

Möglichkeiten und Grenzen des Ausgleiches von Eingriffen in den Naturhaushalt – dargestellt am Beispiel der Tierwelt

Josef Reichholf

1. Tierwelt und Naturhaushalt

Die Tierwelt nimmt in ihrer Gesamtheit Einfluß auf Art und Geschwindigkeit des biologischen Energieflusses, auf das Ausmaß der Stoffumsetzungen und auf die Struktur und die Dynamik der Lebensgemeinschaften. Die funktionelle Rolle der Tierwelt läßt sich aus ihrem Biomasse-Anteil allein nicht ableiten, den sie im Naturhaushalt besitzt (COLINVAUX 1979, REMMERT 1980).

Im hier gesteckten Rahmen der Fragestellung wird davon ausgegangen, daß der »Naturhaushalt« für einen Landschaftsausschnitt hinreichend genau beschreibbar ist, daß er aber nicht statisch ist, sondern dynamischen Veränderungen unterliegt, die zu sukzessiven Anpassungsreaktionen der Tierwelt führen.

Die Tierwelt kann daher nicht als statisch betrachtet werden, sondern man muß sie vielmehr als hochgradig komplexes, sich dynamisch veränderndes Teilsystem bewerten, dessen einzelne Bestandteile, die Arten, untereinander mehr oder weniger stark vernetzt sind.

Wegen dieser empirisch nachweisbaren Vernetzung der Arten zu Trophie- und Konkurrenz-Systemen läßt sich prinzipiell ein Eingriff in den Naturhaushalt sowohl an der Reaktion einzelner Arten, als auch an Änderungen in der Artenzusammensetzung verfolgen.

Für die Beurteilung von Eingriffen in den Naturhaushalt und ihre Auswirkungen auf die Tierwelt stehen entsprechend auch zwei Wege der Erfassung offen:

- die Erfassung von einzelnen, repräsentativen Arten (»Indikatorarten«) und
- die Ermittlung von Verschiebungen im Artenspektrum.

Im ersteren Fall eignen sich Methoden der Populationsökologie (Demökologie) zur Erfassung der Bestandsveränderungen, während im zweiten Fall synökologische Methoden herangezogen werden müssen. Welchem Vorgehen der Vorzug gegeben wird, hängt von der Zielsetzung ab. Ist die Vorgabe vom Artenschutz gemacht (»Der Eingriff beeinflusst seltene/gefährdete Arten«) sind die Methoden der Populationsökologie zu benutzen. Beim lebensgemeinschaftsbezogenen Gebietschutz (»Der Eingriff beeinflusst seltene/gefährdete Biotope«) wird das Beurteilungssystem naturgemäß komplexer und die Bedeutung der einzelnen Tierart rückt in den Hintergrund. Schließlich muß ein Eingriff in den Naturhaushalt nicht unbedingt seltene Arten oder Biotope betreffen, um als Eingriff gewertet zu werden.

2. Die Umweltkapazität

Jede Art von Tieren (oder Pflanzen und Mikroorganismen) stellt an ihre Umwelt bestimmte Bedingungen. Nur wenn diese erfüllt sind, kann die Art in einem bestimmten Gebiet überhaupt existieren. Meist wird die Gesamtheit der artspezifischen Umweltansprüche als »ökologische Nische« einer Art bezeichnet. In einer Umwelt frei von Konkurrenten würde sie bei den allermeisten Arten weiter zu fassen sein (»Fundamentalnische«), als unter gewöhnlichen Bedingungen (»Realnische«). Von diesen artspezifischen Umweltfaktoren beansprucht jedes Individuum einen gewissen Anteil.

Ein gegebener Umweltausschnitt besitzt demzufolge die Lebensbedingungen für eine begrenzte Anzahl von Individuen

der betreffenden Art. Dieser Anzahl entspricht nun die »Umweltkapazität« als jene Menge von Individuen einer bestimmten Art, die im Gebiet (Areal) dauerhaft zusammen leben können. Sie gibt also, anders ausgedrückt, die Aufnahmefähigkeit eines Gebietes für eine bestimmte Art an.

