

**GRUNDLAGEN ZUR FORTSCHREIBUNG DER
ROTEN LISTEN GEFÄHRDETER TIERE
ÖSTERREICHS**

Klaus Peter Zulka
Erich Eder
Helmut Höttinger
Erich Weigand

MONOGRAPHIEN
Band 135
M-135

Wien, 2001

Autoren

Klaus Peter Zulka
Erich Eder
Helmut Höttinger
Erich Weigand

Projektteam

Erich Weigand, Umweltbundesamt (Projektleitung bis 31.1.2000)
Klaus Peter Zulka, Umweltbundesamt (Projektleitung ab 1.2.2000)
Erich Eder, Inst. Zoologie d. Univ. Wien, Abt. Evolutionsbiologie
Helmut Höttinger, Univ. für Bodenkultur, Inst. f. Zoologie

Überarbeitung, Redaktion, Satz

Klaus Peter Zulka, Umweltbundesamt

Titelfotos

Tiere aus dem Nationalpark Kalkalpen, Sengsengebirge und Reichraminger Hintergebirge (Fotos E. Weigand, Fotolayout P. Aubrecht)
Foto links oben: Grasfrosch, *Rana temporaria*;
Foto rechts oben: Höhlenflohkrebs, *Niphargus tatrensis*;
Foto links unten: Quellschnecke der Gattung *Hauffenia*;
Foto rechts unten: Bachforelle, *Salmo trutta fario*;

Adressen der Autoren

Dr. Klaus Peter Zulka, Umweltbundesamt Wien, Spittelauer Lände 5, 1090 Wien, Tel. 0043/1/31 30 4 /31 30, e-mail: zulka@ubavie.gv.at

Dr. Erich Eder, Institut für Zoologie, Universität Wien, Althanstr. 14, 1090 Wien, Tel. 0043/1/4277/54 496, e-mail: erich.eder@univie.ac.at

DI Dr. Helmut Höttinger, Institut für Zoologie, Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Str. 33, 1180 Wien, Tel. 0043/1/47654/3213, e-mail: hoetti@edv1.boku.ac.at

Dr. Erich Weigand, Nationalpark OÖ Kalkalpen, Obergrünburg 340, 4592 Leonstein, Tel 0043/7584/365119, e-mail: erlebnis@kalkalpen.at

Die Studie wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. II5U und Präsidialabteilung C11U erstellt.

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH (Federal Environment Agency Ltd)
Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien (Vienna), Austria

Druck: Riegelnik

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2001
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-575-0

VORWORT

Rote Listen sind ein wichtiges, ja zentrales Instrument der Umweltkontrolle. Sie weisen diejenigen Arten aus, die in absehbarer Zeit von der regionalen Bildfläche verschwinden werden, wenn keine Schritte dagegen unternommen werden.

Das vorliegende Konzept versucht, die Diskussionen rund um Rote-Listen-Kategorien-systeme und Einstufungskriterien, die in letzter Zeit von der IUCN und dem Bundesamt für Naturschutz (Bonn) initiiert wurden, zusammenzufassen und für eine Neuauflage der Roten Liste gefährdeter Tiere Österreichs nutzbar zu machen. Die Monographie erläutert, wie die Einstufung gefährdeter Tiere in Zukunft nachvollziehbarer, exakter und praxistauglicher gestaltet werden kann. Sie berücksichtigt außerdem alle Ergänzungen und Verbesserungsvorschläge, die von Experten der jeweiligen Tiergruppe zu früheren Textentwürfen gemacht wurden. Ich möchte mich im Namen des Umweltbundesamts an dieser Stelle nochmals herzlich für die ausgezeichnete Kooperation bedanken.

Wien, Jänner 2001

Dr. Karl Kienzl, Leiter der Abteilung Allgemeine Ökologie und Naturschutz, Umweltbundesamt

DANKSAGUNG

Für Diskussion und fachliche Unterstützung danken wir folgenden Persönlichkeiten:

Abensperg-Traun, Dr., Institut für Zoologie, Universität Wien
Berg Hans-Martin, Naturhistorisches Museum Wien, Vogelsammlung
Bieringer Georg, Mag., Univ. Wien, Institut für Ökologie und Naturschutz
Binot-Hafke Margret, Dipl. Biol., Bundesamt für Naturschutz, Bonn
Boye Peter, Dr., Bundesamt für Naturschutz, Bonn
Cabela Antonia, Dr., Naturhistorisches Museum Wien, 1. Zool. Abt.
Chovanec Andreas, Doz. Dr., Umweltbundesamt Wien
Dick Gerald, Dr., WWF Österreich
Dietrich Christian, Institut für Zoologie, Universität Wien
Frühaufl Johannes, Dr., BirdLife Österreich
Gepp Johannes, Univ.-Doz. Dr., Institut für Naturschutz, Graz
Glaser Florian, Mag., Inst. Zool. Limnol., Univ. Innsbruck
Graf Wolfram, Dr., Univ. für Bodenkultur, Inst. f. Hydrobiologie
Gruber Jürgen, Dr., Naturhistorisches Museum Wien, 3. Zool. Abteilung
Holzinger Werner, Dr., Institut für Zoologie, Universität Graz
Honsig-Erlenburg Wolfgang, Dr., Kärntner Institut für Seenforschung
Huemer Peter, Mag. Dr., Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum, Naturwissenschaft
Jäch Manfred, Dr., Naturhistorisches Museum Wien, 2. Zool. Abteilung
Jedicke Eckhard, Dr., Arolsen, Deutschland
Kirchhofer Arthur, Dr., Universität Bern, Schweiz
Komposch Christian, Mag. Dr., Ökoteam: Institut für Faunistik und Tierökologie OEG
Köppel Christian, Dr., Verlag für interaktive Medien, Gaggenau, Deutschland
Ludwig Gerhard, Dr., Bundesamt für Naturschutz, Bonn
Malicky Michael, DI, Biologiezentrum des OÖ Landesmuseums; Linz
Malicky Hans, Prof. Dr., Institut für Limnologie, Lunz am See
Mazzucco Karl, Dr., Univ. Wien, Institut für Tumorbiologie
Mikschi Ernst, Dr., Naturhistorisches Museum Wien, Fischesammlung
Müller-Motzfeld Gerd, Prof. Dr., Greifswald, Deutschland
Nesemann Hasko, Univ. für Bodenkultur, Inst. f. Hydrobiologie
Neuhäuser-Happe Lorenz, Mag., Ökoteam: Institut für Faunistik und Tierökologie OEG
Paill Wolfgang, Mag., Ökoteam: Institut für Faunistik und Tierökologie OEG
Petetschnig Jürgen, DI, Institut für Ökologie und Umweltplanung, Klagenfurt
Rabitsch Wolfgang, Dr., Institut für Zoologie, Universität Wien
Reischütz Peter, Prof., Horn
Rennwald Erwin, Dipl. Biol., Verlag für interaktive Medien, Gaggenau, BRD
Riedl Ulrich, Dr., Planungsgruppe Ökologie und Umwelt, Hannover, Deutschland
Sattmann Helmut, Dr., Naturhistorisches Museum Wien, 3. Zool. Abteilung
Sauberer Norbert, Mag., Institut für Ökologie und Naturschutz, Universität Wien
Schmutz Stefan, Dr., Univ. für Bodenkultur, Inst. f. Hydrobiologie
Spitzenberger Friederike, Dr., Naturhistorisches Museum Wien, 1. Zool. Abteilung
Steinberger Karl-Heinz, Dr., Univ. Innsbruck, Inst. Zool. Limnologie
Thaler Konrad, Prof. Dr., Univ. Innsbruck, Inst. Zool. Limnologie
Tiedemann Franz, Dr., Naturhistorisches Museum Wien
Waitzbauer Wolfgang, Prof. Dr., Institut für Zoologie, Universität Wien
Waringer Johann, Prof. Dr., Biozentrum, Univ. Wien
Wokac Ruth, Dr., BMLFUW, Präsidialabteilung C11U
Zabransky Peter, Institut für Forstentomologie, Univ. für Bodenkultur
Zuna-Kratky Thomas, DI, Distelverein, Deutsch-Wagram

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
VORWORT	3
DANKSAGUNG	4
ZUSAMMENFASSUNG	9
SUMMARY	10
1 EINFÜHRUNG	11
1.1 Einleitung	11
1.2 Aufgabenstellung	12
1.2.1 Datentransparenz	13
1.2.2 Vergleichbarkeit	13
1.2.3 Übersichtlichkeit.....	14
1.2.4 Schlussfolgerung	14
2 GRUNDLAGEN	15
2.1 Probleme bisheriger Roter Listen in der praktischen Anwendung	15
2.1.1 Die Einstufung war sehr subjektiv	15
2.1.2 Die Datenbasis der Einstufung wurde nicht dargelegt.....	15
2.1.3 Einstufungen verschiedener Listen sind nicht vergleichbar	16
2.1.4 Es wurde mit unterschiedlichem Maß gemessen	16
2.1.5 Ursachen der Gefährdung sind nicht ausgewiesen	17
2.2 Probleme aus theoretischer Sicht	17
2.2.1 Die konzeptuellen Grundlagen von Roten Listen sind zu vage definiert	17
2.2.2 Die vieldeutige Seltenheit.....	18
2.2.3 Gefährdungsanalyse versus Prioritätenkatalog	18
2.3 Grundlagen der Risikoanalyse	19
2.3.1 Das Paradigma kleiner Populationen	19
2.3.2 Das Paradigma der zurückgehenden Populationen	19
2.3.3 Metapopulation	20
2.4 Indikatoren der Gefährdung	22
2.5 Ansätze zur Einstufung von Arten in Gefährdungskategorien	23
2.5.1 Der populationsbiologische Ansatz	23
2.5.2 Der bestandsorientierte Ansatz.....	23
2.5.3 Der Habitat-orientierte Ansatz	23
2.6 Die IUCN-Kriterien	24
2.6.1 Die Entwicklung des IUCN-Einstufungssystems	24
2.6.2 Die Struktur des IUCN-Kriteriensystems	28
2.6.3 Einschränkungen bei der Übernahme des IUCN-Kriteriensystems	28

2.7	Die Schnittler-Ludwig-Kriterien des Bundesamts für Naturschutz Bonn-Bad Godesberg	29
2.7.1	Das Konzept von SCHNITTLER et al. (1994)	29
2.7.2	Einschränkungen bei der Übernahme des Schnittler-Ludwig-Kriteriensystems.....	29
3	EINZUSTUFENDE ARTEN	31
3.1	Vorgangsweise	31
3.2	Artenliste	31
3.3	Taxonomische Einheiten der Roten Liste	31
3.4	Taxonomische Zweifelsfälle.....	32
3.5	Welche Arten sollen in die Liste aufgenommen werden?	32
4	GEFÄHRDUNGSKATEGORIEN	35
4.1	Problemstellung.....	35
4.2	Definitionen.....	37
4.3	Anmerkungen.....	39
4.3.1	Zur Kategorie „Rare“	39
4.3.2	Zur Kategorie „Near Threatened“	40
4.3.3	Zur Kategorie „Critically Endangered“	40
5	EINSTUFUNGSPROZESS	41
5.1	Überblick	41
5.2	Eichung der Gefährdungsindikatoren.....	44
5.2.1	Indikator A – Bestandssituation.....	45
5.2.2	Indikator B – Bestandsentwicklung	46
5.2.3	Indikator C – Arealentwicklung.....	49
5.2.4	Indikator D – Habitatverfügbarkeit.....	50
5.2.5	Indikator E – Entwicklung der Habitatsituation	51
5.2.6	Indikator F – Direkte anthropogene Beeinflussung	53
5.2.7	Indikator G – Einwanderung.....	53
5.2.8	Indikator H – Weitere Risikofaktoren	54
5.3	Bestimmung des Gefährdungsgrades mit dichotomem Einstufungsschlüssel ..	56
6	SCHUTZPRIORITÄTEN	62
6.1	Verantwortlichkeit.....	62
6.2	Handlungsbedarf	62
7	DARSTELLUNG DER LISTE	64
7.1	Allgemeines.....	64
7.2	Gefährdete Arten.....	64

7.3	Gefährdungsindikatoren	65
7.4	Anmerkungsfeld.....	65
7.5	Ökologische Charakterisierung	66
7.6	Farbbilder	67
7.7	Fragebogen zu Gefährdungsursachen.....	67
8	TIERGRUPPENAUSSWAHL.....	68
8.1	Einführung und Ausgangslage	68
8.2	Kriterien zur Auswahl der Tiergruppen.....	70
9	ARBEITSAUFWAND DER EINSTUFUNG	72
10	ERPROBUNG	73
11	LITERATURVERZEICHNIS	75

ZUSAMMENFASSUNG

Rote Listen gehören zu den wichtigsten und populärsten Instrumenten der Umweltkontrolle und des Naturschutzes. Aufgrund der Unschärfe der Gefährdungskategorien-Definitionen und der Abwesenheit einer einheitlichen Einstufungsmethodik sind sie jedoch vielfach in Kritik geraten. Um die Gefährdungsanalyse und Gefährdungseinstufung zu verbessern, initiierte die IUCN im November 1984 ein Symposium, das den Ausgangspunkt eines Diskussionsprozesses darstellte, der bis heute andauert. Es war offensichtlich, dass die Neufassung der Österreichischen Roten Listen gefährdeter Tiere diese Entwicklungen berücksichtigen und die erzielten Ergebnisse übernehmen musste.

Wir schlagen ein System vor, das die Vergleichbarkeit zwischen Roten Listen und die Nachvollziehbarkeit der Einstufungsprozedur verbessern soll. Hinsichtlich der konzeptuellen Grundlagen zielt der Entwurf darauf ab, die aktuellen Ergebnisse der Populationsüberlebensfähigkeitsanalyse und der Metapopulations-Biologie zu berücksichtigen und einzubeziehen. Unter voller Wahrung der Kompatibilität zum IUCN-Entwurf unterscheidet die Einstufungsmethodologie zwischen Gefährdungsindikatoren (wie Bestandsdaten, Bestandstrends, Habitatverfügbarkeit, Arealrends, die als unabhängige Variablen betrachtet werden) und der abhängigen Variablen „Aussterbensrisiko“ (die als Aussterbenswahrscheinlichkeit pro Zeiteinheit im Sinne von IUCN-Kriterium E definiert wird). Die meisten Gefährdungsindikatoren werden auf einer zehnteiligen Skala ausgewiesen (von 0 bis 10 für Bestandsindikatoren, von -10 bis +10 für Trend-Indikatoren). Grunddaten des Bestands (wie die Anzahl der Rasterquadrate, Individuen, Fundorte) werden gruppenspezifisch skaliert und so auf diese zehnteiligen Skalen abgebildet.

Da artspezifische Überlebensfähigkeitsmodelle, die zwischen den Indikatoren und der Zielvariablen „Aussterbensgefährdung“ vermitteln, in der Regel nicht vorliegen, schlagen wir ein einfaches, allgemein gültiges Modell vor, das nur auf Bestand und Bestandstrend basiert. Um komplizierte UND-ODER-Entscheidungsregeln zu vermeiden, wird dieses Modell auf einen dichotomen Einstufungsschlüssel abgebildet, der direkt zu den Gefährdungskategorien hinführt.

Um einen Vergleich zwischen gefährdeten und nicht gefährdeten Arten innerhalb einer Gattung zu ermöglichen, werden alle in Österreich lebenden Arten der behandelten Tiergruppen in den Rote-Liste-Tabellen analysiert und aufgelistet. Diese Tabellen bestehen aus dem Artnamen, den Gefährdungsindikator-Werten und den Gefährdungskategorien (die IUCN-konform abgekürzt werden). Eine zusätzliche Spalte listet die nationale Verantwortlichkeit für den Schutz der Art auf (basierend auf dem Anteil des Gesamtareals, das in Österreich liegt). Eine weitere Spalte weist Naturschutz-Prioritäten aus. Kommentare in einem Textfeld in freiem Format illustrieren den Einstufungsvorgang, beschreiben die Gefährdungsursachen für die jeweilige Art und führen mögliche Naturschutzmaßnahmen an.

An die Datenqualität werden erhöhte Anforderungen gestellt. Mängel in der Datenlage können für viele Gruppen der Wirbellosen zu Tage treten. Obwohl sich die grundlegenden Anforderungen kaum geändert haben, kann der Arbeitsaufwand für den Gefährdungsanalyse- und Einstufungsprozess mit dem neuen Konzept wesentlich höher ausfallen als früher. Der erhöhte Aufwand wird jedoch durch einen höheren Grad an Datentransparenz, methodischer Nachvollziehbarkeit und Konsistenz zwischen verschiedenen Tiergruppen belohnt.

SUMMARY

Red lists are among the most important and popular instruments of environmental control and nature conservation. However, owing to the vagueness of red list threat category definitions and the lack of a standardised assessment methodology, they have come under scrutiny. To improve risk assessment and threat categorisation, the IUCN initiated a symposium in November 1984 that became the starting point of a review process of the original criteria. The discussion is ongoing. It was evident that an update of the Austrian Red List of Threatened Animals had to take into account these developments and had to incorporate the recent progress.

We propose a system that should improve comparability between red lists and intelligibility of the risk assessment procedure. Conceptually, the draft aims at considering and incorporating recent implications from population viability analysis and metapopulation biology. While retaining full compatibility to the IUCN approach, the assessment methodology separates threat descriptors (such as abundance data, abundance trends, habitat availability and range development, which are regarded as independent variables), from the dependent variable "extinction threat" (which is defined in terms of extinction probability per time unit in the sense IUCN-criterion E).

Most threat descriptors are displayed on a decimal scale ranging from 0 to 10 (for abundance descriptors) or from -10 to +10 (for trend descriptors). Basic data of abundance (such as the number of grid squares, individuals or sites of occurrence) are mapped onto these scales by a group-dependent rationale that may be defined appropriately.

