

# BIOTOPVERBUND- SYSTEME ALS NATUR- SCHUTZSTRATEGIE — BEWERTUNG AUS THEORETISCHER SICHT

Karin Frank, Martin Drechsler und Klaus Henle

Seit über 100 Jahren wird ein zunehmender Rückgang an Arten und deren Lebensräumen registriert und beklagt. Diese Verluste haben inzwischen ein solches Ausmaß angenommen, daß bereits in Politik und Öffentlichkeit von einer Biodiversitätskrise (z.B. Henle 1995) gesprochen wird. Diese Verarmung betrifft nicht nur einzelne Arten oder Lebensräume, sondern findet auf allen Ebenen der Biodiversität statt, von der genetischen Variation innerhalb von Populationen bis hin zur Landschaftsdiversität.

## *Naturschutzgebiete und Biotopverbundsysteme*

Eine wesentliche Ursache dieser Entwicklung ist die zunehmende Landschaftsfragmentierung, die aus dem Druck einer intensiven Nutzung der gesamten Landschaft resultiert (z.B. Hovestadt et al. 1991). Der praktische Naturschutz versucht, diesen negativen Veränderungen entge-

genzuwirken. Dazu stützt er sich vorwiegend auf zwei Strategien. Zum einen wurden in Deutschland zahlreiche Naturschutzgebiete ausgewiesen (4870, Stand 31.12.1991; BFANL 1992). Um Populationen mobilerer Arten langfristig eine Überlebenschance zu bieten, sind diese jedoch fast alle viel zu klein. Zum anderen wird versucht, mit der Schaffung von Biotopverbundsystemen die negativen Auswirkungen der Landschaftsfragmentierung zu beseitigen.

»Biotopverbund« ist inzwischen ein Begriff, von dem sich manche Naturschützer, viele Politiker und die interessierte Öffentlichkeit ein Allheilmittel gegen den Verlust an Biodiversität versprechen. So sieht zum Beispiel der Novellierungsentwurf des Bündnis 90/Die Grünen zum Bundesnaturschutzgesetz vor, den Biotopverbund als Naturschutzstrategie ins Gesetz aufzunehmen und mit entsprechenden Durchführungsverordnungen auszufüllen. Demnach sollte man meinen, daß die Theorien, die dem Naturschutzkonzept von Biotopverbundsystemen zugrunde liegen, besonders gut wissenschaftlich abgesichert seien oder daß der Erfolg von Biotopverbundmaßnahmen empirisch sehr gut dokumentiert sei. Das Gegenteil ist jedoch der Fall - und auch über den Flächenanspruch von Tier- und Pflanzenarten wissen wir erst wenig!

Praktische Biotopverbundmaßnahmen werden bisher vorwiegend schematisch und ohne ausreichende Reflexion der ihnen zugrunde liegenden Theorie von Metapopulationen durchgeführt (vgl. Henle und Rimpp 1993). Sie gehen davon aus, daß durch die Schaffung eines Verbundsystems gefährdete Arten generell eine bessere Überlebenschance besitzen. Die nachfolgenden theoretischen Analysen zeigen jedoch, daß Biotopverbundsysteme keineswegs so einfach funktionieren. Sie können unter Umständen nicht nur ineffektiv sein, sondern negative Folgen haben. Das Aussterben von Arten, die eigentlich geschützt werden sollen, kann damit beschleunigt werden.

Die hier vorgestellten vorläufigen Ergebnisse sind Teil eines Verbundprojektes zur Bedeutung der Landschaftsfragmentierung für das Überleben von Tier- und Pflanzenarten in der Kulturlandschaft. An dem Forschungsverbund IFB (Isolation, Flächengröße, Biotopqualität) sind neben dem UFZ sieben Universitäten der neuen und der alten Bundesländer beteiligt (Halle, Jena, Göttingen, Frankfurt, Mainz, Stuttgart, Marburg).



## Überleben in fragmentierten Lebensräumen - theoretische Ergebnisse

Intensive Landnutzungen reduzieren die Lebensräume vieler Arten und isolieren die verbliebenen Reste so stark, daß diese künstliche Fragmentierung zu einem wesentlichen Aussterbefaktor wird. Biotopverbundstrategien haben zum Ziel, dieser Isolation der Lebensräume entgegenzuwirken. Sie stützen sich damit auf das Konzept der Metapopulationen, das erstmals von Levin 1970 eingeführt wurde: Subpopulationen einer Art leben in räumlich isolierten Resthabitaten - sogenannten Patches. Sie sind aber noch in der Lage, durch einzelne wandernde Individuen bereits ausgelöschte Patches wiederzubesiedeln. Als notwendige Vorarbeit für effektive Biotopverbundsysteme muß daher seitens der Theoretischen Ökologie eine fundierte Risikoanalyse für Metapopulationen durchgeführt werden, mit der ein grundlegendes Verständnis der Schlüsselprozesse und -faktoren für das Überleben von Metapopulationen gewonnen werden kann.