Da in der Umwelt einer Tierart unbelebte und belebte Faktoren zusammen wirken, wird die Umweltkapazität nicht dauerhaft konstant sein, sondern mit den Außen- und Innenbedingungen fluktuieren. Für die Feststellung von Bestandsschwankungen ist es daher notwendig, Effekte natürlicher Fluktuationen von wirklichen Kapazitätsveränderungen zu unterscheiden.

3. Fragestellung

Daß Eingriffe in den Naturhaushalt Veränderungen in Verteilung und Häufigkeit der Tierwelt nach sich ziehen, ist völlig klar und nicht bestreitbar. Die Feststellung des Ausmaßes der Veränderung kann mit geeigneten ökologischen Methoden erfolgen. Darin liegen nicht die eigentlichen Probleme. Sie beginnen im wesentlichen bei der Frage nach der »Ausgleichbarkeit«. Die hier zu stellende Kernfrage lautet:

»Ist es möglich, die Folgen von Eingriffen in den Naturhaushalt durch geeignete Gegenmaßnahmen wieder auszugleichen?«

Streng genommen könnte die Antwort nur »nein« lauten, denn in aller Regel wird man nie mehr den tatsächlichen Ausgangszustand wiederherstellen können.

Dieser puristischen Sicht steht jedoch der empirische Befund gegenüber, daß sich die Natur stets dynamisch verhält und der gleiche Zustand auch unter völlig natürlichen Bedingungen nie wieder eintreten kann. Dynamik, nicht Statik ist die Norm!

Die Kernfrage läßt sich daher absolut berechtigtermaßen durch den Zusatz »ungefähr« (Läßt sich der Eingriff *ungefähr* wieder ausgleichen?) mit »ja« beantworten und daraus leitet sich folglich auch die Berechtigung ab, einen solchen Ausgleich zu fordern! Diese Forderung enthält das Bundesnaturschutzgesetz (jedoch in der ökologisch nicht zutreffenden Einschränkung, daß 'ordnungsgemäße Land- und Forstwirtschaft' im Sinne dieses Gesetzes keinen Eingriff in den Naturhaushalt darstellen!).

Aus dieser grundsätzlichen Bejahung der Ausgleichbarkeit ergeben sich nun die konkreten Fragen

- welche Eingriffe sollen ausgeglichen werden?
- wie kann der Ausgleich erfolgen?
- wann muß der Ausgleich erfolgen?

Zu ihrer allgemeinen Beantwortung stehen populationsökologische und synökologische Modelle zur Verfügung. Auf der Basis dieser Modelle läßt sich die Auswirkung des Eingriffes abschätzen und es kann damit auch die geeignete Gegenmaßnahme zumindest in groben Zügen bestimmt werden.

4. Das Populationsmodell

Das Wachstum von Tierpopulationen vollzieht sich nach Gesetzmäßigkeiten, die sowohl die generelle Fähigkeit zu exponentieller Bestandszunahme, als auch die begrenzende Wirkung der Umweltkapazität umfassen. Das einfachste und für die hier anzustellenden Überlegungen ausreichende mathematische Modell hierzu ist das sogenannte »sigmoide Wachstum«.

Es folgt der Formel

$$(1) \frac{dN}{dt} = rN \left(\frac{K-N}{K} \right)$$

Dabei bedeuten dN/dt die Veränderung der Population, K die Umweltkapazität und r die natürliche Wachstumsrate des Bestandes. Sie setzt sich zusammen aus der Geburtenrate (b), der Sterberate (m), der Zuwanderungsrate (Immigration, I) und der Abwanderungsrate (Emigration, E):

$$(2) r = b - m + I - E$$

Halten sich Geburten- und Sterberate, Immigration und Emigration die Waage, so verändert sich der Bestand nicht mehr. Die Art befindet sich im Gleichgewicht, d. h. sie hat ihre artspezifische Umweltkapazität voll ausgeschöpft. Überwiegen Sterbe- oder Abwanderungsrate, nimmt der Bestand ab. Umgekehrt nimmt er zu, wenn die Geburten- oder die Zuwanderungsrate (oder beide zusammen) die beiden anderen Größen übertreffen.

