdf>, 25.02.2003.

Gergel & Turner (2002) : Einführung in Markov-chain-Methodik in der Landschaftsmodellierung und andere hilfreiche Informationen zur Landschaftsmodellierung

Holzkämper (2003) : Dem Artikel zugrunde liegende Diplomarbeit.

Datenblatt

Datenquelle

Die Ausgangskarten der Landnutzung 1990, 1994 und 1996 basieren auf SPOT-XS-Daten mit 20m-Auflösung, die von Lausch (2000) klassifiziert und aufbereitet wurden. Dabei wurden sie in ein 10m-Rasterformat übertragen und mit den Verkehrswegen aus der Biotoptypenkartierung des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG) von 1992/93 verschnitten.

Das zur Berechnung der Habitateignung verwendete Geländemodell stammt vom Landesvermessungsamt Sachsen (2001). Es weist als Bestandteil des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) eine Grundgitterweite von 20m und einen Punkthöhenfehler von < 2 m auf (Genehmigungsnummer DN V 53/00).

Die verwendete digitale Bodenkarte wurde in der Sektion Angewandte Landschaftsökologie am UFZ durch eine Verschneidung der MMK 25 (Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung) mit der WBK 25 (Waldbodenkarte) des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG) erstellt.

Software

- SELES zur Modellerstellung
- ArcView zur Datenaufbereitung (z.B. Erstellung der Hangneigungskarte; Berechnung der Entfernungen zu naturnahen Fließgewässerabschnitten)
- Fragstats zur Berechnung der Landschaftsstrukturmaße für Modellevaluation und Szenarienauswertung

Webressourcen

Informationen zu SELES und Download unter <http://www.cs.sfu.ca/research/SEED>

Kommentierte Literatur

Fall & Fall (2001) : Landschaftsmodellierung, Spezifikationssprachen in der Landschaftsmodellierung, SELES und Modellbeispiele

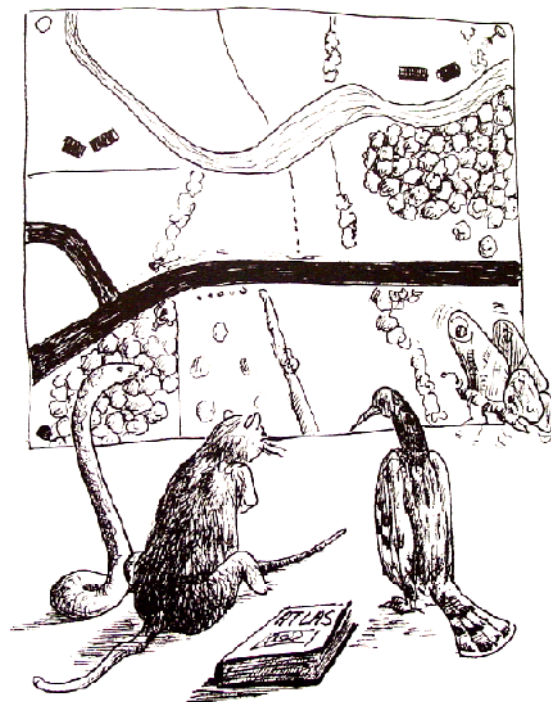
HABITATMODELLE

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