Während Risikoanalysen für Einzelpopulationen häufig durchgeführt wurden und die Methoden dafür gut bekannt sind (Goodman 1987, Wissel et al. 1993), wird die Dynamik von Metapopulationen zusätzlich von solchen Prozessen bestimmt, die auf einer größeren räumlichen Skala ablaufen. Neben dem eigentlichen Wechselspiel von Auslöschungen (Extinktion) und Wiederbesiedlungen (Kolonisation) kommen unterschiedliche, zufällige Einflüsse (demographische und genetische Schwankungen, eine räumlich und zeitlich variierende Umwelt), aber auch die räumliche Heterogenität zum Tragen. Mit Hilfe von Modellen sollen grundlegende und generelle Mechanismen herausgearbeitet werden, die sich für Metapopulationen als wesentlich erweisen und die eine Basis für weiterführende, detailliertere Diskussionen schaffen. Dabei wurden folgende, für den Naturschutz wichtige Fragen untersucht:

- Wann greift das Metapopulations-Konzept überhaupt?
- Welche Rolle spielt die Stabilität der Subpopulationen bzw. der räumlichen Korrelation?
- Wann bringen verbesserte Kolonisationsbedingungen (z.B. Korridore) einen Vorteil?
- Reservat-Design: Wie wirken sich räumlich unterschiedliche Anordnungen von Lebensräumen auf das Überleben von Metapopulationen aus (Struktur von Biotopverbundsystemen)?

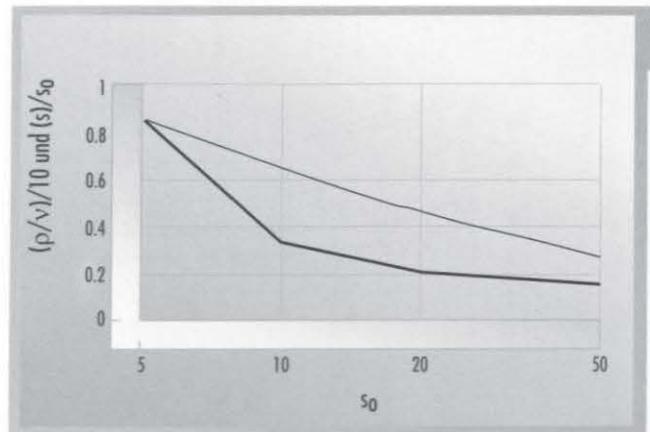


Bild 1 Kritisches Verhältnis  $\rho/v$  aus Kolonisations- ( $\rho$ ) und Extinktionsrate ( $v$ ), das für eine mittlere Lebensdauer der Metapopulation von 1000 Jahren notwendig ist, gegen die Patch-Zahl ( $s_0$ ) (logarithmischer Auftrag). Die dünne Linie gibt die sich dabei einstellende mittlere Besetzungszahl  $(s)/s_0$  an.

Es wurden zwei stochastische Modelle entwickelt, die als Referenz-Modelle anzusehen sind.

### Modell I

a) Wenn man das Metapopulations-Konzept sinnvoll diskutieren will, muß man davon ausgehen, daß die einzelnen Subpopulationen weder extrem kurzlebig (hier wird auch eine Metapopulation keinen Effekt bringen, siehe unten) noch extrem langlebig sind (eine Metapopulation würde mindestens ebenso stabil sein), sondern eine mittlere Lebensdauer von einigen Jahrzehnten besitzen. Das Modell I widmet sich der Frage, wann Metapopulationen stabil und damit Biotopverbundsysteme überhaupt sinnvoll sind (u.a. Erhöhung der mittleren Lebensdauer gegenüber einer Einzelpopulation um den Faktor 100, z.B. von 10 auf 1000 Jahre).

Dabei wurde vor allem das stochastische Wechselspiel der »resultierenden« regionalen Prozesse Extinktion und Kolonisation analysiert, wobei von homogenen Bedingungen (identische Patches, die gleichmäßig erreichbar sind) ausgegangen und auf die innere Patch-Dynamik verzichtet wurde.