Ein Eingriff kann daher über fünf verschiedene Grundgrößen wirksam werden: Geburtenrate, Sterberate, Zuwanderung, Abwanderung und Umweltkapazität. Während aber bei unveränderter Umweltkapazität (K) Eingriffe in die Fortpflanzungsrate innerhalb ziemlich weiter Grenzen vom Bestand selbst wieder kompensiert werden können (beispielsweise bei steigenden Verlusten durch ungünstige Witterung kompensieren die Überlebenden durch verstärkte Nachwuchsproduktion oder bei zu hoher Dichte nach sehr erfolgreichen Vermehrungsphasen vermindert verstärkte Abwanderung den Dichteanstieg), bedeutet eine Hebung oder Senkung der Umweltkapazität eine nachhaltige Veränderung des gesamten Systems. Dabei ist zu beachten (Abb. 1), daß die Entwicklung einer Population drei Phasen durchläuft, in denen sie auf äußere Eingriffe ganz unterschiedlich reagiert. Die erste Phase ist die »Verzögerungsphase«. In dieser liegt das Bestandsniveau noch so niedrig, daß sich die volle Vermehrungskapazität nicht entfalten kann. Die Bestandsentwicklung verläuft gebremst (verzögert). Ein Eingriff in diese Phase wäre höchst gefährlich und könnte schon bei verhältnismäßig geringem Einfluß den Bestand ganz zum Erliegen bringen, wenn die Grenze für eine überlebensfähige Population (»Minimalpopulation«) unterschritten wird.

Der Abschnitt zwischen der Minimalpopulation und dem Übergang zur exponentiellen Phase muß daher als »kritische Populationsgröße« bezeichnet werden.

Die anschließende Phase starken Wachstums des Bestandes (logarithmische Phase; Wachstumsphase) dauert je nach Populationstyp mehr oder weniger lang. Die sogenannten r -selektierten Arten, bei denen die Vermehrungsrate r nur wenig von der abbremsenden Wirkung der Umweltkapazität K beeinflusst wird, durchlaufen diese Phase schneller als ihr Gegenstück, die K -selektierten Arten. Diese reagieren schon frühzeitig auf die Kapazitätsgrenze und schießen selten oder nie über sie hinaus. Regulationsmechanismen verhindern ein Überschießen (insbesondere Territorialität und Dominanzstrukturen). Die r -selektierten Arten kommen daher bei einem Rückschlag aus der folgenden dritte Phase, der Stabilisierung des Bestandes um die Umweltkapazität, sehr viel schneller wieder an diese zurück, als die K -selektierten Arten. Schließlich beeinflusst eine geringe Senkung von K die Population wenig, wenn sich diese in etwa an ihrer Umweltkapazitätsgrenze befindet. In diesem Umstand liegt auch der oft für den Artenschutz so »schmerzhaft« zu vermerkende Befund, daß manche Arten ziemlich viel Belastung auszuhalten scheinen, um dann plötzlich und unvorhergesehen zusammenzubrechen. Der Eingriff, die Belastung, hatte die Umweltkapazität nur bis in den Bereich des exponentiellen Wachstums herabgedrückt und

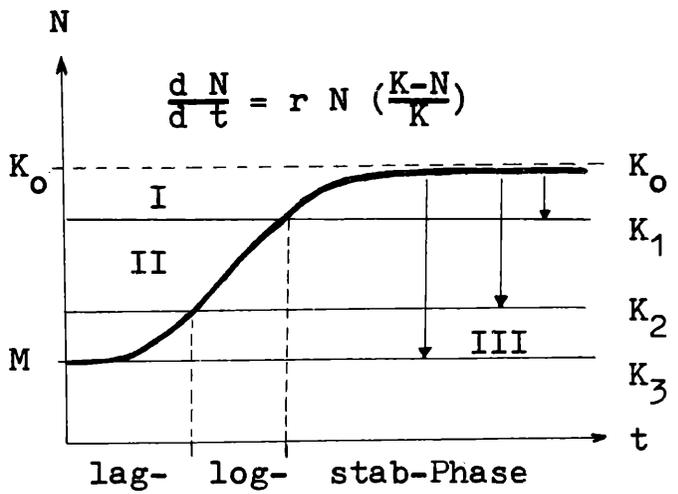


Abbildung 1

Modell des sigmoiden Populationswachstums Senkung von K (Umweltkapazität) führt die Population zunehmend in den kritischen Bereich (III)