In the absence of species-specific detailed viability models linking independent descriptors to the target variable "extinction threat", we provide a simple generic model based on abundance (of populations, individuals or amount of available habitat) and abundance trends. To avoid complicated AND-OR statements, a dichotomous determination key leads directly to the threat categories.

To permit a comparison between threatened and non-threatened species within a particular genus, all Austrian species of the animal groups considered are listed. The tables consist of the species name, threat descriptor values and threat categories (which are labelled according to the IUCN rules). One additional column indicates the national responsibility for the conservation of the species based on the distribution range proportion situated within Austria. A second column displays conservation priorities. Comments explaining the categorisation rationale, the particular threats that impinge on the species and possible conservation measures may be additionally provided for every species in a text field in free format.

The demands on data quality are elevated and deficiencies may become apparent in many invertebrate groups. Even if the basic assessment requirements have not been altered, the categorisation process may be much more laborious than previously. The efforts will be rewarded by a higher degree of basic descriptor data publication, methodological intelligibility and among-group consistency.

1 EINFÜHRUNG

1.1 Einleitung

Es gibt wohl kaum ein Naturschutz-Instrument, das so weite Verbreitung und Popularität erlangt hat wie die „Roten Listen“. Ihre Anfänge reichen in die Sechzigerjahre des 20. Jahrhunderts zurück. Anfangs waren Rote Listen in erster Linie als Warnsignal gedacht. Öffentlichkeit und politisch Verantwortliche sollten auf einfache und sinnfällige Weise darauf aufmerksam gemacht werden, dass einer ganzen Reihe von Organismen lokale oder globale Ausrottung droht und dass Handlungsbedarf besteht. Es handelt sich bei Roten Listen meist um übersichtliche Kataloge, die in verständlicher Weise die Bedrohung gefährdeter Arten anzeigen. Jede Listeneintragung besteht zumindest aus dem jeweiligen Artnamen und der dazu gehörigen spezifischen Gefährdungskategorie. Neben den weltweit geführten Listen der Species Survival Commission der IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) behandeln nationale und regionale Rote Listen Gebiete innerhalb politischer Grenzen. Aus fachlicher Sicht wäre der Bezug auf biogeographische Regionen zwar oft angemessener, wie dies etwa bei länderübergreifenden Fließgewässern deutlich wird. Hinsichtlich der naturschutzpolitischen Umsetzung sind hingegen staatliche Rote Listen sinnvoll. Sie sollen in Zukunft die Grundlage für globale Einschätzungen darstellen und daher vom System der Einstufung und hinsichtlich der Kategorien weitgehend international vergleichbar sein.

Die Popularität der Roten Listen hat dazu beigetragen, dass sich ihr Aufgabenbereich beträchtlich erweitert hat:

- Der politische Einfluss von Roten Listen ist beträchtlich. Die bloße Auflistung bewirkt oft mehr als eine Analyse der Ursachen, die zu der Gefährdung einer bestimmten Art führten.
- Im Rahmen von Umweltverträglichkeits-Gutachten sind Rote-Liste-Arten erfahrungsgemäß Kristallisationspunkte des öffentlichen Interesses. Noch so fein ziselierte ökologische Befunde verblässen oft ungelesen und unbemerkt neben dem Nachweis auch nur einer Art der Roten Liste.
- Bei der Ausweisung von Naturschutzgebieten ist das Vorkommen von Rote-Liste-Arten oft das wichtigste Argument. Generell sind im Bereich der Biotopbewertung Anteil und Anzahl der Arten, die auf Roten Listen stehen, ganz entscheidende Kriterien.
- Bei Untersuchungen der Biodiversität von Lebensräumen ist die Anzahl seltener, biotoptypischer oder auf Roten Listen geführter Arten in der Regel ein besserer Indikator für das Biodiversitäts-Potenzial als die Gesamtartenzahl (vgl. zum Beispiel HILL & KEDDY, 1992).
- Ein zentrales Problem beim Artenschutz von Wirbellosen ist ihre ungeheure Artenfülle. Um überhaupt einen Ansatzpunkt zu finden, sind Schwerpunkte unbedingt erforderlich. Neben ‚flagship species‘, ‚umbrella species‘, ‚keystone species‘, ‚indicator species‘ (NEW, 1993, 1995) und ‚focal species‘ (LAMBECK, 1997) sind natürlich auch Rote-Liste-Arten geeignete Anknüpfungspunkte für Monitoringkonzepte, Forschungsschwerpunkte und Artenschutzprogramme. Der Grundgedanke: wenn die empfindlichsten Vertreter einer Tiergruppe effektiv gemanagt werden, dann sollten andere weniger anspruchsvolle Vertreter zumindest mit gewisser Wahrscheinlichkeit ebenfalls positiv beeinflusst werden.
- In einigen Bundesländern Österreichs stellen Rote Listen die Grundlage der Naturschutzgesetzgebung dar. Eine auf der Roten Liste als gefährdet ausgewiesene Art steht damit automatisch unter einem bestimmten Schutz.

Mit der Erweiterung des Aufgaben-Spektrums haben sich aber auch die Ansprüche an Rote Listen erhöht. Ihre große Bedeutung einerseits, die informelle Art, die Daten auszuweisen andererseits, haben vielfach generelle Zweifel an ihrer Seriosität laut werden lassen (z. B. LOHMANN, 1995). Entscheidungen von beträchtlicher Tragweite werden oft auf die Einschätzung eines einzelnen Experten gegründet. Die Legitimation steht auf dem Prüfstand.

Solche Probleme sollten jedoch nicht als Schwächen traditioneller Roter Listen ausgelegt werden. Eher könnte man den Roten Listen etwas pointiert vorwerfen, dass sie zu erfolgreich waren. Ursprünglich hatten sie ein begrenztes Ziel, für das sie konzipiert worden waren: nämlich die Fachwelt und die Öffentlichkeit auf den drohenden Artenverlust aufmerksam zu machen. Diesbezüglich waren sie überaus erfolgreich. Mit ihrem Erfolg als Naturschutzinstrument und ihrer Popularität wuchsen aber die Ansprüche. Wenn neuerdings Rote Listen entscheidende Kriterien in der Planung und in der Gesetzgebung darstellen, wenn an der Einstufung eines einzelnen Experten Millionensummen hängen können, dann genügt ein informeller Unterbau nicht mehr. Rote Listen müssen an Objektivität, Nachvollziehbarkeit, theoretischer Basis und Transparenz gewinnen. Objektivität muss nicht bedeuten, dass zwei Experten zwangsläufig immer zum selben Ergebnis oder zur selben Schlussfolgerung gelangen werden. Der Diskurs über die Gefährdung einer Art braucht jedoch eine sachliche Grundlage. Dazu sind methodische Basisinformationen und Datentransparenz unverzichtbar.

Das vorgelegte Arbeitskonzept ist ein Versuch, der Erstellung von Roten Listen mehr wissenschaftliche Verlässlichkeit zu geben, also ihre theoretischen Grundlagen zu diskutieren, die methodische Vorgangsweise zu systematisieren, die Datentransparenz zu erhöhen und die Implikationen einer Einstufung besser zu transportieren.

1.2 Aufgabenstellung

Nach den Einstufungen gefährdeter Tiere Österreichs in den Jahren 1980 (GEPP, 1983c) und 1990 (GEPP, 1994c) steht eine entsprechende Aktualisierung dieses Naturschutzinstrumentes an. Der inzwischen in Gang gekommene Diskussionsprozess macht es erforderlich (MACE & LANDE, 1991, IUCN, 1994, GÄRDENFORS et al., 1999, IUCN, 1999), Roten Listen hinsichtlich Aufgaben, Einstufungs-Methodik und Praxis grundsätzlich zu überdenken. In den folgenden Abschnitten ist erläutert, welche Anforderungen dabei berücksichtigt werden sollten.

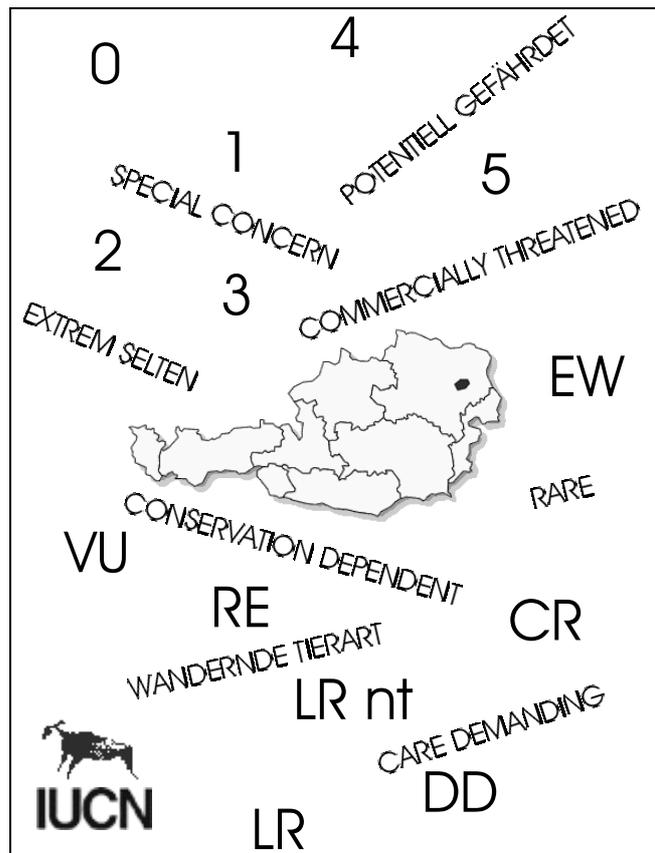


Abb. 1: Verschiedene international gebräuchliche und teils verwirrende „Gefährdungs“-Kategorien – einige darunter, wie „wandernde Art“, „rare“ oder „special concern“ sind eher als Biogeographie- oder als Prioritätsangaben zu bezeichnen (Grafik E. Eder)

1.2.1 Datentransparenz

Bei wissenschaftlichen Publikationen haben die Autoren üblicherweise sowohl die Hintergründe als auch die Implikationen ihrer Ergebnisse detailliert offen zu legen. Sie müssen beschreiben, auf welcher theoretischen Grundlage sie aufbauen. Material und Methodik müssen nachvollziehbar dargestellt werden. Für Messergebnisse werden Vertrauensbereiche verlangt; der Diskussionsabschnitt vergleicht mit bereits vorliegenden Befunden und leitet Schlussfolgerungen aus den Ergebnissen ab.

Nichts dergleichen war bislang bei der Erstellung von Roten Listen notwendig. Mit den enorm gestiegenen Anforderungen an fachliche Nachvollziehbarkeit müssen Überlegungen angestellt werden, wie die Methodik des Einstufungsprozesses und die naturschutzfachlichen Implikationen von Einstufungen so dargelegt werden können, dass eine Diskussion über die Gefährdungssituation einer Art darauf basieren kann. Der traditionelle Listen-Charakter sollte dabei möglichst erhalten bleiben.

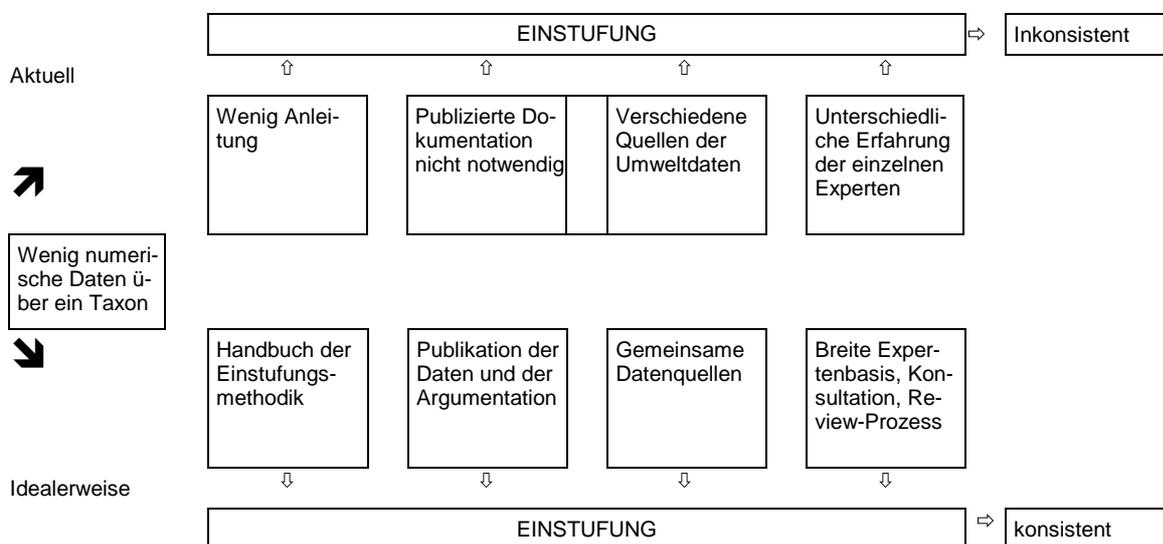


Abb. 2: Realität und Zielvorstellungen in der Gefährdungseinstufung. Nach STATTERFIELD, 1996.

1.2.2 Vergleichbarkeit

In den Diskussionen mit den Experten kristallisierte sich die Vergleichbarkeit als eine der zentralen Anforderungen heraus, die in einer Neukonzeption der Roten Listen unbedingt berücksichtigt sein sollte. Vergleichbarkeit kann dabei auf verschiedenen Ebenen gefordert werden:

- Vergleichbarkeit zwischen früheren und aktualisierten Listen
- Vergleichbarkeit der Einstufung zwischen Tiergruppen ein und derselben Liste
- Vergleichbarkeit der Einstufung zwischen verschiedenen Regionen

Alle drei Arten von Vergleichen sind derzeit nur mit großen Einschränkungen möglich. Die strenge Vergleichbarkeit verschiedener Listen scheitert derzeit an der Fülle der Kategorien, der unterschiedlichen Interpretation einzelner Gefährdungsstufen und der Heterogenität der methodischen Ansätze. Aber erst die saubere Vergleichbarkeit ermöglicht Aussagen über die zeitliche Entwicklung der Gefährdungssituation einer Art und Befunde über regionale Unterschiede in der Gefährdung. Es ist daher festzulegen, welche Bedingungen erfüllt sein müssen, damit die Vergleichbarkeit von Listen prinzipiell möglich wird.

- Objektivität der Aussage: Bislang enthielt die Messgröße vieler Roter Listen in unterschiedlichem Ausmaß eine subjektive Komponente, die jegliche strenge Vergleichbarkeit von vorneherein unmöglich machte.
- Eine einheitliche Messgröße der Roten Liste. Bisher wird „Gefährdung“ auf sehr unterschiedliche Grundprinzipien zurückgeführt.
- Eine allgemeingültige Eichung der Messskala: Qualitative Stufen wie „gefährdet“ und „vom Aussterben bedroht“ sind ohne vorherige Eichung zum Vergleich von Gefährdung ähnlich hilfreich wie die Alternative groß – sehr groß in einem Bestimmungsschlüssel.

Auf diese Bedingungen wird im Kapitel 4 näher Bezug genommen.

1.2.3 Übersichtlichkeit

Rote Listen sollen ein möglichst einfach durchschaubares und publikumswirksames Instrument sein. Das erfordert eine übersichtliche Struktur und eine anschauliche Präsentation der Daten. Ein Hauptproblem, das es zu umgehen gilt, sind die vielen Sonderkategorien, die immer wieder in Roten Listen eingefordert werden und leicht zu einem Wildwuchs von Ausnahmen und Spezifizierungen führen können (vgl. Abb. 1). In den frühen Fassungen der Roten Listen der IUCN zu Beginn der Sechzigerjahre unterschied man nur zwischen zwei Kategorien: „gefährdet“ und „selten“ (COLLAR & STATTERSFIELD, 1994). Zug um Zug wurden in den neueren Versionen Roter Listen die Kategoriensysteme verfeinert. Tierarten unterscheiden sich in ihrer Lebensweise – es gibt wandernde, versteckt lebende oder Dauerstadien bildende Tiere – und weisen selbst innerhalb enger systematischer Einheiten oft extreme Größenunterschiede auf (z. B. innerhalb der Säugetiere Braunbär und Spitzmaus). Ein einheitliches Kategoriensystem der Gefährdung – für die Anwendbarkeit in der Praxis unbedingt erforderlich – ist daher leicht dem Vorwurf der unzulässigen Vereinfachung ausgesetzt. Als Folge dieser Problematik entstand ein kompliziertes System von Kategorien (vgl. Abb. 1), das darüber hinaus in den verschiedenen nationalen und regionalen Roten Listen in vielfältiger Weise modifiziert wurde. Die Vereinheitlichung und Vereinfachung des Kategoriensystems ist also eine Aufgabe, die in jeder Neukonzeption zusätzlich zur Objektivierung des Einstufungsprozesses berücksichtigt werden muss.

1.2.4 Schlussfolgerung

Vorliegender Entwurf versucht eine Gratwanderung zwischen den vielfältigen Anforderungen an Stringenz und Einheitlichkeit einerseits und Flexibilität und Anpassbarkeit an die verschiedensten Tiergruppen und Gefährdungsszenarien andererseits. Der feste Rahmen von Konzept und Messgröße soll mit einer beliebigen Buntheit von Daten in verschiedener Qualität und Aussageschärfe gefüllt werden können. Wir versuchen mit dem vorliegenden Entwurf eine pragmatische Lösung: Im Sinne der Anwendbarkeit für möglichst viele Tiergruppen haben wir ein System mit breiter gruppenspezifischer Skalierungsmöglichkeit gewählt, wodurch die Kriterien, wie vielfach gefordert, „weicher“ geworden sind. Darüber hinaus besteht die ebenfalls von zahlreichen Spezialisten gewünschte Möglichkeit, mit Hilfe von ökologischen Parametern (Habitatverfügbarkeit und Habitatentwicklung) die Gefährdung einzustufen.