Wenn große, das heißt Metapopulationen mit vielen Patches, instabil sind, dann bringt eine einfache Erhöhung der Patch-Zahl keinen positiven Effekt mehr (Bild 1). Ein solches Verhalten läßt sich darauf zurückführen, daß unter diesen Bedingungen die einzelnen Subpopulationen derartig instabil sind und eine so geringe Fähigkeit zur Wiederbesiedlung leerer Patches besitzen, daß ein Angebot an zu-

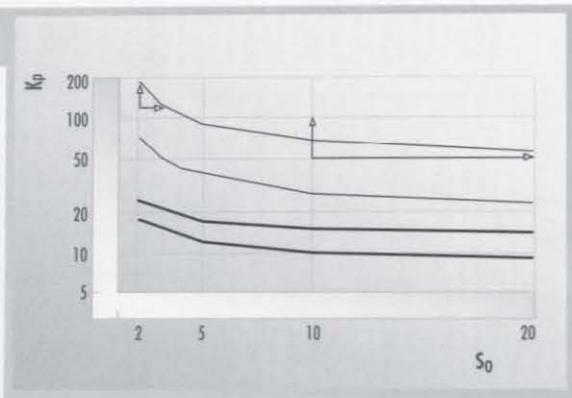


Bild 2 Kritische Patch-Kapazität ( $K_p$ ), die nötig ist, um eine mittlere Lebensdauer der Metapopulation von 1000 Jahren zu erzielen, gegen die Patch-Zahl ( $s_0$ ). Stärke des Umweltrauschens  $\sigma/\sqrt{r} = 0,4$  (fette Linie);  $\sigma/\sqrt{r} = 1,0$  (dünne Linie); Erreich-Wahrscheinlichkeit  $\gamma = 0,2$  (jeweils obere);  $\gamma = 0,8$  (jeweils untere Kurve eines Paares).

sätzlichen besiedlungsfähigen Patches überhaupt nicht genutzt werden kann. Eine Erhöhung der Kolonisationsrate  $\rho$  hingegen (z.B. durch verbesserte Migrationsbedingungen) zeigt hier sehr wohl einen stabilisierenden Effekt.

Je kleiner eine Metapopulation ist, um so wichtiger wird das Verhältnis zwischen Kolonisation und Extinktion.

b) In einer modifizierten Variante des obigen Modells werden nun via Submodell

- die lokale Patch-Dynamik,
- der Rescue-Effekt' und
- die Mobilität (Immigration/Emigration)

explizit modelliert. Die für die Metapopulations-Dynamik wesentlichen (resultierenden) Extinktions- und Kolonisationsraten sind nun nicht mehr unabhängig, sondern durch die lokale Dynamik miteinander gekoppelt. Sie subsumieren diverse populationsdynamische Faktoren, wie die Patch-Kapazität ( $K_p$ ), die individuelle Wachstumsrate  $r$  einer Subpopulation, die Stochastik ( $R$ : demographische Schwankungen,  $\sigma$ : Umweltschwankungen) und die Mobilität.

Betrachtet wird zunächst der Einfluß der Patch-Kapazität und der Patch-Zahl ( $s_0$ ). Bei Patch-Zahlen  $s_0 > 10$  ist es kaum möglich, durch eine alleinige Erhöhung der Patch-Zahl eine instabile Metapopulation zu stabilisieren (Bild 2). Die Patch-Kapazitäten sind hier zu klein und die Subpopulationen dementsprechend instabil (siehe Fall a).

Neu ist, daß die Kolonisationsfähigkeit jetzt von der Patch-Kapazität und damit von der Stabilität der Subpopulationen selbst abhängt (eine hohe Extinktionsrate impliziert eine geringe Kolonisationsrate)! Eine Vergrößerung der Patch-Kapazität (Größe und Qualität der Habitate) bringt

hier somit eine doppelte Wirkung mit sich: Die Subpopulationen werden stabilisiert und die Extinktionsrate wird gesenkt. Das führt andererseits zu einer Erhöhung der Zahl der Kolonisatoren und der Etablierungswahrscheinlichkeit und schließlich zu einer Erhöhung der Kolonisationsrate. Eine Vergrößerung der Erreich-Wahrscheinlichkeit (Anlegen von Korridoren) kann einen positiven Effekt bringen, benötigt aber eine gewisse Mindeststabilität der Subpopulationen.