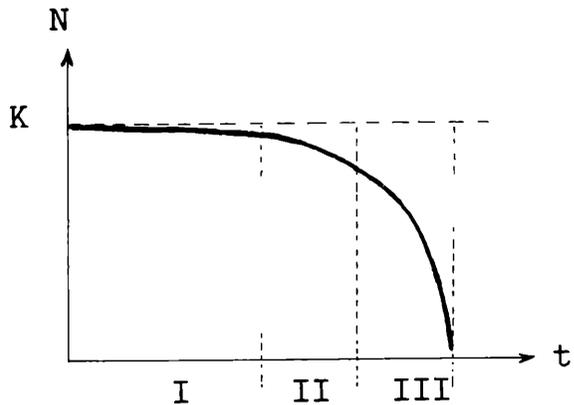


Abbildung 2

Verzögerung (I) und Beschleunigung (III) des Populationsabfalles bei Verminderung der Umweltkapazität K

$t = \text{Zeit}$

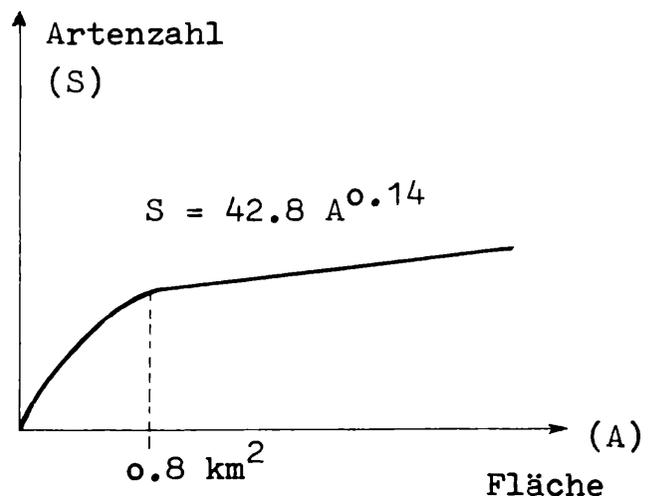


Abbildung 3

Arten-Areal-Kurve von Vögeln in Mitteleuropa (REICHHOLF 1980)

damit scheinbar den Bestand nicht beeinflusst. Eine geringe weitere Senkung unterschreitet dann die kritische Grenze und führte zum Zusammenbruch. Die Wirkung verläuft daher in aller Regel nicht linear abhängig vom Ausmaß des Eingriffes, sondern »umgekehrt sigmoid« (Abb. 2).

Die Verminderung der Umweltkapazität muß daher auf den Populationszustand bezogen werden. Ist die Population vital und im oberen Bereich der Gleichgewichtsphase (Stabilitätsphase), so verträgt sie eine Kapazitätseinschränkung von K_0 auf K_1 (Zone I) ohne dadurch akut gefährdet zu werden. Beim Übergang in Zone II (K_2) werden starke Bestandsschwankungen ausgelöst und bei weiterer Kapazitätsverminderung auf Zone III gerät die Art nun in höchste Gefährdung. Ein plötzliches Erlöschen ist nicht auszuschließen, auch wenn die Bestandsgröße noch deutlich über der Minimalpopulation liegt, da zufällige oder von abiotischen Umweltfaktoren (z. B. Witterung) bedingte Fluktuationen so stark durchschlagen können, daß die kritische Bestandsgröße der Minimalpopulation unterschritten wird.