Der Bericht ist ein Konsensprodukt und das Ergebnis eines längeren Diskussionsprozesses, in den Experten des Bundesamts für Naturschutz Deutschland, Bearbeiter früherer und derzeit entstehender Roter Listen, ausgewiesene Kenner bestimmter Tiergruppen und Vertreter von Naturschutzorganisationen sukzessive eingebunden wurden. Der Bericht stellt die fachliche Grundlage dar, auf der künftig die Gefährdungsanalyse der Arten und die Einstufung in die Kategorien der Roten Listen in Österreich erfolgen soll.

2 GRUNDLAGEN

2.1 Probleme bisheriger Roter Listen in der praktischen Anwendung

Rote Listen sind längst als viel benutztes Instrument der Naturschutzplanung etabliert. Insbesondere regionale und nationale Rote Listen können Eingriffs- wie auch Schutzmaßnahmen entscheidend beeinflussen.

Dem steht die informelle Art gegenüber, wie regionale Rote Listen in der Regel zustande kamen. Einzelne Experten wurden beauftragt, eine Liste für ihre jeweilige Organismen-Gruppe zu verfassen. In manchen Fällen konnte auch die Initiative vom Bearbeiter selbst ausgehen (DOCZKAL et al., 1999). Bisherige Rote Listen fielen hinsichtlich ihres Informationswerts in hohem Maße heterogen aus, was ihrem ursprünglichen Zweck, Warnsignale auszusenden, keinerlei Abbruch tat. Ihren neuen Aufgaben, umfassende und verlässliche Kompendien der Gefährdungseinschätzung zu sein, wurden sie jedoch damit nicht mehr voll gerecht. In der praktischen Anwendung trat eine Reihe von Problemen immer wieder zu Tage.

2.1.1 Die Einstufung war sehr subjektiv

Die Zuordnung der Arten zu den jeweiligen Gefährdungskategorien war dem Bearbeiter anheim gestellt; je nach Erfahrungshorizont und Fachwissen, aber auch nach gefühlsmäßigen Unwägbarkeiten mochte er zu seinen Abschätzungen kommen.

Das Ergebnis der Einstufung hing sehr von persönlichen Vorlieben des Bearbeiters, schwerpunktmäßig besammelten Habitaten, Wohn- oder Urlaubsorten ab. Sachverstand, Verlässlichkeit und Erfahrungshorizont der jeweiligen Experten gingen als entscheidende Parameter in die Gefährdungseinschätzung ein.

2.1.2 Die Datenbasis der Einstufung wurde nicht dargelegt

Gleichgültig, welche Kriterienschemata zur Einstufung herangezogen werden, beruhen alle Einschätzungen auf Grundlagendaten (zum Beispiel zur Verbreitung, zu Bestandstrends, zu den ökologischen Ansprüchen der Art, zu Populationsgrößen).

Für einzelne dieser Gefährdungsindikatoren können umfassende Daten verfügbar sein, in der Regel ist die Datenbasis jedoch unvollständig. Notgedrungen muss der Bearbeiter mit den Informationen auskommen, die für die entsprechende Art vorliegen. Relevante Daten können in Form von publizierten Kompendien (z. B. FRANZ, 1970, MOOG, 1995), elektronischen Datenbanken (z. B. ZOBODAT Linz, vgl. MALICKY, 1998, Datenbanken des Naturhistorischen Museums), aber auch lediglich in Form von Erfahrungen im Kopf des jeweiligen Bearbeiters gespeichert sein. Ist das Bearbeitungs-Gebiet flächendeckend erfasst oder sind große Teile der zoogeographischen Landkarte weiße Terra incognita? Viele Gefährdungsabschätzungen beruhen auf Trenddaten; für die meisten Tiergruppen sind aber Trenddaten nicht oder nur für einen eingeschränkten Zeitraum oder nur in ungleichmäßiger Qualität verfügbar. Auf welcher Grundlage beruht dann die Einstufung? Werden dann Angaben über Verbreitung oder Habitatansprüche verstärkt herangezogen? Wird die Seltenheit einer Art daran gemessen, mit welcher Anzahl an Belegstücken sie in der Sammlung des Bearbeiters vertreten ist und wird daraus die Gefährdung abgeleitet?

Für den Praktiker war in der Regel nicht nachvollziehbar, auf welche Indikatoren der Gefährdung sich eine bestimmte Einschätzung gründet, wie genau diese Indikatoren bekannt sind, in welcher Gewichtung sie berücksichtigt wurden und wie vertrauenswürdig das Ergebnis der Einschätzung somit ausfiel.

Folglich stehen Arten, für die eine sehr fundierte Einstufung erfolgt war und für die das Gefährdungsrisiko detailliert und überzeugend belegt werden konnte, gleich gewichtet unter solchen, bei denen die Datenlage lückenhaft war und der Gefährdungsgrad eher eine Vermutung des Bearbeiters darstellt als eine mit Daten belegbare Messgröße.

2.1.3 Einstufungen verschiedener Listen sind nicht vergleichbar

Die Laufkäfer (Carabidae) Österreichs wurden sowohl in der ersten Roten Liste (FRANZ, 1983) als auch in der Neuausgabe (KIRSCHENHOFER & REISER, 1994), bearbeitet. Die meisten Einschätzungen unterscheiden sich zwischen den beiden Veröffentlichungen. So wurde zum Beispiel der Laufkäfer *Dyschirius pusillus* bei FRANZ (1983) als „stark gefährdet“ in Kategorie A.2 gelistet. 1994 war die Art nur mehr als „potenziell gefährdet“ (Kategorie 4) eingestuft.

Welchen Schlüsse kann der Praktiker daraus ziehen?

- Die Bestandssituation hat sich in der Zwischenzeit verändert, die Art ist nicht mehr so akut bedroht.
- Die Datenlage hat sich geändert. Es sind mehr Fundorte bekannt geworden, die eine Neueinschätzung erforderlich werden lassen. Wohlgemerkt: mit der tatsächlichen Bestandsentwicklung hat dieser Trend noch nichts zu tun; schon gar nicht mit irgendwelchen Management- oder Naturschutzmaßnahmen.
- Sowohl Status als auch Datenlage blieben gleich, aber die Interpretation der Daten ist eine andere. KIRSCHENHOFER & REISER (1994) mochten Habitatpräferenz mehr gewichtet haben als FRANZ (1983) oder Bestandszahlen höher, oder auch alle Kriterien in gleicher Weise, aber zu anderen Schlussfolgerungen gekommen sein.
- Die Kategorie 4 wurde nicht einheitlich interpretiert. Teils wurden Arten darin aufgenommen, die ein sehr kleines Areal im Gebiet haben (entsprechende der IUCN-Kategorie „rare“), teils wurde die Kategorie im Sinne einer Vorwarnliste aufgefasst. So wurde die Kategorie A. 4 (GEPP, 1983c) als Vorwort im Sinne der Kategorie „Rare“ definiert. FRANZ (1983) verwendet die Kategorie A.3 in seinem Kapitel jedoch überhaupt nicht und interpretiert die Kategorie A. 4 eher im Sinne einer Vorwarnliste.

Diese Probleme sind natürlich keineswegs auf die beispielhaft erwähnten Listen beschränkt, sondern praktisch systemimmanent. Sie waren letztlich ausschlaggebend dafür, dass die IUCN einen Diskussionsprozess überhaupt für notwendig erachtet hat (vergleiche MACE & LANDE, 1991)

Unwägbarkeiten dieser Art haben Rote Listen vielfach in gewissen Misskredit gebracht, obwohl die Kritiker selten so weit gingen wie LOHMANN (1995), der, das Kind mit dem Bade ausschüttend, eine „Rote Karte für die Roten Listen“ forderte.

2.1.4 Es wurde mit unterschiedlichem Maß gemessen

Während zum Beispiel sämtliche einheimischen Amphibien auf der Roten Liste stehen (TIEDEMANN & HÄUPL, 1994), umfasst die Rote Liste gefährdeter Carabiden (KIRSCHENHOFER & REISER, 1994) fast nur extreme Habitat-Spezialisten. Beide Listen sind deswegen für Biotopbegutachtungen und Eingriffsplanungen nur schwer anwendbar. Die relativ hohe Gefährdungseinstufung der Amphibien hatte oft die absurde Konsequenz, dass Amphibien bei Eingriffsplanungen überhaupt nicht berücksichtigt werden durften, da ihre zu erwartende Anwesenheit die Naturverträglichkeit des Projekts von vornherein in Frage gestellt hätte.

Bei Laufkäfern (Carabiden) hingegen wurde dagegen offensichtlich ein viel strengeres Maß der Risikoabschätzung angelegt. Das hatte zur Folge, dass in vielen Fällen nicht eine einzige Art der Roten Liste bei Begleituntersuchungen zu Eingriffsplanungen festgestellt werden konnte. Offensichtlich werden hier die Gefährdungsstufen und das Aussterberisiko zwischen Organismengruppen in weitem Umfang unterschiedlich interpretiert.

2.1.5 Ursachen der Gefährdung sind nicht ausgewiesen

Zu der vernünftigen Einstufung einer bedrohten Art ist ein gewisser Einblick in das Faktorengefüge notwendig, das zur Gefährdung geführt hat. Zudem wäre es für den angewandten Naturschutz außerordentlich hilfreich, wenn dieses Gefüge in Roten Listen ein wenig transparent würde. Es wäre sehr wichtig zu wissen, ob die Gefährdung einer Art von Habitatfragmentierung herrührt (dann wäre ein fragmentierender Eingriff besonders gravierend und für die Existenz der Art besonders negativ) oder von Lebensraumverlust (dann wären Maßnahmen, die den Lebensraum verändern, negativ zu bewerten). Eine notwendige Bedingung, den Artverlust hintan zu halten, ist, die Prozesse zu verstehen, die zum Niedergang der jeweiligen Art führen. Mit der Gefährdungskategorie allein ist darüber noch nichts ausgesagt.

Es geht nicht darum, pauschal ganze Wirtschaftszweige wie Landwirtschaft oder Jagd als Verursacher von Artenschwund an den Pranger zu stellen, wie dies oft in den Einleitungskapiteln zu den Roten Listen geschah und dann doch ohne praktische Konsequenzen blieb. Gefährdung ist immer ein Zustand, der viele Ursachen hat: bestimmte biologische Dispositionen wie Ansprüche an den Lebensraum, Empfindlichkeit hinsichtlich Isolation und Lebensraum-Fragmentierung, Fortpflanzungsrate interagieren mit menschlichen Einflüssen wie Änderungen der Landnutzung oder Degradation der lebensraumtypischen Bedingungen. Im Endzustand der Populationsverkleinerung wirken demographische Variation, Verarmung der genetischen Vielfalt, unvorhersagbare Variation der Populationsgröße als Folge schwankender Umweltbedingungen zusammen und ziehen die Art in einen Aussterbensstrudel (extinction vortex, GILPIN & SOULÉ, 1986). Wenn Rote Listen für jede einzelne Art besseren Einblick in die Ursachen ihrer Auflistung gäben, könnten sie bereits den Ausgangspunkt zu Schutzmaßnahmen markieren. Attraktive und sehr nachahmenswerte Beispiele für eine solche Präsentation liefern beispielsweise SPITZENBERGER (1988), DESENDER et al. (1995) oder die neuen Roten Listen gefährdeter Tiere Niederösterreichs (z. B. HÖTTINGER & PENNERSDORFER, 1999, MIKSCHI & WOLFRAM-WAIS, 1999).

2.2 Probleme aus theoretischer Sicht

2.2.1 Die konzeptuellen Grundlagen von Roten Listen sind zu vage definiert

Wie schon eingangs ausgeführt, hat sich parallel zur Entwicklung der Roten Liste als bedeutendem Naturschutzinstrument das Paradigma kleiner Populationen (CAUGHLEY, 1994), die Theorie der minimalen überlebensfähigen Population (SHAFFER, 1981) die Populationsüberlebensfähigkeitsanalyse (BOYCE, 1992, SIMBERLOFF, 1998) und das Metapopulationskonzept (HANSKI, 1999) entwickelt. Es ist notwendig, diese konzeptuellen Grundlagen bei der Entwicklung Roter Listen zu berücksichtigen (MACE & LANDE, 1991). Rote Listen und formale Populationsüberlebensfähigkeitsanalyse haben das gleiche Ziel: die Aussterbenswahrscheinlichkeit für bestimmte Arten abschätzbar und darlegbar zu machen. Parameter, die in Überlebensfähigkeitsanalysen eingehen, sind dementsprechend auch für die Gefährdungseinschätzung in Roten Listen grundlegend. Ansätze, die sich ausschließlich auf Bestandesentwicklungen stützen, drohen ihr Ziel zu verfehlen: Rote Listen sind nicht Statistikbücher über zu- oder abnehmende Populationen, sondern sollen plausible Wahrscheinlichkeitsaussagen über konkrete Schicksale von Arten in der Zukunft machen.

2.2.2 Die vieldeutige Seltenheit

Bisher wurde Seltenheit weithin als fundamentaler Indikator für die Bestandsgefährdung angesehen. RABINOWITZ et al. (1986) wiesen jedoch nach, dass unter Seltenheit zumindest drei völlig verschiedene Erscheinungsmuster, ja ökologische Eigenschaften subsumierbar sind:

- Geographische Verbreitung. Eine Art wird als „selten“ bezeichnet, wenn sie nur in einem sehr beschränkten Areal vorkommt.
- Habitatspezifität: Eine Art wird als „selten“ eingestuft, wenn sie unter sehr speziellen, eng umrissenen Umweltbedingungen und in wenigen Lebensräumen vorkommt.
- Lokale Populationsgröße: Eine Art wird als „selten“ eingestuft, wenn sie nur geringe lokale Populationsgrößen erreicht.

RABINOWITZ et al. (1986) führen Beispiele für Arten mit winzigem Areal, aber hohen lokalen Populationsgrößen und großer Genügsamkeit hinsichtlich Umweltbedingungen an. Andere Arten sind über Kontinente verbreitet, erreichen jedoch nirgendwo hohe Abundanzen. Jede Art von Seltenheit hat ganz andere Implikationen für den Gefährdungsgrad; die Gefahren, die Arten bedrohen, sind andere für Arten mit kleinem Verbreitungsgebiet als für Arten mit geringen lokalen Abundanzen.

In der mittelalterlichen Physik wurden unter „Kraft“ Begriffe, die heute als „Impuls“ oder „Energie“ bezeichnet werden, subsumiert. Ein Fortschritt war erst dann möglich, als klare Begriffsdefinitionen in einer konsistenten Theorie allgemein akzeptiert wurden.

2.2.3 Gefährdungsanalyse versus Prioritätenkatalog

Was ist eigentlich der Gegenstand der Roten Listen? Charakteristisch für viele existierende Rote Listen war die Mehrdeutigkeit hinsichtlich Ihrer Zielrichtung: sollen sie als reine Gefährdungsgrad-Kataloge angesehen werden oder stellen sie Prioritäten-Listen für Naturschutzmaßnahmen dar?

MACE & LANDE (1991) haben Rote Listen ausdrücklich auf Populationsgefährdung gründen wollen und Schutzprioritäten ausdrücklich aus ihrer Betrachtung ausgeschlossen. Dieser konzeptuellen Klarheit wurde nicht immer gefolgt. WARREN et al. (1997) interpretieren Rote Listen als Kataloge von Arten, für die primär Schutzmaßnahmen getroffen werden müssen und beziehen in ihre Einstufung ausdrücklich den Status der Art außerhalb des Gültigkeitsgebiets der Roten Liste mit ein. Im Ansatz des deutschen Bundesamts für Naturschutz (SCHNITTLER et al., 1994, SCHNITTLER & LUDWIG, 1996) wird dagegen der Begriff „Verantwortlichkeit“ definiert, um Prioritäten, die sich zum Beispiel aus Arealverhältnissen und Endemismus ergeben, von der Gefährdungseinstufung zu trennen.

Gefährdete Arten müssen nicht zwangsläufig schutzwürdige Arten sein. Eingeführte Arten können aufgrund der geringen Größe ihrer Populationen hochgradig gefährdet sein, sind aber in der Regel nicht schutzwürdig. Endemiten im Bearbeitungsgebiet können ungefährdet, aber dennoch hochgradig schutzwürdig sein. Schlüsselarten in Ökosystemen können in ihrem Bestand ungefährdet, aber ebenfalls schutzwürdig sein, da jede Änderung ihres Status eine Fülle von Sekundärwirkungen für die anderen Teile der Artengemeinschaft nach sich zöge und andere Arten sehr wohl gefährden könnte.

Derzeit sind die Einstufungen oft undurchsichtige Konglomerate aus direkter menschlicher Bedrohung, natürlichem Aussterbensrisiko aufgrund hoher Lebensraumanprüche, aber auch anderen Kriterien wie dem ästhetischen Wert des Organismus. Gefährdung der Populationen einerseits, Schutzwürdigkeit und Prioritätenkatalog andererseits müssen aber sauber getrennt werden und, wenn sie in der gleichen Liste aufscheinen, verschiedene Spalten füllen.