Fazit:

- Metapopulationen benötigen eine Mindeststabilität der Subpopulationen, die man als Fundament betrachten kann und die wesentlich von der konkreten Situation (Patch-Kapazität, Stärke der stochastischen Einflüsse u.a.) abhängt. Die mittlere Lebensdauer der Subpopulationen sollte mindestens einige Jahrzehnte umfassen. Die Patch-Kapazität sollte wenigstens 10 Individuen bei geringen und wenige 100 Individuen bei starken Umweltschwankungen betragen.

- Eine erfolgreiche Stabilisierung einer Metapopulation, deren Subpopulationen kurzlebig sind, setzt eine Stabilisierung der Subpopulationen voraus. Erst dann können verbesserte Migrationsbedingungen durch Korridore wirksam werden.

## Modell II

Dieses stochastische Metapopulations-Modell berücksichtigt nun in Erweiterung des obigen Modells das explizite räumliche Arrangement der Patches. Heterogenität sowohl auf der Patch-Skala (Patch-Größe, Habitat-Qualität, biotische Zusammensetzung [Räuber, Wirte, Konkurrenten], Refugien bzgl. Umweltschwankungen) als auch regionale Heterogenitäten (Barrieren, Korridore, Gradienten, verschiedene Migrationsstrategien) führen zu Patch-spezifischen (lokalen) Extinktionsraten und Patch-paar-spezifischen Kolonisationsraten. Andererseits können bestimmte Umweltfaktoren, auf die eine Art empfindlich reagiert, stark und räumlich korreliert schwanken und schließlich korrelierte Extinktionen auslösen. In bisherigen Metapopulations-Modellen wurde dieser Sachverhalt kaum oder nur für homogene Bedingungen ohne expliziten räumlichen Bezug untersucht (Gilpin 1990, Harrison et al. 1989). Je nach Art der Schwankungen kann die Korrelation jedoch distanzabhängig und wie die Kolonisation Patch-paar-spezifisch sein.

*a) Das Modell ohne expliziten räumlichen Bezug*

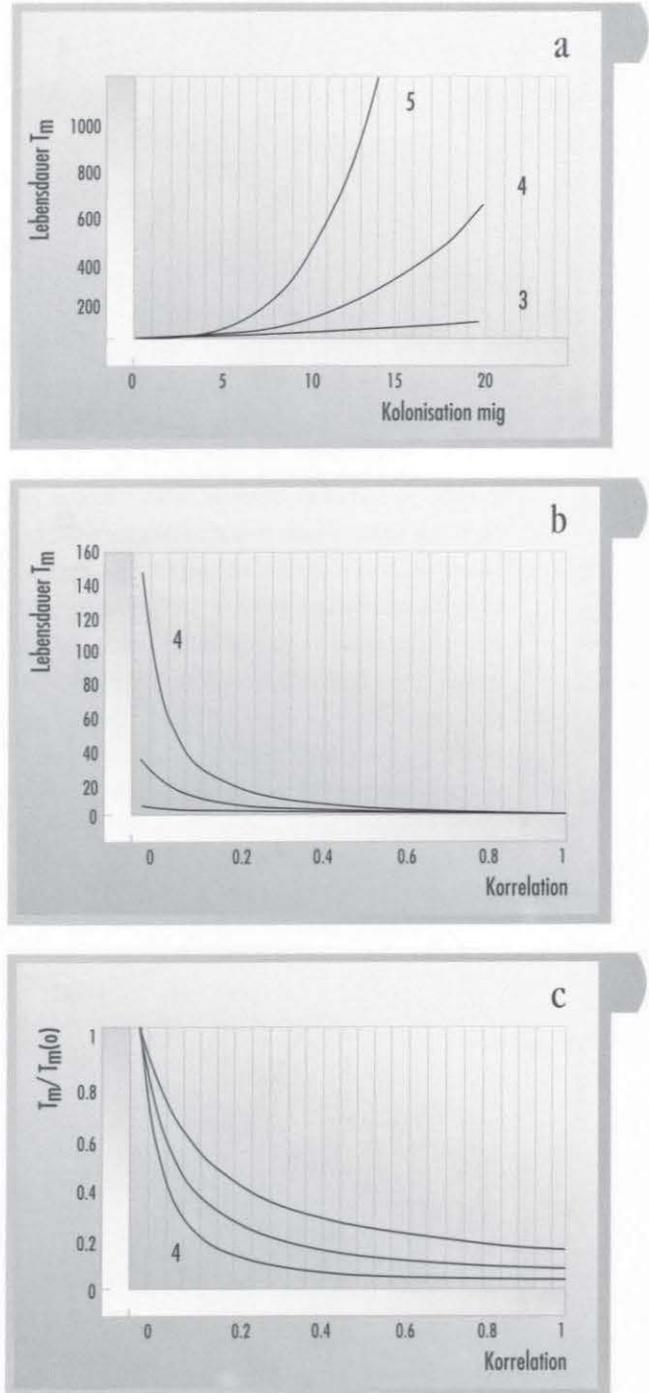
Schwerpunkt war hier zunächst die Aufklärung des regionalen Zusammenwirkens von Migration, Korrelation und Patch-Zahl als Grundlage für die anschließende Herausarbeitung der räumlichen Aspekte. Migration kann (zumindest im unkorrelierten Fall) aufgrund der Kolonisation leerer Patches für die Metapopulationen eine Überlebenschance bieten, die umso größer ist, je mehr Patches und damit »potentielle« Wiederbesiedler im System enthalten sind. Große Metapopulationen reagieren dabei stärker auf verbesserte Migrationsbedingungen als kleine (Bild 3a). Die Korrelation der Umweltvariabilität entscheidet jedoch letztlich über die Wirksamkeit solcher Verbesserungen der Migrationsbedingungen und entwertet systematisch ihren »potentiellen« Vorteil (Bild 3b). Die korrelationsbedingte Synchronisation der lokalen Extinktionen trifft in erster Linie die potentiellen Wiederbesiedler, so daß eine Kolonisation überhaupt nicht mehr zum Tragen kommen kann. Dabei nimmt die Empfindlichkeit gegenüber korrelierter Extinktion mit der Patch-Zahl zu (Bild 3c). Bei höheren Korrelationen ( $cor > 0,6$ ) bringen weder Erhöhungen der Patch-Zahl noch verbesserte Migrationsbedingungen einen Effekt, so daß eine Vernachlässigung des Schlüsselfaktors Korrelation zu einer völlig verzerrten Risikoanalyse führen kann.