Doch nicht nur die Häufigkeit (Abundanz) kann vom Eingriff beeinflusst werden, sondern auch das Verteilungsmuster (Dispersion). Die Individuen einer Art findet man in der Regel nicht zufällig verteilt im Lebensraum, sondern in Form bestimmter Muster gruppiert. Die beiden grundlegenden Muster sind die regelmäßige Verteilung und die konzentrierte Verteilung. Bei regelmäßiger Verteilung, die meist in irgend einer Weise durch Territorialität zustande kommt, ist die Varianz deutlich kleiner als das Mittel ($\text{var} < m$), bei konzentrierter Verteilung wird sie deutlich größer als das Mittel ($\text{var} > m$). Während bei Arten mit regelmäßiger Verteilung die flächenmäßige Verminderung direkt proportionale Auswirkungen auf die Bestandsgröße zeigt, läßt sie sich bei konzentrierten Verteilungsmustern von vornherein (ohne nähere Untersuchung) nicht voraussagen. Sie kann eine relativ unbedeutende, gering besiedelte Teilfläche ebenso treffen, wie ein Bestandszentrum (und entsprechend überproportionale Effekte nach sich ziehen!).

Das Arten-Areal-Modell

Die kurze Behandlung der Bedeutung des Verteilungsmusters wies bereits darauf hin, daß nicht nur die Bestandsgröße allein, sondern auch die Fläche, auf der der Bestand vorkommt, von Bedeutung ist. Das gilt in besonderem Maße für die Verschiebungen, die sich in Artengemeinschaften ergeben. Die einzelnen Arten können nicht – das ergab sich auch aus dem Populationsmodell – beliebig selten werden. Die Flächengröße wird damit zum bestimmenden Faktor in Artengemeinschaften. Die Abhängigkeit davon erfaßt das Arten-Areal-Modell (MACARTHUR & WILSON 1967, REICHHOLF 1980). Es besagt, daß die Artenzahl einer Fläche zu einem wesentlichen Teil von der Flächengröße selbst abhängig ist.

$$(3) S = C A^z$$

S = Artenzahl

A = Areal

z = unspezifischer Exponent

(0,12-0,14 bei kontinentaler,

0,28-0,30 bei insulärer Lage)

C = Tiergruppenspezifische Konstante

Abb. 3 zeigt die Arten-Areal-Kurve für Vögel in Mitteleuropa (REICHHOLF 1980). Es ergibt sich daraus, daß eine Flächenverminderung unter 1 km^2 (Grenzwert etwa 80 Hektar) zu einem überproportional raschem Abfall des Vogelartenspektrums führt. Für die einzelnen Tiergruppen kann man daraus die Minimalareale berechnen, die noch ein einigermaßen repräsentatives Artenspektrum der betreffenden Gruppe erhalten können. Umgekehrt erlaubt die Bestimmung des Exponenten z die Beurteilung, ob sich bereits aufgesplitterte Vor-

kommen (z. B. Wälder als Waldinseln in der freien Landschaft) noch als zusammengehörig erweisen ($z = 0,12-0,14$) oder schon als Habitatinselfen wirken ($z = 0,28-0,30$). Je ausgeprägter die Insellage, umso leichter erfolgt Artenverlust und umgekehrt.

Das Arten-Areal-Modell erlaubt auch die Beurteilung des Artenreichtums einer Fläche, die durch Maßnahmen verändert werden soll. Denn anhand von Formel (3) läßt sich die zu erwartende Durchschnittsartenzahl leicht berechnen, wenn man den Korrekturfaktor der betreffenden Tiergruppe kennt. Bei mitteleuropäischen Brutvögeln beträgt er $42,8 \text{ Arten/km}^2$. Diesem Erwartungswert kann dann der Befund gegenübergestellt werden. Der Vergleich zeigt, ob das betreffende Gebiet überdurchschnittlich artenreich (und wenn ja, wie stark überdurchschnittlich!) oder unterdurchschnittlich artenarm zu bezeichnen ist. Vielleicht entspricht es auch genau der Norm. Da die Bezugswerte bislang in Mitteleuropa nur für Vögel ermittelt worden sind (REICHHOLF 1980), besteht in dieser Hinsicht noch ein erheblicher Forschungsbedarf.