2.3 Grundlagen der Risikoanalyse

2.3.1 Das Paradigma kleiner Populationen

Aussterbensprozesse laufen nicht in der Weise kontinuierlich ab, dass Populationen monoton kleiner und kleiner werden und schließlich kein Vertreter der Art mehr übrig bleibt. Vielmehr kommen unterhalb bestimmter Populationsgrößen-Schwellenwerte verschiedene Prozesse zur Wirkung, die sich gegenseitig verstärken und die Art in einen Aussterbensstrudel ziehen, aus dem sie nicht mehr entkommen kann. Diese Prozesse sind demographische Stochastizität, der Allee-Effekt, genetische Stochastizität, Umweltstochastizität und Katastrophen (SHAFFER, 1981, vgl. SIMBERLOFF, 1998). Unter demographischer Stochastizität versteht man zufallsmäßige Schwankungen im Reproduktionserfolg und im Geschlechterverhältnis. Allee-Effekt ist ein Sammelbegriff für Nachteile in ethologischer Sicht, die sich aus der geringen Populationsgröße ergeben: beispielsweise finden die Partner nur mehr schwer zueinander, eine funktionierende Sozialstruktur kommt nicht mehr zustande, die kollektive Jagd ist erschwert oder unmöglich. Genetisch schlägt sich die geringe Populationsgröße im zufälligen Verlust von Allelen nieder. Daraus resultiert ein hoher Homozygotiegrad, Inzuchtdepression und reduzierte Anpassungsfähigkeit an veränderte Umweltbedingungen. Schwankungen in der Reproduktionsrate, die durch praktisch allgegenwärtige Schwankungen in den Umweltbedingungen bedingt sind, wirken mit den anderen Faktoren zusammen und verstärken diese. Genetisch verarmte Populationen sind besonders empfindlich für extreme Schwankungen in den Umweltbedingungen. Besonders extreme und unvorhersagbare Umweltschwankungen kann man als Katastrophen auffassen; sie können selbst ausge dehnte Populationen auf eine Größe reduzieren, bei der die anderen Faktoren zum Tragen kommen. Vereinfacht gilt: je kleiner eine Population, desto größer ihr Aussterbensrisiko (MACARTHUR & WILSON, 1967), die Individuenanzahl einer Population kann somit bereits als wichtiger Indikator der Überlebensfähigkeit einer Art angesehen werden. LANDE (1993) hat den Einfluss von demographischer, genetischer und umweltbedingter Stochastizität in ihrer Wirkung auf die Aussterbenswahrscheinlichkeit von Populationen gegeneinander abgewogen. Man kann aus seinen Untersuchungen den Schluss ziehen, dass genetische und demographische Stochastizität nur bei sehr geringer Populationsgröße Wirkung entfalten. Dagegen bedroht die Umweltstochastizität auch große Populationen; hier ist die Fortpflanzungsstrategie der Art und das Ausmaß der Schwankungen entscheidend.

Das oben beschriebene Paradigma der kleinen Populationen ist theoretisch und konzeptuell gut untersucht. Es ist möglich, unter Berücksichtigung aller Faktoren die minimale überlebensfähige Population für jede Art anzugeben, sofern die entsprechenden Daten vorliegen (SHAFFER, 1981). Mittels numerischer Simulation kann in einer Populationsüberlebensfähigkeitsanalyse (population viability analysis, BOYCE, 1992) die Aussterbenswahrscheinlichkeit der jeweiligen Population in einem bestimmten Zeitraum angegeben werden.

Obwohl das „Paradigma der kleinen Populationen“ (CAUGHLEY, 1994) viel zum grundsätzlichen Verständnis von Artgefährdung beigetragen hat, bleibt der praktische Nutzen fraglich: Schutzmaßnahmen sollten jedenfalls schon ergriffen werden, bevor die Populationsgrößen einer Art in kritische Bereiche abgesunken sind.

2.3.2 Das Paradigma der zurückgehenden Populationen

Im Gegensatz zum Paradigma der kleinen Populationen ist der konzeptuelle Unterbau des „Paradigmas der zurückgehenden Populationen“ sehr schwach entwickelt (CAUGHLEY, 1994). Die Ursachen des Populationsrückganges sind kaum auf einen gemeinsamen Nenner zu bringen; Habitatvernichtung, Konkurrenz, Bejagung oder Klimaveränderungen können je nach Art in unterschiedlichem Ausmaß zur Populationsreduktion beitragen. Wenn der Rückgang aufgehalten werden soll, so bleibt derzeit nichts anderes übrig, als für jeden Einzelfall

das Ursachengefüge der Gefährdung aufzuklären. Zurückgehende Populationen sind nur ein Indikator für die dahinter verborgenen Gefährdungsursachen; sie sind nicht wie die kleinen Populationen schon die Gefährdung selbst.

Wenngleich es keine universelle Theorie des Populationsrückgangs gibt, so stellen doch Habitatzerstörung, Habitatdegradation und Habitatfragmentation für eine große Anzahl von Arten die wichtigsten Faktoren dar, die zum Rückgang ihrer Populationen führten.

2.3.3 Metapopulation

Das „Paradigma der zurückgehenden Populationen“ ist beim derzeitigen Stand des Wissens eher eine Sammlung anekdotischer Aussterbensgeschichten als eine ausgearbeitete Theorie. Ein allgemeines Konzept von Aussterbensvorgängen, die nicht nur einzelne Populationen, sondern ganze Bestände innerhalb eines bestimmten Gebiets betreffen, könnte aber am ehesten von der Theorie der Metapopulation erwartet werden (HANSKI, 1999). Unter „Metapopulation“ versteht man ein Ensemble von einzelnen unabhängigen Populationen derselben Art, die miteinander über gelegentliche Kolonisationsprozesse in Wechselwirkung stehen und darum als Einheit betrachtet werden können (Abb. 3).

Folgende Bedingungen müssen erfüllt sein, wenn die Beschreibung der Bestände einer Art als Metapopulation sinnvoll sein soll (HANSKI et al., 1994):

- Die einzelnen Populationen besiedeln klar abgrenzbare isolierte Habitatinseln. Die einzelnen Populationen zeigen dabei eine eigenständige Schwankungs-Dynamik.
- Keine Einzelpopulation ist so groß, dass sie vor dem Aussterben gefeit wäre.
- Die Wiederbesiedlung von unbesiedelten, aber geeigneten Habitatflächen ist möglich. Die Ausbreitungsrate ist dabei zumindest so groß, dass das Aussterben von lokalen Populationen durch die Neugründung von Populationen kompensiert werden kann. Sie ist aber nicht so groß, dass sie die populationsdynamische Unabhängigkeit der Einzelpopulation auflösen würde.

Für die Beschreibung einer Metapopulation ist entscheidend, dass das Habitat der Art unabhängig von der Besiedlung durch die Art festgelegt werden kann. Das Habitat eines salzliebenden Insekts wären beispielsweise Salzausblühungen, die besiedelt sein können (wenn die Habitatinsel von anderen Inseln aus erreichbar war oder ist) oder auch nicht (wenn die Art auf der Habitatinsel ausgestorben ist und die Insel seither nicht wiederbesiedelt wurde).

Auf lange Sicht steht die Metapopulation dann im Gleichgewicht, wenn sich Aussterbens- und Wiederbesiedlungsprozesse die Waage halten. In diesem Gleichgewichtszustand bestimmt das Verhältnis von Aussterbens- zu Migrationsrate, welcher Anteil von Habitatinseln im Mittel besiedelt ist (Levins-Metapopulation, vgl. HANSKI & GILPIN, 1997, HANSKI, 1998).

Nicht jede Art, deren Lebensraum zerstückelt und verinselt ist, bildet eine Metapopulation. Dennoch scheint das Konzept einen weiten Anwendungsbereich zu haben. Folgende Konsequenzen für die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Art lassen sich ziehen:

Wird das Gleichgewicht zwischen Aussterbens- und Wiederbesiedlungsrate gestört, dann ist die gesamte Metapopulation betroffen. Angenommen, die Einzel-Populationen einer Art seien gleichmäßig über das Bundesgebiet verteilt. Nun werde jede zweite Habitatinsel vernichtet. Das hat zur Folge, dass die Wiederbesiedlungsrate sinkt; da sich der Abstand zwischen den Einzelpopulationen verdoppelt. Die Aussterbensrate der verbliebenen Populationen bleibt jedoch unbeeinflusst. Die Metapopulation kann so in einen Aussterbensstrudel hineingezogen werden, der nicht unähnlich dem Aussterbensstrudel einer Einzelpopulation (siehe oben) die Bestände einer Art in den Abgrund zieht.

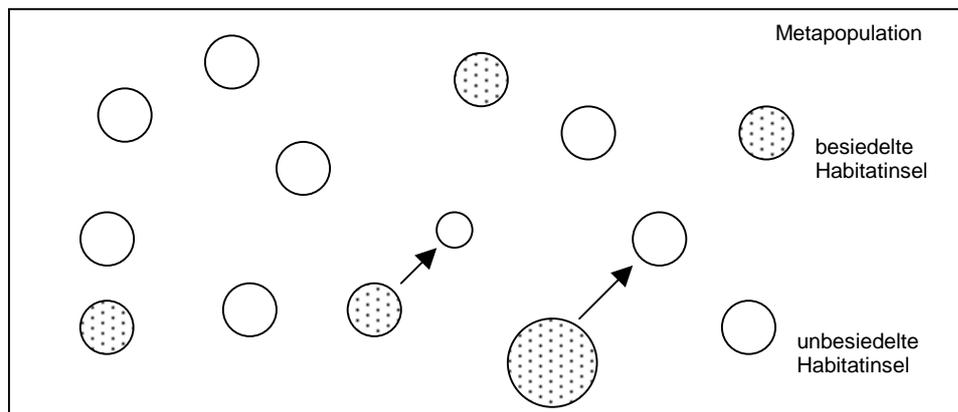


Abb. 3: Metapopulationsstruktur einer Art. Die Kreise stellen besiedelte (grau schraffiert) oder unbesiedelte Habitatinseln dar. Von besiedelten Habitatinseln aus können unbesiedelte Habitatinseln rekolonisiert werden. Je mehr Kreise vorhanden sind und je mehr von ihnen besiedelt sind, desto geringer ist die Aussterbenswahrscheinlichkeit der Art.

Bemerkenswert ist, dass der Aussterbensprozess mit großer zeitlicher Verzögerung stattfindet: mangels Wiederbesiedlungsmöglichkeit verlorener Habitatinseln ist die Metapopulation bereits definitiv todgeweiht. Dennoch dauert das tatsächliche Aussterben der Bestände so lange, bis die letzte Einzelpopulation durch Umweltstochastizität oder Katastrophen (vgl. „Paradigma der kleinen Populationen“) ausgelöscht ist. HANSKI et al. (1996, p. 537) zeigen, dass die zeitliche Verzögerung, mit der eine Schmetterlings-Metapopulation dem Lebensraumverlust „folgt“, in der Größenordnung von Jahrzehnten, ja Jahrhunderten liegt. Solche Metapopulationen sind tickende Aussterbens-Zeitbomben; obwohl die Bestände noch intakt scheinen, ist das zufällige lokale Aussterben, dem keine Wiederbesiedlungsrate gegenübersteht, der schnurgerade Weg zur regionalen Auslöschung der Art.

Es ist sehr wahrscheinlich, dass sich sehr viele real existierende Metapopulationen in einem derartigen Nichtgleichgewichtszustand befinden. Ursprünglich zusammenhängende Habitate wurden in den letzten 50 Jahren durch Verkehrsbauten, landwirtschaftliche Nutzflächen und Siedlungen zerschnitten. MADER (1984) konnte nachweisen, dass bereits normale zweispurige Straßen Populationen von Waldmäusen und Waldlaufkäfern sehr effektiv voneinander isolieren. Solche Zerschneidungseffekte setzen die Wiederbesiedlungsmöglichkeiten von Habitatinseln in starkem Maße herab.

Bei der Beurteilung der Aussterbensgefährdung einer Art sollten diese Überlegungen ins Kalkül gezogen werden. HANSKI et al. (1996) zeigen, dass die Aussterbenswahrscheinlichkeit eine monotone Funktion sowohl der Anzahl verfügbarer Habitatinseln als auch der Anzahl besiedelter Habitatinseln ist. Anders ausgedrückt: je größer die Bestände einer Art und je mehr Habitatinseln noch verfügbar sind, desto geringer ist das Aussterbensrisiko. Es ist weiterhin von Belang, ob schwankende Umweltbedingungen alle Populationen in gleicher Weise betreffen oder ob die Einzelpopulationen diesbezüglich weitgehend voneinander unabhängig sind. Im ersten Fall erhöht sich das Aussterberisiko.

DEN BOER (1990) bestimmte anhand von Langzeitbeobachtungen die Lebensdauer von Laufkäferpopulationen in Habitatinseln. Die durchschnittliche Lebensdauer einer Einzelpopulation hängt dabei sehr von der Ausbreitungsfähigkeit der Art ab. Bei gut ausbreitungsfähigen Arten kurzlebiger Standorte beläuft sich die mittlere Lebensdauer von Einzelpopulationen auf wenige Jahre: Nach dieser Zeitspanne muss die Habitatinsel im Mittel neu besiedelt werden, wenn die Art im Gebiet nicht verschwinden soll. Bei den meisten Arten persistieren die Einzelpopulationen jedoch über einige Jahrzehnte. Es ist also zu folgern, dass Arten, deren Teilpopulationen durch Lebensraumzerschneidung isoliert wurden und die nur mehr in Habitatresten vorkommen, noch einige Jahrzehnte im Gebiet überleben können, das 21. Jahrhundert aber nicht überdauern werden.

2.4 Indikatoren der Gefährdung

Wenn Gefährdung auch nicht unmittelbar messbar und fassbar ist, so gibt es doch einige Warnsignale, die auf eine Gefährdung der jeweiligen Art schließen lassen. Besonders das Zusammenwirken von mehreren Faktoren begründet fast immer eine Gefährdung der Art.

Indikatoren der Gefährdung sind zum Beispiel (vgl. PRIMACK, 1998):

- *Geringe Bestandsgrößen*: Je weniger Populationen einer Art in einem bestimmten Gebiet noch vorhanden sind, um so weniger Katastrophen, korrelierte Umweltveränderungen, Habitatzerstörungen sind erforderlich, dass diese Populationen verloren gehen (vgl. oben).
- *Zurückgehende Bestände*: Kontinuierlicher Verlust von Populationen in einer bestimmten Region lässt auf die Wirkung von Faktoren schließen, welche die Existenz der jeweiligen Art gefährden.
- *Kleines Areal*: Je kleiner das besiedelte Areal, um so größer die Wahrscheinlichkeiten, dass zufällige Schwankungen in den Umweltbedingungen alle Populationen im Areal betreffen.
- *Arealeinengung*: Wie bei Indikator 2 muss eine Ursache des Rückgangs vermutet werden, die in der Zukunft zur vollständigen Auslöschung aller Bestände im Gebiet führt.
- *Geringe Populationsgröße*: Nach dem „Paradigma der kleinen Populationen“ (siehe oben) folgt aus einer geringen Populationsgröße zwangsläufig ein hohes Aussterberisiko.
- *Hohe Ansprüche an den Lebensraum, die Nahrungsgrundlage oder eine bestimmte Kombination von Umweltfaktoren*: Dieser Risikofaktor ist oft die Ursache für geringe Bestandszahlen in einem Gebiet. Die Wahrscheinlichkeit, dass durch eine geringfügige Änderung der Umweltbedingungen die Ansprüche der Art nicht mehr erfüllt sind, ist hoch. Besonders gefährdet sind Arten, die auf große zusammenhängende, sehr naturnahe, oder ungestörte Flächen angewiesen sind. Große Arten, Top-Prädatoren oder Arten sehr geringer Ausbreitungsfähigkeit brauchen zumeist Habitate großen Ausmaßes, um Populationen in ausreichender Individuenzahl aufrecht zu erhalten.
- *Rückgang der verfügbaren Habitatfläche, Habitatdegradation oder zunehmende Fragmentierung des Habitats der Art*: Nach dem „Paradigma der zurückgehenden Populationen“ ist dieser Faktor hauptverantwortlich für die meisten Aussterbeprozesse. Er ermöglicht in vielen Fällen Prognosen für die Zukunft einer Art und Ansätze zur Trendumkehr.
- *Eingeführte Parasiten, Konkurrenten oder Prädatoren*: Vor allem im außereuropäischen Bereich sind diese Faktoren die Ursache für sehr viele Aussterbensprozesse.
- *Bejagung, Übernutzung und andere Arten direkter Bedrohung durch den Menschen*: Besonders gefährdet sind hier große Wirbeltiere.
- *Geringes Reproduktionspotenzial und geringes Ausbreitungsvermögen der Art*: Solche, früher oft als K-Strategen (MACARTHUR & WILSON, 1967) bezeichnete Organismen sind besonders empfindlich gegen Bejagung, rasche Änderung der Umweltbedingungen und Fragmentierung des Lebensraums. Allerdings sind auch r-Strategen gefährdet: hier sind die hohen Populations-Fluktuationen und die immer größere Entfernung zwischen geeigneten Lebensräumen Gefährdungsfaktoren. Eine eindeutige Beziehung zwischen Lebenszyklus-Strategie und Gefährdungsgrad ist offenbar nicht leicht zu etablieren.

Die Liste ist keineswegs vollständig und sehr spezifische Arten der Bedrohung können im jeweiligen Einzelfall erschwerend hinzutreten. Die Gefährdungsindikatoren stellen jedoch die Grundlage für die Beurteilung von Aussterbensrisiko dar und sollten für jede Art hinsichtlich ihrer Bedeutung ins Kalkül gezogen werden.

2.5 Ansätze zur Einstufung von Arten in Gefährdungskategorien

Grundsätzlich sind alle oben aufgeführten Risiko-Indikatoren für die Gefährdungsabschätzung in Betracht zu ziehen. Je nach Betonung und Gewichtung der jeweiligen Gefährdungsindikatoren können jedoch drei Ansätze zu Gefährdungskriterien-Systemen unterschieden werden.

2.5.1 Der populationsbiologische Ansatz

Dieser Ansatz beruht vorwiegend auf Daten zu den Populationsgrößen und möglichst auch Informationen zur Variation der Reproduktionsrate, zur genetischen Struktur der Populationen und zum Einfluss von Umweltschwankungen auf die Reproduktionsrate der Art. Informationen zum Habitat und zu Bestandstrends fließen dagegen nur als Zusatzinformation in den Einstufungsprozess ein.