*b) Distanzabhängige Migration und Korrelation*

Die Kolonisationsraten können häufig distanzabhängig sein (Harrison et al. 1988). Eine Ursache liegt zum Beispiel darin, daß die Migration zwischen den Patches immer mit Gefahren verbunden ist (Doak et al. 1992): Das Risiko für die Individuen, unterwegs zu sterben, nimmt mit der Distanz zu. Andererseits kann auch die Korrelation der Umweltschwankungen mit der Distanz abnehmen, so daß Kolonisationsraten und Korrelationen nun durch das explizite räumliche Arrangement miteinander verknüpft sind.

Bei Umweltschwankungen mit sehr kurzen Reichweiten, bei denen die Korrelation schneller als die Migration abfällt, stellt man fest, daß es eine optimale Distanz zwischen den Patches gibt (Bild 4). Bei geringeren Distanzen leidet das System unter der Korrelation, bei größeren Distanzen unter den sich verschlechternden Migrationsbedingungen. Durch eine geeignete Anordnung der Patches (Faustformel: »So dicht wie möglich, aber so weit wie nötig«) lassen sich hier positive Effekte erzielen.

Bei Umweltschwankungen mit großer Reichweite hingegen sind die Individuen nicht mehr in der Lage, durch



**Bild 3** Mittlere Lebensdauer: a) ohne Korrelation für 3, 4, 5 Patches (von unten nach oben) gegen die Kolonisation; b) absolut ( $T_m$ ) bzw. c) relativ ( $T_m/T_m(0)$ ) für 2, 3, 4 Patches (von unten nach oben) bzw. (von oben nach unten) gegen die Korrelation (mig = 5 Ind./y).

natürliche Migration den kritischen Korrelationsbereich zu verlassen. Allein durch die Anordnung der Patches sind hier keine positiven Effekte zu erzielen. Ein Ausweg könnte hier in einem künstlichen Individuen-Transport in Patches außerhalb des Korrelationsgebietes bestehen.