Andererseits lassen sich die Ergebnisse von Ausgleichsmaßnahmen später auch anhand des Arten-Areal-Modells auf ihre Wirksamkeit hin beurteilen; und das selbst dann, wenn das Artenspektrum etwas anders zusammengesetzt sein sollte. Zumindest läßt sich nämlich sagen, ob die Ersatzfläche ähnlich artenreich geworden ist, wie die verlorene.

6. Zeitverzögerungen/Verzögerungszeiten

Alle Prozesse, ob in der Population oder in der Artengemeinschaft laufen nicht schlagartig ab, sondern erfordern Zeit. Deshalb hinkt die Reaktion stets hinter dem Eingriff her und die Regeneration läßt auf sich warten. Für die Wirksamkeit ist dieser Zeitfaktor ganz wesentlich, denn wenn – kurz gesagt – die Ausgleichsmaßnahmen nicht rechtzeitig genug erfolgen, werden sie unter Umständen sogar vergeblich sein. Die Frage ist daher zu prüfen, ob dieses »rechtzeitig« auch quantifiziert werden kann?

Das ist in der Tat empirisch möglich, aber für Artengemeinschaften fast eine unlösbare Aufgabe. Denn mit der Zahl der Arten steigt natürlich auch der Aufwand. Konkrete Anhaltspunkte findet man daher nur wenige und über den Umweg der Zeitdauer von Sukzessionsprozessen (z. B. Waldsukzessionen und ihre Dauer; für Wasservögel an Flußstauseen vgl. REICHHOLF & REICHHOLF-RIEHM 1982). Zeitspannen von mehr als 10 Jahren dürften eher die Regel als die Ausnahmen sein.

Bei einzelnen Arten liefert der Populationstyp einen wichtigen Hinweis: K-selektierte Arten brauchen für die Wiedererholung länger als r-selektierte vergleichbarer Größe. Die Dauer der Exponentialphase würde daher den wichtigsten Teilparameter ergeben, der für sich allein in den meisten Fällen ausreichte, um die Geschwindigkeit der Reaktion zu bestimmen.

7. Ergebnisse

Eingriffe in Tierbestände sind grundsätzlich ausgleichbar. Treffen sie hauptsächlich einzelne Arten, so hängt die Beurteilung der Schwere des Eingriffes vom Populationszustand ab. Die wichtigste Gegenmaßnahme besteht in der Neuschaffung oder Ausweitung von Umweltbedingungen, welche die Kapazität der betreffenden Art begrenzen, an benachbarter Stelle. Dadurch kann die Art durch Abwanderung neuen Lebensraum besiedeln, bevor sie ihren alten zum Teil verliert. Auf die Kapazitätsverminderung wird sie dann nicht kritisch reagieren, wenn sie vorher eine Kapazitätserweiterung erfuhr! Allgemein ausgedrückt ergibt sich folgender Vorgang:

$$K_0 + K_1 \rightarrow (\text{Eingriff}) - K_0 \rightarrow K_2 (K_2 \approx K_0)$$

Die Ausgleichsmaßnahme hat vor dem Eingriff zu erfolgen, wenn sie mit minimalem Aufwand maximale Wirkung entfalten soll.

Je später der Ausgleich erfolgt, umso höher muß der Aufwand werden, um das Ziel zu erreichen, den Eingriff auszugleichen. Für die Praxis ergibt sich daraus, daß etwa ein 1:1-Ausgleich beim Planfeststellungsverfahren, aber ein zwei- bis dreifach höherer Aufwand bei Ausgleichsmaßnahmen nach erfolgtem Eingriff möglich wäre bzw. notwendig werden wird.

Dieses scheinbar paradoxe Prinzip, daß ein Eingriff ausgeglichen werden sollte, bevor er überhaupt ausgeführt wird, ergibt sich zwangsläufig aus den populationsdynamischen Verzögerungszeiten. Sie sind empirisch nachgewiesen und keineswegs ein rein theoretisches Resultat!