Der Vorteil dieses Ansatzes liegt in der sehr stringenten Beziehung zu der ausgearbeiteten Theorie der kleinen Populationen. Es lassen sich damit sehr genaue und wohl begründete Prognosen erstellen. Die Nachteile sind hauptsächlich praktischer Natur: für nahezu keinen Organismus sind die erforderlichen Daten in entsprechender Form und Qualität verfügbar.

Der Ansatz von MACE & LANDE (1991) zu einer Neukonzeption der IUCN-Kriterien beruht in sehr starkem Maße auf populationsbiologischen Informationen. In der weiteren Geschichte der IUCN-Einstufungskonzepte (IUCN, 1994) wurden jedoch zusätzliche bestandsorientierte Kriterien mit aufgenommen, um die Praktikabilität zu erhöhen.

2.5.2 Der bestandsorientierte Ansatz

Dieser Weg versucht, in erster Linie anhand von Bestandeszahlen und Bestandstrends des jeweiligen Organismus das Ziel der Einstufung in ein Gefährdungs-Kategoriensystem zu erreichen. Das Konzept von SCHNITTLER et al. (1994) wurde im Gegensatz zu dem frühen Entwürfen der IUCN als sehr bestandsorientiert apostrophiert (DOCZKAL et al., 1999). Allerdings berücksichtigen spätere Entwürfe der IUCN (IUCN, 1994) Bestandeszahlen ebenfalls in weitem Ausmaß.

Der Vorteil des bestandsorientierten Ansatzes besteht darin, relativ einfach und nachvollziehbar von absoluten Zahlen zu Gefährdungskategorien zu kommen. Der wesentliche Nachteil dieses Ansatzes liegt darin, dass diese Einfachheit trügt: es besteht kein allgemein gültiger einfacher linearer Zusammenhang zwischen Bestandeszahlen, Bestandesentwicklung und Gefährdung. Trends sind nicht immer linear in die Zukunft zu extrapolieren; ohne eine Hypothese zur Ursache der Zu- oder Abnahme ist der Informationswert begrenzt. Außerdem setzt der bestandsorientierte Ansatz eine relativ gute Datenlage voraus, Verbreitungskarten sind aber oftmals sehr fragmentarische und verzerrte Abbilder des tatsächlichen Ausmaßes der Verbreitung einer Art.

2.5.3 Der Habitat-orientierte Ansatz

Die einseitige Fixierung der Einstufungssysteme auf demographische und bestandsorientierte Kriterien hat begründete Kritik hervorgerufen (HARCOURT, 1996). Einerseits sind Bestandeszahlen nur unter großem Aufwand zu erbringen und dennoch oft größenordnungsmäßig inakkurat. Andererseits sind sie nicht unbedingt aussagekräftig: ein Anstieg der Individuenzahlen kann Indikator für eine nachhaltige Verbesserung der Lebensbedingungen sein, aber auch beispielsweise Symptom einer Konzentration von Individuen auf verbliebenem Restlebensraum, auf die alsbald der Totalzusammenbruch der Population folgt (LOVEJOY et al., 1986).

Beim Habitat-orientierten Ansatz zur Einstufung werden Habitat-Ansprüche (Stenözie, Ansprüche an Fläche, Ansprüche an Qualität des Lebensraums) und Habitat-Trends (Entwicklung des Vorzugshabitats der Art) primär zur Einstufungs-Kategorisierung herangezogen. Verfügbarem Lebensraum als entscheidendem Kriterium zur Beurteilung der Überlebensfähigkeit von Arten wurde bereits in der Vergangenheit gelegentlich hoher Bedeutung eingeräumt (vgl. zum Beispiel KAHLEN, 1987). MACE & LANDE (1991) verwenden Kriterien zur Habitatveränderung als Alternative zu Populations-orientierten Einstufungsschemata. Im Entwurf von SCHNITTLER & LUDWIG (1996) spielen Habitatinformationen dagegen eine sehr untergeordnete Rolle.

Die Vorteile des Habitat-orientierten Ansatzes liegen darin, dass in den meisten Fällen des Übels Wurzel direkt angesprochen, quantifiziert und in die Zukunft extrapoliert wird. Ein weiterer Vorteil liegt darin, dass Daten zur Habitatentwicklung unter Umständen auch für Gruppen verfügbar sind, für die Bestandsdaten wegen mangelnder Qualität irrelevant sind. Bei der Konzeption der deutschen Roten Liste gefährdeter Brutvögel kritisieren auch WITT et al. (1996) die geringe Berücksichtigung von „Gefährdungsfaktoren, die sich aus der Ökologie der Arten ergeben... und die auf der Ebene nationaler oder regionaler Verwaltungseinheiten sehr wirksam sein können (z. B. enge Bindung an gefährdete Biotoptypen, Vorkommen konzentriert in Räumen mit bestehenden Eingriffsplanungen)“.

Der Nachteil des Habitat-orientierten Ansatzes liegt darin, dass es Schwierigkeiten macht, die Habitatsituation zu quantifizieren, zu kategorisieren („insuperable difficulties in quantifying habitat type“, MACE et al., 1992) und eindeutige Beziehungen zwischen Habitatansprüchen und Gefährdung aufzustellen. Mit wachsender Bedeutung von verlässlichen Habitatklassifikationen, mit leichter zugänglichen Datenbanken über die Autökologie von Arten (z. B. MOOG, 1995) und mit der Weiterentwicklung der Roten Liste der Biotoptypen (RIECKEN et al., 1994) wird in Zukunft die Bedeutung von Habitat-orientierten Kriterien mit Sicherheit zunehmen.

2.6 Die IUCN-Kriterien

2.6.1 Die Entwicklung des IUCN-Einstufungssystems

Ausgangspunkt der Neuentwicklung des IUCN-Einstufungssystems war in den Achtzigerjahren eine wachsende Unzufriedenheit mit der Art und Weise, wie Rote Listen entstanden. Der Interpretationsspielraum der existierenden Kategorien war weit und die Zuweisung war in hohem Maße subjektiv, was zur Folge hatte, dass die Auffassungen über die Einstufung von ein und derselben Art auf verschiedenen Listen weit divergierten (MACE & LANDE, 1991). Kategorien-Definitionen wie „Taxa in danger of extinction and whose survival is unlikely if the causal factors continue operating“ ließen einen allzu breiten Ermessensspielraum für die Einstufung in die Kategorie „Endangered“. Das Symposium „The Road to Extinction“ (FITTER & FITTER, 1987) war der erste Anstoß zu einer Neufassung des Kategorien- und Kriteriensystems. 1988 wurde Georgina Mace mit einer Neukonzeption beauftragt. Nach einer langen Beratungsphase wurden schließlich die Mace-Lande-Kriterien (MACE & LANDE; 1991) veröffentlicht.

Der Entwurf war in vieler Hinsicht radikal. Der Einstufungsprozess wurde zur Gänze auf den Konzepten der Populationsüberlebensfähigkeitsanalyse (vgl. BOYCE, 1992) gegründet. Die Kategorie „Rare“ wurde, da nicht in die ordinale Gefährdungsskala einfügbar, inhaltlich fragwürdig und konzeptionell ambivalent (RABINOWITZ et al., 1986), fallen gelassen.

Den Kategorien wurde eine konkrete Bedeutung gegeben: sie werden mit dem Aussterbensrisiko in einem definierten Zeitraum identifiziert. So bedeutete die Kategorie „Endangered“ 20 % Aussterbenswahrscheinlichkeit in 20 Jahren oder 10 Generationen.

Zur Einordnung der Arten in die Kategorien wurde, wie bereits oben angedeutet, in großem Umfang auf Populationsdaten zurückgegriffen, was aus dem Einstufungsprozess hinsichtlich der Konzeption eine Art Miniatur-Populationsüberlebensfähigkeitsanalyse für jede Art machte.

Einfachheit, konzeptuelle Klarheit und Stringenz konnten dem Konzept zu keiner uneingeschränkt positiven Resonanz verhelfen. Die Kritik betraf die zahlenmäßigen Grenzwerte in den Kriterien an sich, aber auch, dass verschiedene Formen der Bedrohung und verschiedene Ausprägungen biologischer Verhältnisse über einen Kamm geschoren wurden (COLLAR & STATTERSFIELD, 1994). Dass Populationsdaten kaum verfügbar sein würden, räumten MACE & LANDE (1991) bereits in ihrer Veröffentlichung ein, wie aber mit dem Problem umzugehen sei, blieb unklar. Die Mace-Lande-Kriterien schienen allenfalls für einen engen Kreis von Wirbeltierarten geeignet; die Übertragung auf andere Organismengruppen blieb lange Zeit auf der Aufgabenliste (MACE et al., 1992).

In der Folge wurde der Ansatz beträchtlich verbreitert (MACE et al., 1992). Die Kategorie „Susceptible“ wurde nach intensiven Debatten zusätzlich eingeführt (Tab. 1), scheint aber konzeptionell mit der bereits abgeschafften Kategorie „Rare“ weitgehend übereinstimmend zu sein. Sie fällt dementsprechend aus der quantitativ-ordinalen Skala der Gefährdungsgrade wieder heraus.

Insbesondere aber wurde dem bestandsorientierten Ansatz (siehe oben) breiterer Raum gegeben und das Kriteriensystem auf Bestandsdaten hin erweitert. Habitat-orientierte Kriterien waren zusätzlich angestrebt, scheiterten aber an unüberwindlichen Schwierigkeiten, was die Quantifizierung von Habitattypen anging. Die Gefährdungseinstufung auf Bestandesrückgang zu gründen wurde sehr kritisch diskutiert und schien nur in Zusammenhang mit der Bestandsgröße statthaft, was aber viele Arten wegen fehlender Datenbasis von der Bearbeitung ausgeschlossen hätte (MACE et al., 1992). Die ursprüngliche Übersichtlichkeit und Kürze des Kriteriensystems ging im Zuge dieses Prozesses nach und nach verloren, die Akzeptanz stieg aber.

Tab. 1: Die Geschichte des IUCN-Kategoriensystems

Klassisch	Mace & Lande 1991 Version 1.0	Mace et al. 1992 Version 2.0	Mace & Stuart 1994 Version 2.2	IUCN (1994) "final version"	IUCN (1999) Draft ? Version 3.0
Extinct	Extinct	Extinct (EX)	Extinct (EX)	Extinct (EX)	Extinct (EX)
		Extinct in the Wild (EW)	Extinct in the Wild (EW)	Extinct in the Wild (EW)	Extinct in the Wild (EW)
	Critical	Critical (CR)	Critically Endangered (CR)	Critically Endangered (CR)	Critically Endangered (CR)
Endangered	Endangered	Endangered (EN)	Endangered (EN)	Endangered (EN)	Endangered (EN)
Vulnerable	Vulnerable	Vulnerable (VU)	Vulnerable (VU)	Vulnerable (VU)	Vulnerable (VU)
Rare		Susceptible (SU)			
			Conservation Dependent (CD)	Lower Risk Conservation Dependent (LRcd)	
				Lower Risk Near Threatened (LRnt)	Near Threatened (NT)
Out of Danger		Safe/Low Risk (S/LR)	Low Risk (LR)	Lower Risk Least Concern (LRlc)	Least Concern (LC)
Indeterminate			Data Deficient (DD)	Data Deficient (DD)	Data Deficient (DD)
Insufficiently Known		Insufficiently Known (IK)			
		Not Evaluated (NE)	Not Evaluated (NE)	Not Evaluated (NE)	Not Evaluated (NE)

Nach einem neuerlichen Validierungs- und Sondierungsprozess wurden 1994 neue IUCN-Kriterien veröffentlicht (MACE & STUART, 1994). Das Nebeneinander alter und neuer Entwürfe war bereits so kompliziert geworden, dass eine Versionsnummerierung notwendig wurde. Inzwischen war man bei Version 2.2 angelangt. Die Kategorie „Susceptible“, die in Version 2.0 und 2.1 der Kriterien das ordinale Gefüge gestört hatte, wurde der Kategorie „Vulnerable“ zugeschlagen. Besondere Probleme schien der bestandsorientierte Ansatz mit sich gebracht zu haben; das Areal wurde als „Extent of occurrence“ neu gefasst und von der Fläche besiedelter Rasterquadrate im Areal, nun „Area of occupancy“ genannt, abgesetzt.

Im Bereich des „Low Risk“ wurde die Kategorie „Conservation Dependent“ von „Low Risk“ s. str. abgetrennt, es wurden aber keine Kriterien angegeben, welche Arten hier eingestuft werden sollten.

Eine „finale“ Version der Kategorien und Kriterien wurde schließlich im Dezember 1994 von der IUCN beschlossen und publiziert (IUCN, 1994, vgl. Tab. 1). Die bemerkenswerteste Neuerung betrifft wohl die Hinzunahme der Kategorie „Near Threatened“, deren Bedeutung allerdings nicht definiert wird. Diese „finale“ Version wurde der neuen „Red List of Threatened Animals“ (BAILLIE & GROOMBRIDGE, 1996) zugrunde gelegt.

PALMER et al. (1997) erprobten das System an einer Neufassung der Roten Liste der Britischen Pflanzen. Im Prinzip hielten die Kriterien der Probe aufs Exempel stand; die vielen Alternativen gewährleisteten bei der Einstufung eine gewisse Flexibilität. Die Datenbasis wird sehr viel transparenter und die Einstufung besser angreifbar (vgl. Abb. 2). Rückgänge in den Bestandeszahlen können geschätzt und extrapoliert werden, eine breite Palette von Fakto-

ren kann dafür angeführt werden, auch wenn tatsächliche Bestandestrendzahlen nicht in ausreichender Qualität vorliegen mögen. Als ein Hauptproblem in der Anwendung stellten sich die fixen Zahlen beim Kriterium „Area of occupancy“ (etwa „besiedeltes Gebiet“) heraus. Diese Größe soll in Rasterquadraten gemessen werden, was das Messergebnis entscheidend von der Feinheit des Rasters abhängig macht. Da viele verschiedene Rastermaße zwischen Regionen und Organismengruppen üblich sein dürften, aber fixe Zahlen der jeweiligen Gefährdungskategorie zugrunde gelegt werden, kann dieses Kriterium derzeit nicht konsistent angewandt werden.

PALMER et al. (1997) weisen ferner auf das Problem von Emigration und Immigration hin, das bei der Übertragung des internationalen IUCN-Schemas auf die nationale Ebene ins Spiel kommt.

1999 wurde die inzwischen gewonnene Erfahrung für eine Revisionsphase genutzt, insbesondere in Hinblick auf marine Organismen, Arten in Managementprogrammen, und den Zeiträumen, über die Populationsrückgänge beobachtet werden (IUCN, 1999). Diese Phase ist noch nicht abgeschlossen, soll aber alsbald die Version 3.0 der Einstufungskriterien vorbereiten. In der Struktur der Kategorien ist „Conservation Dependent“ wegen mangelnder logischer Konsistenz wieder eliminiert (IUCN, 1999). Für die Kategorie „Near Threatened“ wurden Richtlinien aufgestellt. Die Kategorie soll Arten umfassen, die noch nicht in die höheren Gefährdungskategorien gehören, die aber nahe einer solchen Einstufung sind und in der nahen Zukunft in die höheren Kategorien rutschen könnten. Sie umfasst außerdem Arten, die ohne Managementprogramme als gefährdet klassifiziert werden müssten, umschließt also die ehemalige Kategorie „Conservation Dependent“. Angesichts der relativ klaren Abgrenzung bleibt dieser Kategorie hoffentlich in Zukunft das Schicksal der Kategorie „potenziell gefährdet“ erspart, die bald als Sammelbecken für selten gefundene, wenig bekannte, schwer einzustufende Arten missbraucht wurde (DOCZKAL et al., 1999).

Hinsichtlich der Einstufungs-Kriterien werden vor allem Probleme mit dem bestandsorientierten Ansatz diskutiert (IUCN, 1999). Bestandsreduktionen als Folge von Übernutzung werden in gleicher Weise wie Bestandsreduktionen als Folge von irreversiblen Habitatverlust gewichtet, wirken sich aber auf den Gefährdungsgrad in anderer Weise aus. Die Skalierungsprobleme bei der Bestandesabschätzung sind ungelöst geblieben. Andere Kritik befasst sich vorwiegend mit numerischen Details der Kriterien (IUCN, 1999). In terminologischer Hinsicht wird bemerkt, dass „Population“ in den IUCN-Kriterien nicht im üblichen Sinne für „Interaktionsgruppe von Organismen“ verstanden wird, sondern eher im Sinne von „Bestand an Individuen in einem Gebiet“, „Subpopulation“ dagegen einigermaßen dem entspricht, was mit „Population“ in der Literatur sonst gemeint ist. Das erscheint nicht nur aus formalistischer Hinsicht problematisch, sondern auch in Hinblick auf die Schnittstelle zum „Paradigma der kleinen Populationen“, der einzig verfügbaren theoretischen Grundlage. Auf das Problem der Immigration und Emigration wird in einer anderen Veröffentlichung (GÄRDENFORS et al., 1999) besonderes Augenmerk gelegt.

Offensichtlich ist der Diskussionsprozess um die Einstufungsproblematik in vieler Hinsicht noch nicht abgeschlossen. Einerseits ist weitere Erprobung der IUCN-Kriterien in nationalem Maßstab angezeigt. Andererseits wird das Ideal der Vereinheitlichung und Vergleichbarkeit Roter Listen wohl in allernächster Zukunft noch nicht erreichbar sein. Defizite bestehen vor allem noch hinsichtlich der Habitat-orientierten Kriteriensysteme, für die wiederholt eine stärkere Rolle eingefordert wurden (HARCOURT, 1996, WITT et al., 1996, aber auch IUCN, 1999).

Generell scheint das Dilemma zwischen einerseits völlig strikten zahlenmäßigen Kriterien und andererseits einer Vielzahl von Arten mit verschiedenen biologischen Eigenschaften, ökologischen Ansprüchen und Reaktionen auf menschliche Bedrohung, erschwert durch heterogene Datenqualität, nicht zufriedenstellend auflösbar zu sein.