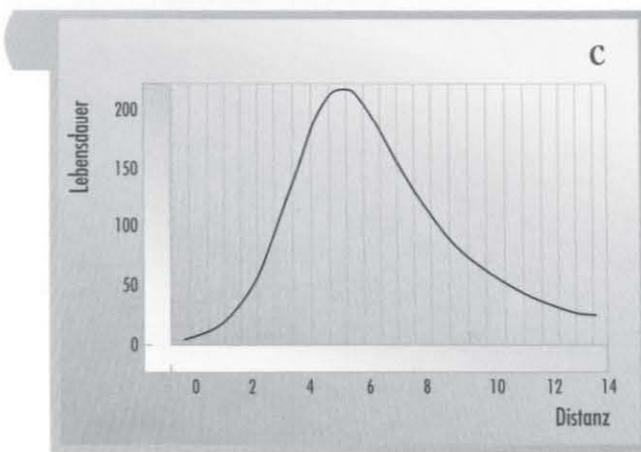
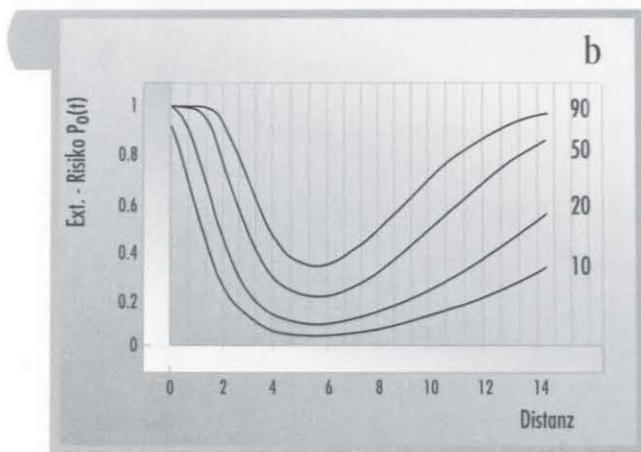
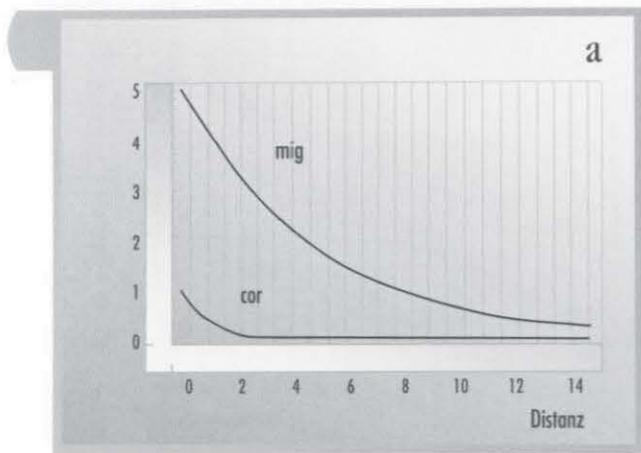


Bild 4 Umweltschwankungen mit kurzer Reichweite (schneller Abfall der Korrelation): a) Kolonisationsrate mig und Korrelation cor; b) Extinktionsrisiko ( $P_0$ ) nach (10, 20, 50, 90) Jahren (von unten nach oben); c) mittlere Lebensdauer ( $T_m$ ) gegen die Inter-Patch-Distanz.

**Fazit:**

- Basisfaktoren für jede Metapopulation sind einerseits die Stabilität der Subpopulationen und andererseits eine gewisse Asynchronität der Extinktionsprozesse.
- Erst dann können Korridore als migrationsverbessernde Maßnahmen sinnvoll greifen.

- Die Erfolgchancen von Naturschutzmaßnahmen (Biotopverbund, Korridore, Verbesserung der Habitat-Qualität) hängen stark von der konkreten biologischen Situation ab.

### Vorteil der Herangehensweise und Ausblick

Durch das verwendete BAUKASTEN-Prinzip ist es möglich, einerseits auf einer abstrakten Ebene sehr generelle Aussagen herauszuarbeiten, andererseits aber durch SUBMODELLE schrittweise detailliertere Untersuchungen (Mechanismen, Szenarien, meßbare Parameter) einzubauen (scaling up). So kann ein auf die konkrete biologische Situation zugeschnittenes Management erarbeitet werden. Des weiteren steht uns nun erstmals ein ganzes stochastisches Metapopulations-Modell-System zur Verfügung, das es ermöglicht, in sich geschlossen und konsistent verschiedene Aspekte der Metapopulations-Theorie zu bearbeiten.