Wegen der Problematik der räumlichen Aufsplitterung hat der Ausgleich so nahe wie möglich zu erfolgen, um maximale Wirksamkeit zu entfalten. Je weiter entfernt, umso stärker muß überkompensiert werden. Bei Flächenaufsplitterung müßte streng genommen die Ausgleichsmaßnahme die gesamte ursprüngliche Fläche betreffen und nicht allein den Nettoverlust, da dieser nach der Arten-Areal-Beziehung durch die Aufteilung in zwei oder mehrere, voneinander getrennte Flächen nochmals als Eingriff zu Buche schlägt. Die Aufteilung eines Auwaldes von 130 Hektar Fläche und mit reichhaltiger Vogelwelt in zwei Teilflächen von 50 und 60 Hektar bei einem Verlust von 20 Hektar Auwaldfläche erfordert daher eindeutig mehr Ausgleich, als die 20 Hektar, weil die beiden übriggebliebenen Teilflächen unter die kritische Grenze von 80 Hektar fallen und starke Artenverluste deswegen nahezu unvermeidbar sind.

8. Abschlußbemerkung

Die Ausführungen zur Problematik des Ausgleiches von Eingriffen in den Naturhaushalt, hier bezogen auf die Tierwelt, mögen zunächst reichlich theoretisch klingen. Eigentlich sind sie dies aber ganz und gar nicht, auch wenn die Modellsprache benutzt wurde, um die Prinzipien zu erläutern. Denn die Natur »arbeitet« unablässig nach diesen Prinzipien. Sie stellt keine starre Matrix dar, in deren festen status quo unvermittelt eingegriffen wird, sondern ein in höchstem Maße dynamisches, nie ruhendes System, das sich örtlich, regional und überregional laufend erneuert. Für die betroffenen Arten ist es gleichgültig, ob die Umweltgröße, welche ihre artspezifische Kapazität senkt, ein natürlicher »Einfluß« oder ein vom Menschen gemachter »Eingriff« ist. Sie sind in mehr oder minder starkem Maße in der Lage, darauf zu reagieren. Arten, die natürlichen Einflüssen häufig ausgesetzt sind, die ihre Intensität ändern, beantworten die Veränderung schneller als solche, die in »stabiler Umwelt« leben. Der Zeitaufwand, den wir bereit sind, zu vorinvestieren, dürfte in vielen Fällen mehr darüber entscheiden, ob die Arten überleben werden oder nicht, als die Höhe der eingesetzten Mittel. Je früher, desto besser; je näher, desto sicherer und je artenreicher, umso aufwendiger – diese Faustregeln dürften auch dann zutreffen, wenn wir noch nicht über genügend empirische Erfahrung verfügen. Jede Ausgleichsmaßnahme erscheint prinzipiell machbar. Wird sie ernsthaft ins Kalkül gezogen und nach dem Prinzip verfahren, daß der »Wert« einer Art dem Kehrwert ihrer Seltenheit und der »Wert« einer Lebensgemeinschaft dem Aufwand ihrer Rekonstruktion zum quasi-natürlichen Zustand entspricht, dann bekommt die Kosten-Nutzen-Analyse erst ihren Sinn. Manches Projekt dürfte sich dann als »unrentabel« erweisen, wenn die Regenerationskosten mit berücksichtigt werden.

Literatur

- COLINVAUX, P. (1979):
Why big fierce animals are rare? Princeton University Press, Princeton, N. J.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1967):
The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press, Princeton, N. J.
- REICHHOLF, J. (1980):
Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. Anz. orn. Ges. Bayern 19: 13-26.
- & H. REICHHOLF-RIEHM (1982):
Die Stauseen am Unteren Inn – Ergebnisse einer Ökosystemstudie. Ber. ANL 6:47-89.
- REMMERT, H. (1980):
Ökologie – ein Lehrbuch. Springer, Berlin.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Josef Reichholf
Zoologische Staatssammlung
Maria-Ward-Str. 1 B
8000 München 19

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1983

Band/Volume: [9_1983](#)

Autor(en)/Author(s): Reichholf Josef

Artikel/Article: [Möglichkeiten und Grenzen des Ausgleiches von Eingriffen in den Naturhaushalt - dargestellt am Beispiel der Tierwelt 39-42](#)