2.6.2 Die Struktur des IUCN-Kriteriensystems

Die IUCN-Entwürfe legen der Einstufung in die Kategorien folgende Kriterien zugrunde (IUCN, 1994, hier stark verkürzt dargestellt):

Kriterium A

Bestandsreduktion (mit Subkriterium A1 in den letzten 10 Jahren ODER A2 extrapoliert in die nächsten 10 Jahre). Die Bestandsentwicklung kann dabei aus a) direkter Beobachtung, b) einem geeigneten Abundanzindex, c) einem Rückgang des Areals, der besiedelten Rasterfläche oder des Habitats, d) aktuellen oder potenziellen Nutzungsniveaus, e) den Wirkungen eingeführter Arten, Hybridisierung, Giftstoffen, Krankheitserregern, Konkurrenten, Parasiten abgeleitet werden.

Kriterium B

geringe Bestandsgröße (hinsichtlich Rasterfrequenz „area of occupancy“ oder Areal „extent of occurrence“) UND 2 zusätzliche Faktoren (B1: Fragmentation, B2 Bestandsrückgang hinsichtlich Areal, besiedelten Rasterflächen, Habitatfläche, Fundorten oder, B3: Bestandsfluktuationen hinsichtlich Areal, besiedelten Rasterflächen, Populationsanzahl oder Anzahl von erwachsenen Individuen).

Kriterium C

Bestandsgröße kleiner als 250 (für Einstufung in „Critically Endangered“, Endangered: 2500, Vulnerable: 10000) erwachsene Individuen UND entweder C1: Bestandszahlenrückgang ODER C2a: Fragmentation ODER C2b: alle Individuen in einer Population.

Kriterium D

Bestandsgröße kleiner als 50 (für Einstufung in „Critically Endangered“, Endangered: 250, Vulnerable: 1000) Anzahl erwachsene Individuen.

Kriterium E

Numerische Analyse prognostiziert Aussterbewahrscheinlichkeit von 50 % (CR), 20 % (EN), 10 % (VU) in 10 (CR), 20 (EN), 100 (VU) Jahren, oder, wenn länger, 3 (CR), 5 (EN) Generationen

2.6.3 Einschränkungen bei der Übernahme des IUCN-Kriteriensystems

Natürlich wäre es naheliegend und wünschenswert, die IUCN-Kriterien möglichst buchstabengetreu auf nationale Rote Listen zu übertragen, um vergleichbare Risikoanalysen zu erhalten. Die Grenzen des Systems sind jedoch bei der Anwendung auf eine breite Palette von Evertebraten absehbar:

- Für die Mehrzahl der Evertebraten liegen Verbreitungsdaten nicht in der erforderlichen Qualität vor, um Kriterium B zahlenmäßig anwenden zu können. Die existierenden Nachweise stellen je nach Datenlage einen unterschiedlich hohen, meist aber verschwindenden Anteil des tatsächlichen Ausmaßes der Verbreitung dar. Es ist also unmöglich, einen exakten zahlenmäßigen Schwellenwert direkt anzuwenden, ein vorheriger Schritt der „Eichung“ oder „Skalierung“ ist nötig.
- Kriterium C und D sind für Evertebraten ebenfalls unbrauchbar, da zum einen exakte Individuenzahlen praktisch nie vorliegen, zum anderen die zahlenmäßigen Kriterien wegen der hohen Empfindlichkeit dieser Gruppen auf Umweltstochastizität (LANDE, 1993) und hohen Abundanzschwankungen zu niedrig angesetzt wären.
- Kriterium E ist in praktischer Hinsicht für Evertebraten nicht verfügbar, da es numerische Populationsüberlebensfähigkeitsanalysen voraussetzt. Die angeführten Schwellenwerte sind jedoch in konzeptioneller Hinsicht sehr wichtig.

- Es bleibt somit nur Kriterium A für eine einigermaßen fundierte Einstufung von Evertebraten übrig. Es ist ausreichend flexibel formuliert, um alle möglichen Daten und Befunde für die Einstufung verwendbar zu machen. Damit droht jedoch die Gefahr, dass die Einstufung von Evertebraten gänzlich durch das Nadelöhr geschätzter Bestands-trends ablaufen muss. Das stellt zumindest keine optimale Ausnutzung der verfügbaren Daten dar. Auch die Dokumentation der Datenlage, eines der wichtigsten Anliegen der Neukonzeption, gerät dadurch zu kryptisch. Stattdessen sollte versucht werden, möglichst alles, was für die Gefährdung einer jeweiligen Art bekannt ist, im Prozess der Gefährdungseinstufung zu berücksichtigen, wenngleich dadurch die juristisch exakte Beziehung zwischen Zahlen und einer Gefährdungskategorie auch leiden mag.

2.7 Die Schnittler-Ludwig-Kriterien des Bundesamts für Naturschutz Bonn-Bad Godesberg

2.7.1 Das Konzept von SCHNITTLER et al. (1994)

Nachdem die letzte zusammenfassende Rote Liste für das deutsche Bundesgebiet 1984 erschienen war (BLAB et al., 1984), schien Anfang der Neunzigerjahre die Zeit für eine Aktualisierung reif. Es war klar, dass eine Neukonzeption die Kritik und die neuen Ansätze der IUCN berücksichtigen musste. Allerdings war die Diskussion innerhalb der IUCN noch in den Anfängen (vgl. oben) und Richtlinien zur nationalen Anpassungen des Kriteriensystems waren weit und breit noch keine vorhanden. SCHNITTLER et al. (1994) formulierten deshalb eine Konzeption, die einerseits ein einheitliches und durchgängig anwendbares Kriteriensystem für alle Organismengruppen zur Verfügung stellen sollte, andererseits flexibel genug aufgebaut war, Bestandsdaten für jede Gruppe richtig zu gewichten. Diese „freie Skalierbarkeit“ ist bei SCHNITTLER & LUDWIG (1996) im Detail erläutert und stellt wohl die bedeutendste Innovation dieses Ansatzes dar.

Das Kategoriensystem sollte einerseits mit dem alten Kategoriensystem (BLAB et al., 1984) vergleichbar bleiben, die Nummerierung der Gefährdungsklassen blieb also aufrecht. Andererseits sollte die Einstufung auch mit den neuen IUCN-Kategorien kompatibel sein. Diese Forderungen mussten zwangsläufig zu Lasten der einfachen Überschaubarkeit gehen. Demzufolge umfasst das System von SCHNITTLER und LUDWIG (1996) eine Vielzahl von Kategorien, von denen viele nicht auf einer ordinalen Gefährdungsskala unterzubringen sind.

Das Konzept hat dennoch positive Resonanz erfahren und wird sicherlich im deutschsprachigen Raum in den nächsten Jahren wegweisend sein (DOCZKAL et al., 1999).

2.7.2 Einschränkungen bei der Übernahme des Schnittler-Ludwig-Kriteriensystems

Das deutsche Konzept in der Formulierung von SCHNITTLER & LUDWIG (1996) stellt einen interessanten Grundansatz dar, der in seiner Kombination aus Einheitlichkeit und Flexibilität viele unüberwindliche Probleme der IUCN-Kriteriensysteme von vornherein vermeidet. Dennoch schien eine wörtliche Übernahme des Systems, das speziell für die Einstufung von Pflanzen präzisiert wurde (SCHNITTLER & LUDWIG, 1996), aus folgenden Gründen nicht statthaft:

- Die Vielzahl von Kategorien macht den Einstufungsprozess sehr kompliziert, die Vergleichbarkeit mit früheren Systemen wird dennoch nicht erreichbar sein, da sich die Bedeutung der Kategorien ja immer wieder geändert hat und die Einstufungen bislang in weitem Umfang subjektiv waren (vgl. oben). Eine möglichst klare ordinale Skala der Gefährdungskategorien ist aber unabdingbar, da sonst Missinterpretationen einzelner Kategorien immer wieder auftreten und das Ergebnis entwerten. Es besteht außerdem die

Gefahr, dass das Prinzip der Sonderkategorien für Zweifelsfälle, wandernde Tierarten, zurückgehende, aber nicht gefährdete Arten, seltene und gefährdete, aber nicht anthropogen gefährdete Arten ausufert. Mit jeder Anwendung des Kategoriensystems auf eine neue Organismengruppe werden neue Zweifelsfälle auftreten, die sich nicht ohne Zwang in die bunte Vielfalt von Schubladen pressen lassen und Anlass geben, neue Kategorien zu definieren.

- Die Trennung von anthropogener Gefährdung und natürlicher Seltenheit, von SCHNITTLER et al. (1994) als Fortschritt gegenüber früheren Fassungen apostrophiert, erscheint in konzeptueller wie in praktischer Sicht problematisch. Wenn Rote Listen in objektiver Art Auskunft über das Aussterbensrisiko von Arten geben sollen, dann müssen sie auch Arten enthalten, die durch „natürliche“ Faktoren vom Aussterben bedroht sind. Gefährdung ist aber, wie bereits ausgeführt, immer ein Konglomerat aus verschiedenen ersten und letzten Ursachen. Anthropogene Faktoren wie Habitatzerstörung spielen wohl in den meisten Fällen eine wichtige Rolle, letztlich werden aber immer auch natürliche Einflüsse wie Umweltstochastizität, klimatische Änderungen, biologische Dispositionen der Art, mit ins Kalkül zu ziehen sein. So wichtig eine Analyse der Aussterbensursachen für jede einzelne Art wäre, so unmöglich und abwegig erscheint es, nicht anthropogene Faktoren a priori aus der Betrachtung und dem Einstufungsprozess ausklammern zu wollen. Um die immanenten Widersprüche zu illustrieren: Die Kategorie „R“ („Rare“), entgegen den Argumenten der IUCN (MACE & LANDE, 1991) in das Kategoriensystem aufgenommen, soll demnach für Arten verwendet werden, die „seit jeher“ (SCHNITTLER & LUDWIG, 1996, p. 721), also nicht durch „direkte oder indirekte“ menschliche Einwirkungen, selten sind. Gleichzeitig wird jedoch argumentiert, dass für Arten dieser Kategorie „indirekte, aber flächenwirksame menschliche Einwirkungen sehr schnell gefährlich werden“.
- Gefährdung kann prinzipiell vergangenheitsorientiert oder zukunftsorientiert definiert werden. Eine vergangenheitsorientierte Definition benutzt dokumentierte historische Daten über Bestandsgröße und Bestandstrend. Gefährdung nach diesem Verständnis ist ein Maß für den „Druck“, dem eine Art bisher ausgesetzt war. Eine zukunftsorientierte Interpretation von Gefährdung ist zwangsläufig eine probabilistische, denn die Zukunft ist offen und nicht sicher vorhersagbar. Mit diesem Verständnis von Gefährdung ist aber eine Wahrscheinlichkeits-Prognose über das Schicksal der Art in der Zukunft möglich. Im Konzept von Schnittler & Ludwig (1996) wird ein Prognosehorizont von 10 Jahren angegeben, da aber die Gefährdungskategorien über historische Bestandszahl-Statistiken definiert werden, bleibt unklar, was eigentlich für diesen Zeitraum prognostiziert wird.
- „Seltenheit“ wird pauschal als wichtiges Gefährdungskriterium verwendet. In die Kategorie „R“ sollen sowohl Arten gestellt werden, die tatsächlich „selten“ sind, als auch jene, deren Seltenheit durch wenig Nachweise bedingt „scheinbar“ ist.
- Der Umgang mit unzureichenden Daten ist, wie auch bei den IUCN-Kriterien, nicht ganz klar geregelt. Vier Möglichkeiten werden angeboten: die Kategorie „R“ (siehe letzter Punkt, „scheinbar“ selten), die Kategorie G („Gefährdung anzunehmen“), eine der Gefährdungskategorien 1-3 (wenn die vorliegenden Informationen doch für eine Einstufung als ausreichend angesehen werden) oder die Kategorie D („bisher oft übersehen“).
- SCHNITTLER & LUDWIG (1996) beschreiben die Einstufungsmethodik für Pflanzen und der Einstufungsansatz ist sehr stark an Bestandszahlen orientiert. Habitatansprüche und Entwicklung der Habitatsituation spielen praktisch keine Rolle. Das macht die Übertragung der Kriterien auf wirbellose Tiere sehr schwierig, für die entsprechende Bestandszahlen oft nicht in erforderlicher Qualität vorliegen. Auf jeden Fall müssten manche der Kriterien für die Einstufung von Nicht-Wirbeltieren angepasst werden und es müssten entsprechende Beispiele zur Illustration angegeben werden. Obwohl die neue deutsche Liste gefährdeter Tierarten erst relativ spät erschien (BINOT et al., 1998), wurden die Schnittler-Ludwig-Kriterien an den dort aufgelisteten Arten größtenteils noch nicht angewandt. Damit stand für unsere Arbeit auch kein für Tiere detailliert ausgearbeitetes Konzept zur Verfügung. Entsprechend waren Erweiterungen nötig.

3 EINZUSTUFENDE ARTEN

3.1 Vorgangsweise

Grundsätzlich verfolgt die Gefährdungsanalyse das Ziel, bestimmten taxonomischen Einheiten (Populationen, Metapopulationen, Arten, Unterarten) ein gewisses Aussterbensrisiko zuzuordnen. Dazu ist es zunächst erforderlich, die taxonomischen Einheiten festzulegen, für die die Analyse gültig sein soll. Weiterhin muss eine Messskala für das Aussterbensrisiko festgelegt werden. In Roten Listen wird das Aussterbensrisiko üblicherweise in einer kategorialen Skala festgelegt. In diesem Entwurf wird darüber hinaus angestrebt, dass diese Skala ordinal sein sollte. Zwischen taxonomischen Einheiten und Aussterbensrisiko-Kategorien vermittelt der Prozess der Risikoanalyse und Risikobeurteilung (siehe Abschnitt 5).

3.2 Artenliste

In früheren Roten Listen (z. B. GEPP, 1983c, BINOT et al., 1998) wurden nur die gefährdeten Arten ausgewiesen. Das bringt das Problem mit sich, dass die Grundgesamtheit der analysierten Arten im Dunkeln bleibt. Welche Arten wurden überhaupt berücksichtigt? Wurde die Art xy deswegen nicht aufgelistet, weil tatsächlich nicht gefährdet ist, oder kommt sie im Gebiet überhaupt nicht vor, oder wurde sie aus irgendwelchen sonstigen Gründen nicht eingestuft?

In neueren Roten Listen (z. B. ROTTENBURG et al., 1999) wird daher zunehmend angestrebt, das gesamte Ensemble der analysierten Arten auszuweisen, mithin von einer kritischen Arten-Checkliste für das bearbeitete Gebiet auszugehen. Die Überprüfung fragwürdiger Nachweise und nomenklatorische Aufräumungsmaßnahmen wären für sich allein schon von wissenschaftlichem Wert, für eine Gefährdungsanalyse sind sie notwendige und sinnvolle Voraussetzungen. Für die Auswertung der Roten Listen bringt die vollständige Artenliste beträchtliche Vorteile: zusammenfassende Statistiken können unmittelbar abgeleitet werden, der Prozentsatz gefährdeter Arten tritt klar hervor.

3.3 Taxonomische Einheiten der Roten Liste

Grundsätzlich sind die Einheiten der Roten Liste die Bestände einer bestimmten Art im Bearbeitungsgebiet. Die Berücksichtigung von Unterarten erscheint meist wenig statthaft angesichts der problematischen Rechtfertigung vieler Unterarts-Aufgliederungen. Falls Unterarten jedoch auch ökologisch gut abgegrenzt sind, empfiehlt sich die getrennte Behandlung hinsichtlich des Aussterbensrisikos. So sollten beispielsweise die Bergeidechse (*Zootoca vivipara vivipara*) und die Pannonische Waldeidechse (*Zootoca vivipara pannonica*) getrennt analysiert werden; die Kammmolche werden in neueren Übersichten ohnedies meist als eigene Arten geführt.

Viele Argumente hinsichtlich genetischer Verarmung und Isolation sind sinnvollerweise nur auf Ensembles anzuwenden, für die das biologische Artkonzept zutrifft; eine rein morphologische Differenzierung auf subspezifischer Ebene ist in den meisten Fällen für die Gefährdungsanalyse irrelevant. Es gibt allerdings in unserem Konzept viele Stellen, an denen die genetische Verarmung von Arten durch Arealverlust oder die Auslöschung bestimmter Ökotypen und damit einhergehende zunehmende Stenözie in die Beurteilung einfließen.

Besondere Berücksichtigung verdient hier die Betrachtung peripherer Populationen. Es gibt die fragwürdige Auffassung, dass die „Vorposten“ einer Art, also die äußeren Populationen einer Art in ihrem Verbreitungsgebiet, für das Überleben der Art weitgehend irrelevant seien. Sehr viele Populationen in Ostösterreich stellen Vorposten von pontisch, pannonisch oder mediterran verbreiteten Arten dar, die Frage nach dem Wert ihrer Ausläufer-Populationen ist somit nicht zu ignorieren.

LESICA & ALLENDORF (1995) führen eine Reihe von Argumenten an, die den Wert von peripheren Populationen unterstreichen. So sind periphere Populationen oft die Hauptquelle von genetischer Diversität innerhalb ein und derselben Art. Sie erhöhen damit die Anpassungsfähigkeit der Art. Ferner können sie im Sinne des Konzepts der peripatrischen Speziation evolutionäre Diversifizierung generieren, wenn co-adaptierte Genkomplexe aufbrechen (MAYR, 1982). Artenschutz ist auf den Schutz von subspezifischer genetischer Variabilität über das ganze Verbreitungsgebiet einer Art angewiesen.