### Bedeutung für die Biotopverbund-Praxis

Die Ergebnisse erfordern ein grundlegendes Umdenken bei der Durchführung von Biotopverbundmaßnahmen. Ob Biotopverbund oder Vergrößerung bestehender Flächen die richtige Strategie darstellt, hängt stark von den Rahmenbedingungen ab, insbesondere von der Umweltvariabilität und der Wachstumsrate der Teilpopulationen. Ob Migration zwischen Teilpopulationen in einem Biotopverbund die Überlebenschance der betroffenen Arten erhöhen kann, hängt außerdem von der Korrelation der Umweltvariabilität zwischen den einzelnen Biotopen ab. Zu beachten ist vor allem, daß Migration auch zu einer Destabilisierung und zu einem rascheren Aussterben führen kann, indem neugegründete Teilpopulationen als »Senken« Individuen aus den Restpopulationen »absaugen«! Diese Gefahr besteht besonders bei Arten mit geringer Populationswachstumsrate, also Arten, die aufgrund ihrer Überlebensstrategie generell ein erhöhtes Aussterberisiko tragen und die relativ häufig zu den bedrohten Arten gehören. Außerdem könn(t)en Generalisten Korridore besser nützen als Spezialisten (vgl. Henle und Kaule 1991). Folgende Strategie muß daher bei der Planung und Durchführung von Biotopverbundmaßnahmen gelten (vgl. Henle 1994):  
Zunächst muß klar festgelegt werden, für welche (Ziel-)

arten die Maßnahmen getroffen werden sollen. Danach muß entschieden werden, ob für diese Arten unter den gegebenen Rahmenbedingungen nicht eine Vergrößerung bestehender Restflächen eine erfolversprechendere Strategie darstellt. Falls die Zielarten als Metapopulationen besser erhalten werden können, muß in der Planungsphase ermittelt werden, welchen Abstand die Teilpopulationen voneinander haben müssen bzw. dürfen und wie die Korridore beschaffen sein sollten, um die Migration zwischen den Teilpopulationen zu erleichtern. Außerdem ist zu klären, ob andere bedrohte Arten durch die geplanten Maßnahmen einer zusätzlichen Gefährdung ausgesetzt werden (Senken für Arten mit ähnlichen Lebensraumsprüchen wie die Zielarten; Barrierewirkung der Korridore für Arten mit abweichenden Lebensraumsprüchen; Einwanderung von Problemarten).

Erst danach darf mit der Umsetzung begonnen werden. Zunächst müssen verbliebene Restpopulationen durch qualitative Verbesserung ihres Habitates bzw. durch Flächenvergrößerung gestützt werden, falls sie nicht ausreichend groß und stabil sind. Erst dann dürfen neue Flächen schrittweise in den Verbund eingefügt werden, wobei die neuen Flächen qualitativ so gut sein müssen, daß eine sehr hohe anfängliche Wachstumsrate erzielt werden kann. Gegebenenfalls ist die Gründung einer größeren Initialpopulation durch Transfer von Juvenilstadien anzuraten. Um ihnen über empfindliche Entwicklungsstadien hinwegzuhelfen, in denen in der Natur hohe Mortalitäten auftreten, kann auch eine vorübergehende Entnahme und Zwischenhaltung sinnvoll sein. Diese Vorschläge sind jedoch kein Freibrief für die häufig praktizierten, streng abzulehnenden willkürlichen Transfers von Individuen ohne entsprechende wissenschaftliche Begleitung. Die Migrationsraten zwischen den Teilpopulationen dürfen nicht zu hoch, aber auch nicht zu niedrig liegen, wobei insbesondere die Mortalität während der Migration zwischen Teilflächen möglichst gering sein muß. Neu eingefügte Populationen sollten auch untereinander im Austausch stehen und nicht nur mit der »Quell«-Population. Statt Schutzbemühungen auf die Erhaltung oder Neuschaffung zahlreicher kleiner Populationen in einem Biotopverbundsystem zu konzentrieren, sollten wenige große, relativ sichere Populationen mit geringem Austausch untereinander geschützt werden.

Eine sehr sorgfältige Planung ist also unerlässlich, falls Biotopverbundmaßnahmen Erfolg haben und keine negativen Auswirkungen eintreten sollen. Als letzte Feuerwehrmaßnahme für Arten, die am Erlöschen sind, taugen sie



*Bild 5 Zergliederung von Landschaften*

mit Sicherheit nicht. Sie stellen vielmehr eine Vorbeuge- und Sicherungsmaßnahme in einer Situation dar, in der ein deutlicher Rückgang der Zielarten zwar eingetreten ist, aber noch größere, relativ stabile Populationen vorhanden sind, von denen Neubesiedlungen ausgehen können, ohne die eigene Population durch die Abwanderung von Individuen zu gefährden. Eine schematische Durchführung ohne sorgfältige wissenschaftliche Planung, wie derzeit üblich, oder gar ihre ordnungsmäßige Festschreibung in einer Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes ist eindeutig abzulehnen!