3.4 Taxonomische Zweifelsfälle

Fast alle größeren systematischen Gruppen enthalten problematische Taxa. Es gibt mehrere Möglichkeiten, warum ein Taxon problematisch sein kann (vgl. z. B. DOCZKAL et al., 1999):

- Bestimmungsschwierigkeiten,
- In vielen Fällen ist der taxonomische Rang umstritten, z. B. ob zwei Taxa konspezifisch sind oder nicht. Für die Entscheidung, welcher taxonomischen Auffassung gefolgt werden soll, gibt es kein allgemeingültiges Rezept. Ein wesentlicher Gesichtspunkt ist, ob in den verfügbaren Quellen die strittigen Taxa separiert sind oder nicht. Jedenfalls sollte in den Anmerkungen angeführt werden, wie mit solchen Fällen verfahren wurde.
- Gelegentlich steht der taxonomische Status fest, aber der endgültige Name ist noch nicht ermittelt oder das Taxon ist noch unbeschrieben. Grundsätzlich können solche Taxa genauso behandelt werden wie solche mit verfügbarem Namen.

Grundprinzip beim Umgang mit solchen Problemen sollte sein, dass alle in der Artenliste aufgeführten Namen über angeführte Literaturquellen eindeutig auf eine bestimmte Art zu beziehen sind. Arten, für die (noch) kein anerkanntes Konzept zu ihrer taxonomischen Abgrenzung vorliegt, sollten als „NE“ (Not evaluated) eingestuft werden, wobei in den Anmerkungen der derzeitige Wissensstand zur Taxonomie und Nomenklatur zu diesen Taxa zu erläutern ist.

3.5 Welche Arten sollen in die Liste aufgenommen werden?

Die IUCN (GÄRDENFORS et al., 1999) empfiehlt, in regionalen Roten Listen alle seit jeher im Gebiet wild lebenden Arten, aber auch aus Naturschutzgründen wieder eingebürgerte Arten („benign introductions“) und seit längerem fix etablierte Neuankömmlinge zu berücksichtigen. Besucher („visitors“, also beispielsweise Wintergäste) können auch anhand der Kriterien geprüft werden, rezente Ankömmlinge und Arten in einer Ausbreitungsphase sollten dagegen nicht aufgelistet werden.

Nach SCHNITTLER et al. (1994) sollen alle im Bezugsraum indigenen und eingebürgerten, sich dort regelmäßig reproduzierenden oder regelmäßig migrierenden Arten auf ihre Gefährdung hin untersucht werden. Kriterien bzw. Definitionen zu den Begriffen „regelmäßig“ und „nicht regelmäßig“ sind jedoch nicht angegeben.

Ein besonderes Problem in vielen Roten Listen stellen somit Irrgäste, wandernde Tierarten, Vermehrungsgäste, Winter- und Sommergäste, Durchzügler, eingebürgerte Arten und Gefangenschaftsflüchtlinge dar. In der Roten Liste gefährdeter Tiere Österreichs (GEPP 1994c) wurden für diese Arten bisher 5 Sonderkategorien verwendet:

- **B 1:** Gefährdete Arten, welche die überwiegende Zeit ihrer Entwicklung in Österreich verbringen, die sich hier aber nicht fortpflanzen.
- **B 2:** Gefährdete Vermehrungsgäste: Arten, deren Reproduktionsgebiete normalerweise außerhalb Österreichs liegen, die sich hier jedoch in Einzelfällen oder sporadisch vermehren (entspricht dem deutschen Gefährdungsgrad I).
- **B 3:** Gefährdete Durchzügler, Überwinterer, Übersommerer, Wandertiere, Gäste usw. (entspricht dem deutschen Gefährdungsgrad II).
- **B 4:** Eingebürgerte Arten (innerhalb der letzten 100 Jahre) oder wieder eingebürgerte Arten.
- **B 5:** Arten, deren Vorkommen nur durch ständiges Nachbesetzen gesichert ist.

SCHNITTLER et al. (1994) schlagen vor, nur mehr eine Kategorie zu verwenden, nämlich „Gefährdete wandernde Tierart“, die sie wie folgt definieren: „Im Bezugsraum bzw. in ihren Reproduktionsgebieten gefährdete Arten, die sich im Bezugsraum nicht regelmäßig vermehren aber während bestimmter Entwicklungs- oder Wanderphasen regelmäßig dort auftreten.“

In der Roten Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland (NOWAK et al., 1994) wird die Kategorie I nur mehr als „Vermehrungsgäste“ bezeichnet, der Zusatz „gefährdet“ wurde bereits weggelassen. Außerdem wurden genaue Kriterien formuliert. Bei NOWAK et al. (1994) finden sich auch nähere Ausführungen zur Kategorie II (gefährdete Durchzügler, Überwinterer, Übersommerer, Wandertiere).

Der Übergang zwischen den Begriffen „autochthon“ („regelmäßige Vermehrung“) und „Vermehrungsgast“ („keine regelmäßige Vermehrung“) ist fließend. Die Entscheidung zwischen diesen Kategorien enthält immer einen sehr hohen subjektiven Anteil, der insbesondere auf folgende Faktoren zurückgeführt werden kann:

- Auslegung des Begriffes „regelmäßig“ und „nicht regelmäßig“,
- Definition des Begriffes „Bodenständigkeit“,
- Fluktuationen an der Arealgrenze (bei vielen Arten die Regel).

Neozoa

Neozoa sind Tierarten, die nach dem Jahr 1492 unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein bestimmtes Gebiet gelangt sind und dort wild leben. Es können etablierte und nicht etablierte Neozoa unterschieden werden. Etablierte Neozoa sind Tierarten, die einen längeren Zeitraum (mind. 25 Jahre) und/oder über mindestens drei Generationen in einem bestimmten Gebiet existieren.

Es wird vorgeschlagen, Neozoa grundsätzlich wie alle anderen Tierarten in Roten Listen zu berücksichtigen, wenn sie im Bezugsraum etabliert sind oder waren. Auf den Sonderstatus sollte jedoch wie oben hingewiesen werden (GEBHARDT et al., 1996).

Empfehlung

Hinsichtlich der Grundgesamtheit der einzustufenden Arten ist zunächst von zweifelsfrei im Gebiet lebenden und sich reproduzierenden Arten auszugehen. Wir empfehlen beispielsweise, sich mit der Einstufung auf die Brutvögel Österreichs zu beschränken. Es besteht die Möglichkeit, zur Komplettierung der Checkliste weitere Arten aufzunehmen, sie aber wegen

ihres besonderen Status nicht einzustufen (Kategorie NE, not evaluated). Die verschiedenen Sonderstatus-Kategorien sind Tiergruppen-einheitlich vorher für die jeweilige Art zu definieren und mit einer Abkürzung zu versehen (z. B. E. T. für eingewanderte Tierart). Für die Ausweisung dieses Status ist eine separate Spalte in der Artenliste vorgesehen (vgl. Darstellung). Von einer unpräzisen und pejorativen Terminologie (z. B. „Fremdarten“, womöglich noch mit Abkürzung „F“) sollte für die vorliegende Konzeption der Roten Listen dabei allerdings Abstand genommen werden. Für jede einzelne Art besteht außerdem in einem Anmerkungsfeld die Möglichkeit, zu erklären, warum eingestuft wurde oder warum nicht. Es bleibt also den Bearbeitern in weitem Rahmen überlassen, die Grundgesamtheit zu definieren, die letztlich bearbeitet wird.

Grundsätzlich ist es erwünscht, auch eingeschleppte Konkurrenten und unerwünschte Neuankommlinge hinsichtlich ihrer Aussterbenswahrscheinlichkeit zu beurteilen. Das Ziel dieser Roten Liste ist es, Aussagen über die Aussterbenswahrscheinlichkeit einer Art und Prioritäten des Artenschutzes nicht zu vermengen. Es sollte also zunächst wertfrei eine Aussage über die Überlebenswahrscheinlichkeit getroffen werden, unabhängig davon, ob die Art „erwünscht“ ist oder nicht. Es sollte aber in der Status-Spalte eindeutig die Besonderheit der Art ausgewiesen werden: In der Spalte „Handlungsbedarf“ muss klargestellt werden, dass die Art nicht der besonderen Fürsorge bedarf. Zusätzliche Erläuterungen sollten im Anmerkungsfeld vermerkt werden, etwa wenn eine baldige Ausrottung der gefährdeten eingeschleppten Art aus Naturschutzgründen dringend geboten ist, damit keine Missverständnisse aufkommen.

In Österreich nicht anzutreffende Arten (die, aus welchem Grund auch immer, früher als vorkommend geführt wurden) stehen nicht auf der Liste. Falls für nötig erachtet, können sie im Vorwort zur Tiergruppe erwähnt werden.

4 GEFÄHRDUNGSKATEGORIEN

4.1 Problemstellung

Rote Liste weisen den Gefährdungsgrad einer Art in Kategorien aus. Obgleich sich viele Autoren und Herausgeber von Roten Listen bemühten, diese Kategorien zum Vorbild der IUCN konform zu definieren, entstand im Laufe der Jahre doch eine bunte Vielfalt von Schubläden, in die die Arten eingeordnet werden mussten (Tab. 2). Teils werden für ein und dieselbe Kategorie verschiedene Bezeichnungen in Form von Zahlen oder Buchstaben verwendet, teils werden aber auch verschiedene Kategorie-Inhalte mit der gleichen Abkürzung gekennzeichnet (Tab. 2). Offensichtlich konnte kaum ein Rote-Liste-Autor der Versuchung widerstehen, das Kategoriensystem mit Sonderkategorien zu erweitern. Das insgesamt entstandene Chaos macht es schon aus formalen Gründen unmöglich, Inhalte verschiedener Listen miteinander zu vergleichen (Tab. 2).

Die Gefährdungskategorien geben die Skala vor, auf der die Gefährdung der Art beurteilt wird. Wie bereits eingangs erläutert, setzt Vergleichbarkeit der Einstufungen voraus, dass (1) subjektive Komponenten aus der Messgröße eliminiert werden, dass (2) die Messgröße eindeutig definiert und interpretiert wird und dass (3) die Messskala geeicht wird.

Zunächst muss festgelegt werden, was unter Gefährdung eigentlich verstanden wird. Die Experten-Diskussion zur Erarbeitung des vorliegenden Konzept machte deutlich, dass die Interpretation dieses Begriffs im Zusammenhang mit Roten Listen überraschend stark divergiert. Die Aufgabe besteht somit darin, der Messgröße „Gefährdung“ ihre schillernde Undeutlichkeit zu nehmen und sie auf einfache und eindeutige Prinzipien zurückzuführen. Was wird ausgesagt und was soll miteinander verglichen werden? Wird „Gefährdung“ als Ausmaß anthropogenen Drucks auf eine bestimmte Art interpretiert? Meint man mit „Gefährdung“ konkrete Bedrohungen wie Flussverbau oder Pestizideinsatz? Fasst „Gefährdung“ im historischen Sinne die Entwicklung der Bestände einer Art zusammen? Oder sollte man unter „Gefährdung“ eine Wahrscheinlichkeitsaussage über das Schicksal einer Art in der Zukunft verstehen?

Im zweiten Schritt geht es darum, dem so fixierten Begriff eine Skala zu geben. Die meisten Roten Listen bestehen aus einer Mischung aus ordinalen und kategorialen Skalen: Meistens ist nicht ganz klar, welche Kategorien in einer Rang-Beziehung zueinander stehen und welche nicht. Können diese Unklarheiten ausgeräumt werden, so erleichtert das die Einstufung und die Verwendung der Liste.

Schließlich wird eine Messvorschrift gebraucht, welche die Einordnung der Arten auf der Skala regelt. In dem vorliegenden Entwurf tritt an die Stelle einer strengen Messung eine relativ freie Ansammlung von Befunden von Daten jeglicher Art, Form und Qualität, die für sich genommen bereits informativ sind und hier Gefährdungsindikatoren genannt werden. Die Beziehung zwischen diesen Indikatoren und der Messskala ist zunächst recht unbestimmt, im Prinzip aber beliebig verfeinerbar. Würden also auf einmal Mittel für die Naturschutzforschung wie Milch und Honig fließen und Modellrechnungen in beliebiger Genauigkeit möglich werden, so müsste sich an der grundsätzlichen Vorgangsweise nichts ändern.

Im Gegensatz dazu verwendet der IUCN-Entwurf (IUCN, 1994) mehrere hierarchisch abgestufte, exakte numerische Skalen, die miteinander nicht in Beziehung stehen. Der Experte muss sich für eine der Skalen entscheiden und genaue Daten zur Verfügung haben. Auf anderen Skalen gemessene Befunde gehen in die Beurteilung nicht ein und scheinen auch nicht auf. Die Vergleichbarkeit ist somit nicht generell gewährleistet, die Ansprüche an die Datenqualität sind hoch, die Informations-Ausnutzung ist dennoch begrenzt, da nur Daten eines einzigen Indikators herangezogen und ausgewiesen werden.

Tab. 2: Kategorien und Kategorien-Chaos Roter Listen in ausgewählten europäischen Staaten, Nachbar- und Bundesländern Österreichs. Man beachte insbesondere die unterschiedlichen Bedeutungen der Kategorien 3, 4 und 5 des numerischen Systems sowie die zahlreichen Sonderdefinitionen (s. Fußnoten).

Gebiet	Tiergruppe	Autor	Kategorien mit Entsprechungen								Weitere
			RE	CR	EN	VU	NT	LR	DD		
Baden-Württemberg	Netzflügler	TRÖGER (1997)	0	1	2	3	V ¹	- ²	D ³	R ⁴	
Baden-Württemberg	Laufkäfer	TRAUTNER (1992)	0	1	2	3	V ¹	- ²	? ³	R ⁴	
BRD	Tiere	BLAB et al. (1984)	0	1	2	3				4 ⁶ , I ⁷ , II ⁸	
BRD	Tiere	NOWAK et al. (1994)	0	1	2	3				P ⁹ I ⁷ , II ⁸	
BRD	Vögel	WITT et al. (1996)	0	1	2	3	V ¹			R ⁴ ,	
BRD	Tiere	BINOT et al., (1998)	0	1	2	3	V ¹		G ¹¹ , D ³	R ¹⁰ , I ¹²	
Europa	Amphibien/ Reptilien	HONEGGER (1981)	Ex		E	V			I ¹³ , K ¹⁴	R ¹⁵	
Kärnten	Tiere	ROTTENBURG et al. (1999)	0	1	2	3	V ¹	- ²	G ¹¹ , ? ¹⁷	R ¹⁶ , I ¹²	
Luxemburg	Schmetterlinge	MEYER (2000)	EW	CR	EN	VU	LRnt	* ¹⁸		MIG ¹⁹ , ? ²⁰	
Niederösterreich	Fische	MIKSCHI & WAIS, (1997)	0	1	2	3			5 ²¹ , 6 ²²		
Niederösterreich	Laufkäfer	SCHWEIGER (1979)	3 ²³							2 ²⁴ , 3 ²⁵	
Norwegen	Pilze	BENDIKSEN et al. (1998)	Ex		E	V ¹				V+ ²⁶ , R ¹⁵	
Österreich	Tiere	GEPP (1983c)	A.1.1	A.1.2	A.3	A.4				B.1...B.5 ²⁷ , C.1 ²⁸	
Österreich	Tiere	GEPP (1994c)	0	1	2	3				4 ⁶ , B.1...B.5 ²⁷	
Österreich	Mollusken	FRANK & REISCHÜTZ (1994)	0	1	2	3	4 ²⁹			P ³⁰	
Schweiz	Amphibien/ Reptilien	HOTZ & BROGGI (1982)	0	1	2 ³¹	3 ³²	4 ³³	- ²	? ³	* ³⁴ , m ³⁵	
Schweiz	Tiere	DUELLI (1994)	0		1	2	3	n ³⁶	4b ³⁷	4c ³⁸ , 4d ³⁹ , - ⁴⁰	
Slowenien	Tiere	VIDIC (1992)	Ex		En	VU		O ⁴¹	I ¹³ , K ¹⁴		

¹Vorwarnliste, ²nicht gefährdet, ³wegen Datenmangel nicht einstuftbar, ⁴Arten mit geographischer Restriktion, ⁵Gefährdungssituation unklar, ⁶potenziell gefährdet, ⁷Vermehrungsgäste, ⁸gefährdete Durchzügler, ⁹potenziell gefährdet, ¹⁰extrem seltene Arten und Arten mit geographischer Restriktion, ¹¹Gefährdung anzunehmen, ¹²gefährdete wandernde Tierart, ¹³Indeterminate, ¹⁴Insufficiently known, ¹⁵rare, ¹⁶extrem selten, ¹⁷Forschungsbedarf, ¹⁸nicht gefährdet, ¹⁹Migrant, ²⁰Präsenz unsicher, ²¹Gefährdungsgrad nicht genau bekannt, ²²nicht genügend bekannt, ²³verschollene Art, ²⁴seltene oder an bestimmte Biotope gebundene Arten, die durch anthropogene Einflüsse gefährdet sind, ²⁵vereinzelt und an wenigen Stellen vorkommende Arten, ²⁶Conservation demanding, ²⁷verschiedene Sonderkategorien für allochthone Arten, ²⁸bisher nicht nachgewiesene, aber möglicherweise vorkommende Arten, ²⁹potenziell gefährdet (im Sinne einer Vorwarnliste), ³⁰Arten mit sehr wenigen Fundstellen, ³¹Gesamtschweizerische abnehmende Arten, ³²regional ausgestorbene Art mit ungefährteten Populationsreserven, ³³durch deutliche regionale Abnahme gefährdete Arten, ³⁴allochthone Art, ³⁵Art, deren Areal die Schweiz nur marginal berührt, ³⁶nicht gefährdet, ³⁷taxonomische Unsicherheiten, ³⁸genetische Durchmischung, ³⁹Vorkommen von menschlichen Aktivitäten abhängig, ⁴⁰nicht autochthon vorkommend, ⁴¹out of danger, ⁴²ungefährdet, ⁴³unzureichend erforscht,

4.2 Definitionen

In der Vergangenheit wurden Begriffe wie „vom Aussterben bedroht“ oder „stark gefährdet“ bereits wie Eigenschaften, die einer Tierart immanent sind, behandelt. Ihre eigentliche Bedeutung ging oft in einer Vielzahl von „Kriterien“ und Interpretationen unter. Unter „Gefährdung“ konnte außerdem jede Art von Nachstellung und negativer Beeinflussung durch den Menschen subsumiert werden. Die Roten Listen spiegelten dann den Grad dieser negativen Beeinflussung wider, was beispielsweise die relativ hohe Einordnung der Amphibien auf vielen Roten Listen erklären könnte. Um Rote Listen auf eine konzeptuelle Grundlage zu stellen, muss also zunächst der Begriff „Gefährdung“ klar definiert und „geeicht“ werden. Wir beschränken die Definition der Gefährdungskategorien daher auf die Aussterbenswahrscheinlichkeit der jeweiligen Art (MACE & LANDE, 1991), also auf eine Prognose für die Zukunft. Wir übernehmen hierzu die Definitionen der IUCN für die einzelnen Kategorien nach dem Kriterium E (siehe Abschnitt 2.6.2). Das Kriterium sieht eine quantitative Überlebenswahrscheinlichkeitsanalyse für die jeweilige Art vor. Auch wenn solche Analysen nicht tatsächlich vorliegen und die Datengrundlage für solche Analysen nicht verfügbar ist, so mag es doch hilfreich sein, sich an den dort festgelegten Grenzen zu orientieren. Sie stellen in unserem Konzept somit keine Kriterien dar, die für jede Art einzeln anhand von Daten geprüft werden müssen, sondern sollen in erster Linie der jeweiligen Kategorie eine konkrete Bedeutung geben und eine Skala festlegen. Die Einstufung ist damit jedoch prinzipiell überprüfbar, etwa dadurch, dass in zehn Jahren geklärt wird, ob tatsächlich die Hälfte der ausgewiesenen Arten ausgestorben ist. Sollte als Folge von Gegenmaßnahmen dieser Wert nicht erreicht werden, so ist das für den Naturschutz erfreulich und ebenfalls dokumentierbar.