## Literatur

- Doak, D.F., P.C. Marino & P.M. Kareiva (1992): Spatial scale mediates the influence of habitat fragmentation on dispersing success: Implications for conservation. *Theor. Pop. Biol.* **41**:315-336.
- Drechsler, M. (1993): Stochastische Modelle zur Auslöschung von Metapopulationen. PhD., Fachbereich Physik, Universität Marburg.
- Drechsler, M. & C. Wissel (1994): Ein stochastisches Modell für die Überlebenschancen von Metapopulationen. *Verh. Ges. Ökol.* **23**: 295-302.
- Frank, K. & C. Wissel (1994): Ein Modell über den Einfluß von räumlichen Aspekten auf das Überleben von Metapopulationen. *Verh. Ges. Ökol.* **23**: 303-310.
- Gilpin, M.E. (1990): Extinction of finite metapopulations in correlated environments. S. 177-186 in: Shorrocks, B. and Swingland, I.R.: *Living in a Patchy Environment*. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Goodman, D. (1987): The demography of chance extinction. S. 11-34 in: Soulé, M.E.: *Viable Populations for Conservation*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Harrison, S., D.D. Murphy & P.R. Ehrlich (1988): Distribution of the bay checkerspot butterfly, *Euphydryas editha bayensis*: Evidence for a metapopulation model. *Am. Nat.* **132**:360-382.
- Harrison, S. & J.F. Quinn (1989): Correlated environments and the persistence of metapopulations. *Oikos* **56**:1-6.
- Henle, K. (1995): Mangelnder Erfolg beim Schutz von Biodiversität. Systematisierung der Gründe. Sem.-ber. ANL (im Druck).
- Henle, K. (1994): Naturschutzpraxis, Naturschutztheorie und theoretische Ökologie. *Z. Ökol. Naturschutz* **3**: 139-153.
- Henle, K. & G. Kaule (1991): Zur Naturschutzforschung in Australien und Neuseeland, Gedanken und Anregungen für Deutschland. S. 60-74 in Henle, K. & G. Kaule: *Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland*. Forschungszentrum Jülich.
- Henle, K. & K. Rimpp (1993): Überleben von Amphibien und Reptilien in Metapopulationen - Ergebnisse einer 26jährigen Erfassung. *Verh. Ges. Ökol.* **22**:215-220.
- Hovestadt, T., J. Roeser & M. Mühlenberg (1991): Flächenbedarf von Tierpopulationen. Forschungszentrum Jülich
- Levins, R. (1970): Extinction. *Lect. Math. Life Sci.* **2**:77-107.
- Umweltbundesamt: *Daten der Umwelt 1990/91*.
- Wissel, C., T. Stephan & S.H. Zschke (1993): Modelling extinction of small populations. S. 67-103 in: Remmert, H.: *Minimum Viable Populations (Ecological Studies)*. Springer, Berlin.

<sup>1</sup> Immigration in bereits etablierte Subpopulationen führt zur Absenkung der Extinktionsrate. Dies wird als Rescue-Effekt bezeichnet.

# JAHRESBERICHT / ANNUAL REPORT

1992-95 – Vier Jahre UFZ

Gewässerforschung Magdeburg  
RS

Helmholtz-Zentrum für  
Umweltforschung GmbH - UFZ  
Zentralbibliothek  
Permoserstraße 15  
D - 04318 Leipzig

12-496 MA

## *Jahresbericht 1992-1995*

### *Herausgeber:*

UFZ-Umweltforschungszentrum  
Leipzig-Halle GmbH  
Mitglied der Arbeitsgemeinschaft  
der Großforschungseinrichtungen (AGF),  
ab November 1995  
Hermann von Helmholtz – Gemeinschaft  
Deutscher Forschungszentren (HGF)  
Permoserstraße 15  
04318 Leipzig  
Telefon 0341/235-0

### *Redaktion:*

Dipl.-Chem. Doris Böhme  
Dipl.-Agr.-Päd. Susanne Hufe  
Telefon 0341/235-2278

### *Translation:*

Dipl.-Päd. Rita Gelke

### *Fotos:*

Norma Neuheiser u.a.

### *Gesamtgestaltung und Herstellungsleitung:*

Peter Barczewski  
Hendrik Schubert

### *Druck und Verarbeitung:*

Messedruck Leipzig

© Januar 1996

Abdruck (auch von Teilen) oder sonstige  
Verwendung nur nach vorheriger Absprache  
mit dem UFZ gestattet.

Gedruckt auf umweltfreundlichem, chlorfrei  
gebleichtem Papier

ISSN 0948-6925