- **RE: In Österreich ausgestorben oder verschollen (Regionally Extinct)**

Arten, die in Österreich verschwunden sind. Ihre Populationen sind nachweisbar ausgestorben, ausgerottet, oder verschollen (d. h. es besteht der begründete Verdacht, dass ihre Populationen erloschen sind).

- **CR: Vom Aussterben bedroht (Critically Endangered)**

Es ist mit zumindest 50 %iger Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass die Art in den nächsten 10 Jahren (oder 3 Generationen) ausstirbt (je nachdem, was länger ist).

- **EN: Stark gefährdet (Endangered)**

Es ist mit zumindest 20 %iger Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass die Art in den nächsten 20 Jahren (oder 5 Generationen) ausstirbt (je nachdem, was länger ist).

- **VU: Gefährdet (Vulnerable)**

Es ist mit zumindest 10 %iger Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass die Art in den nächsten 100 Jahren ausstirbt.

- **NT: Gefährdung droht (Near Threatened)**

Weniger als 10 % Aussterbenswahrscheinlichkeit in den nächsten 100 Jahren, aber negative Bestandsentwicklung oder hohe Aussterbensgefahr in Teilen des Gebiets.

- **LC: Nicht gefährdet (Least Concern)**

Weniger als 10 % Aussterbenswahrscheinlichkeit in den nächsten 100 Jahren, weitere Attribute wie unter NT treffen nicht zu.

- **DD: Datenlage ungenügend (Data Deficient)**

Die vorliegenden Daten lassen keine Einstufung in die einzelnen Kategorien zu.

- **NE: Nicht eingestuft (Not Evaluated)**

Die Art wurde nicht eingestuft.

Die Zurückführung der Gefährdung auf die Aussterbenswahrscheinlichkeit pro Zeitraum bietet dabei eine Reihe von Vorteilen:

- Die Skala ist universell. Sie gilt für alle Organismen vom Braunbär bis zum Spulwurm. Damit ist eine Vergleichbarkeit zwischen Organismengruppen prinzipiell möglich.
- Die Skala ist kompatibel mit dem Entwurf der IUCN (IUCN, 1994) über das Kriterium E. Die Einstufungen sind somit international vergleichbar.
- Aussterbenswahrscheinlichkeit ist diejenige Einheit, die in theoretischen Arbeiten verwendet wird, die Beziehung zum theoretischen Unterbau der Risikoanalyse ist somit direkt gegeben.
- Aussterbenswahrscheinlichkeit ist diejenige definierbare Grundgröße, die dem umgangssprachlichen Verständnis von „Gefährdung“ am ehesten entspricht.
- Die Definitionen der Kategorien sind vergleichsweise einfach und kurz.

Es wurden aber auch Einwände gegenüber dieser Skala geäußert. Die zentrale Rolle der Aussterbenswahrscheinlichkeit birgt die Gefahr, dass Verluste von lokalen Populationen und genetischer Variation bei Arten, die vom Aussterben noch weit entfernt sind, unerkant und unbelegt bleiben. Rote Listen wären dementsprechend ein „Spätwarnsystem“, das erst dann Gefahr signalisiert, wenn die Verluste bereits unumkehrbar sind und das Aussterben einer Art schon absehbar ist.

Es sind im vorgeschlagenen Konzept allerdings viele Möglichkeiten eingebaut, diesem Einwand zu begegnen.

- Die Kategorie NT ist als Vorwarn-Kategorie für Arten geeignet, bei denen ein Aussterben selbst in einem Zeitraum von 100 Jahren (Kategorie VU) hochgradig unwahrscheinlich ist. Im Gegensatz zu einer Kategorie „Rare“ ist NT in das ordinale Gefüge der Kategorien zwanglos zu integrieren.
- Das Indikatorensystem berücksichtigt ausdrücklich Faktoren wie Bestandesrückgänge, Arealverluste und genetische Verarmung in ihrer Auswirkung auf die allgemeine Aussterbenswahrscheinlichkeit der Art.
- Im Licht des Metapopulations-Konzepts (siehe oben) wirkt sich der Verlust jedes Einzelpopulations-Habitats auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Gesamt-Metapopulation aus. Isolierte Einzelpopulationen müssen nach dieser Theorie als „lebende Populations-Leichen“ angesehen werden, deren Verschwinden nur mehr eine Frage der Zeit ist. Es wäre also in dieser Sicht nicht gerechtfertigt, Verluste an Lebensraum und Populationen für die Gesamtüberlebensfähigkeit nur deshalb zu vernachlässigen, weil noch überlebenschfähige Populationen übrig sind.

Dieses Kategoriensystem gibt eine überschaubare ordinale Skala vor. Jede Art sollte in dem Schema ihren Platz finden können. Ein Kategoriensystem stellt immer eine vereinfachende Schubladisierung schwierig abzubildender realer Verhältnisse dar. Dem Bedürfnis nach Einbeziehung von Sonderkategorien sollte aber widerstanden werden, sonst wird die Einordnung und Interpretation schwierig und unübersichtlich, ohne dass das Problem der Schubladisierung als solches prinzipiell gelöst würde.

Kategorien wie „Rare“ und „Conservation Dependent“ wurden daher im Einklang mit jüngsten IUCN-Veröffentlichungen (IUCN, 1999) und Kommentaren zu den aktuell gültigen IUCN-Entwürfen (vgl. COLYVAN et al., 1999) vermieden. Für Zusatzinformationen zu jeder Art ist genügend Platz in der Anmerkungs-spalte vorhanden, dort können spezifische Informationen zur Datenqualität oder zur Abhängigkeit von Schutzmaßnahmen vermerkt werden.

Die Nomenklatur und die Abkürzungen der Kategorien wurden aus einer Reihe von Gründen dem IUCN-Standard angepasst:

- SCHNITTLER & GÜNTHER (1999) weisen in ihrer Aufstellung der mitteleuropäischen Roten Listen gefährdeter Pflanzenarten das deutsch-österreichische Ziffernsystem mit

den Gefährdungskategorien 1–4 gegenüber dem IUCN-Buchstabensystem als eindeutig weniger gebräuchlich aus. So verwenden Polen, Tschechien, die Slowakei, Ungarn und Slowenien mittlerweile allesamt das IUCN-System.

- Die IUCN schlägt ausdrücklich vor, für nationale Rote Listen die englischen Abkürzungen der Kategorien zu verwenden (IUCN, 1999)
- Die Initiativen der IUCN, Einstufungsprozess, Kriterien und Kategorien zu vereinheitlichen, dürften mittelfristig dazu führen, dass immer mehr Rote Listen sich hinsichtlich der Etikettierung der Kategorien an den Vorgaben orientieren.
- Das deutsch-österreichische Ziffernsystem mochte eine Intervallskala suggerieren und sehr unbedarfte Nutzer zu Mittelwertberechnungen oder dergleichen animieren.
- Das Ziffernsystem hat oft dazu geführt, dass Gefährdungsdaten aus dem deutschsprachigen Raum in internationalen Zusammenfassungen wegen vermeintlicher Inkompatibilität unberücksichtigt blieben.
- Das Ziffernsystem wurde nicht einheitlich angewandt (vgl. Tab. 2).

4.3 Anmerkungen

4.3.1 Zur Kategorie „Rare“

Die IUCN-Kategorie „Rare“ hat eine wechselvolle Geschichte hinter sich. Im klassischen IUCN-Kategoriensystem enthalten wurde sie immer wieder kritisiert, eliminiert und dann doch wieder, teilweise unter anderer Bezeichnung, in die Kategoriensysteme integriert. In praktischer Hinsicht wurde sie oft als Sammelbecken für Zweifelsfälle und Arten mit geringer Datenlage missbraucht. In der Fassung von SCHNITTLER et al (1994) wird sie für extrem seltene oder lokal vorkommende Arten definiert. In dieser Form wird sie auch von ROTTENBURG et al. (1999) gebraucht.

In konzeptueller Hinsicht ist diese Kategorie, wie schon erläutert, sehr problematisch, da sie in die ordinal-quantitative Reihenfolge der Gefährdungskategorien eine andere Qualität einführt. In praktischer Hinsicht führte dies oft dazu, dass die Kategorie R (oder im deutschsprachigen Raum, die analoge Kategorie 4) einmal neben CR gestellt wurde, dann wieder hinter VU eingereiht wurde (ÖKOTEAM 1999, JEDICKE 1997). Die Kategorie „Rare“ wurde so als weitere ordinale Stufe missinterpretiert, während sie genaugenommen an beiden Stellen fehl am Platze war, da sie inhaltlich etwas anderes ausweist als die Kategorien VU, EN, CR (oder ihre Ziffern-Entsprechungen 3, 2, 1). Ihre Einreihung hinter VU hatte zur Folge, dass viele Arten, die eigentlich auf eine Art Vorwarnliste gehört hätten, hier eingereiht wurden.

Die Motivation für eine eigene Kategorie „Rare“ dürfte darin zu suchen sein, dass die Gefährdungsursache „Seltenheit“ von der Gefährdungsursache „Bestandsrückgang“ klar abgesetzt werden sollte. Das mag in einem Rote-Liste-Konzept, in dem Gefährdung hauptsächlich im Sinne einer historisch-bestandsdokumentierenden Größe interpretiert wird und in dem keine Primärdaten und Gefährdungsindikatoren aufgeschlüsselt werden, durchaus sinnvoll sein. Im vorliegenden Konzept werden aber die Faktoren, die die Gefährdung bedingen, numerisch sehr detailliert ausgewiesen. Zudem kann im Anmerkungsfeld noch genau auf die spezielle Situation der jeweiligen Art eingegangen werden. Es wäre im Rahmen des Konzepts also völlig widersinnig, die konsequente Trennung von Gefährdungsursache und Gefährdungsprognose durch eine zusätzliche qualitative Sonderkategorie aufzuheben.

4.3.2 Zur Kategorie „Near Threatened“

Die Kategorie „Near Threatened“ („Gefährdung droht“) scheint auf den ersten Blick mit der ehemaligen Kategorie „Potenziell gefährdet“ gleichsetzbar zu sein. Die Kategorie entspricht aber besser der in manchen Roten Listen verwendeten Kategorie „Vorwarnliste“ („V“, zum Beispiel TRAUTNER, 1992). NT ist in den IUCN-Kategorienversionen erst seit 1994 enthalten; die IUCN gibt wenig Details an, wie diese Kategorie zu fassen sei.

Die Kategorie bietet sich für jene Arten an, die zwar Bestandeseinbußen bis hin zum regionalen Aussterben erleiden, für die aber das gänzliche Verschwinden aus dem österreichischen Bundesgebiet in den nächsten 100 Jahren extrem unwahrscheinlich ist.

Aus der Sicht der Biotopbewertungspraxis erschiene es erfreulich, wenn diese Kategorie weit gefasst interpretiert würde und besonders auch jene Arten umfasste, die durch anthropogene Maßnahmen in irgendeiner Weise beeinträchtigt werden, ohne dass diese Beeinträchtigung unmittelbar zu einer Aussterbensgefahr im Gebiet führen muss. Es sollte allerdings das Faktorengefüge der Beeinträchtigung in jedem einzelnen Fall verstanden und ausweisbar sein. Rote Listen könnten auf diese Art und Weise für die Eingriffsplanungen wesentlich besser nutzbar werden.

Die einheitliche Definition der Gefährdung als Aussterbenswahrscheinlichkeit hat die Besorgnis aufkommen lassen, ob für viele Arten, die derzeit noch ausgedehnte Bestände haben, aber fortwährend Verluste erleiden, nicht nur die Kategorie NT übrig bleibt (vgl. oben). Das trifft jedoch nicht zu. Wenn die Bestände einer Art als Metapopulation strukturiert beschreibbar sind, so beeinflussen einzelne Populationsverluste grundsätzlich die Überlebensfähigkeit der gesamten Bestände. Wie im Abschnitt 2.3.3 beschrieben, ist für viele Arten, die noch ausgedehnte Bestände aufweisen, für die aber die Wiederbesiedlung von Habitatsinseln unmöglich geworden ist, die Aussterbewahrscheinlichkeit in den nächsten 100 Jahren sehr hoch zu veranschlagen.

4.3.3 Zur Kategorie „Critically Endangered“

Diese höchste Kategorie der Gefährdung wurde bisher im Sinne einer konservativen Prognose oft für Arten verwendet, über die Informationen nur in sehr mangelhaftem Umfang vorlagen. Weiters wurden in pragmatischer Weise oft Arten automatisch dieser Kategorie zugeordnet, die zwar als gefährdet einzuschätzen waren, über deren tatsächliches Aussterbensrisiko aber keine Aussagen möglich waren. Gerade die höchste Gefährdungskategorie sollte aber jenen Arten vorbehalten bleiben, für welche die Aussterbensgefahr unmittelbar mit Händen greifbar und argumentativ belegbar ist.

Der Zeithorizont von 10 Jahren in der oben angeführten Definition ist planerisch überschaubar. Zwar sollen Rote Listen nicht als Prioritätenkataloge verstanden werden, aber die Auflistung in der höchsten Kategorie sollte so treffsicher und aussagekräftig sein, dass Politik und Naturschutzplanung unmittelbare Konsequenzen für die eine oder andere Art daraus ziehen können und mittels gezielter Programme die Prognose widerlegen können. Die Botschaft in Form eines tiefroten Warnsignals sollte nicht durch eine Fülle von unsicher eingestuften Arten verwässert werden.

5 EINSTUFUNGSPROZESS

5.1 Überblick

Ziel des vorliegenden Arbeitskonzeptes ist es, eine einheitliche Darstellung der Methodik und eine durchgängige Nachvollziehbarkeit der Einstufung der einzelnen Arten in die Gefährdungskategorien zu ermöglichen. Die vorgestellten Kategorien sind durch die beigegebenen Wahrscheinlichkeitsaussagen eindeutig definiert. Diese Aussagen stellen jedoch keine „Kriterien“ dar, keine Grenzwerte, anhand derer die Einstufung anhand verfügbarer Daten vorgenommen werden könnte, sondern lediglich Landmarken und Anhaltspunkte für Plausibilitätsüberprüfungen.

Wie gelangt der Experte nun zu seiner Einschätzung? Die einzige saubere Lösung bestünde darin, für jede Art eine formale rechnerische Risikoanalyse durchzuführen, das heißt, relevante Parameter für die Persistenz der Art anzugeben, ein Modell aufzustellen, und mittels Computersimulation das Schicksal der Art vorherzusagen. Populationsüberlebensfähigkeitsanalysen haben vor allem in nordamerikanischen Raum beträchtliche Bedeutung erlangt, was wohl auf die dort zentrale Rolle des „Endangered Species Act“ in der Umweltschutzgesetzgebung zurückzuführen ist. Allerdings sind Populationsüberlebensfähigkeitsanalysen auf einen ganz engen Kreis von Wirbeltieren beschränkt geblieben. Die Anforderungen an das Datenmaterial sind naturgemäß beträchtlich, die Gültigkeit noch so komplexer Modelle wird immer anzweifelbar bleiben.

Es ist völlig klar, dass solch eine Vorgangsweise für die Erstellung von Roten Listen um Dimensionen jenseits aller Praktikabilität liegt. Das bedeutet aber nicht, dass die Herangehensweise für die Risikoabschätzung gänzlich irrelevant wäre. Die Parameter für eine formale Überlebensfähigkeitsanalyse sind naturgemäß auch für jede Art von Risikoabschätzung mit Blick auf Rote-Listen-Einstufungen wichtig. Grundsätzlich erscheint es sinnvoll, zunächst für jede Art diese Indikatoren zu bestimmen und auszuweisen.

Die Eichung der Gefährdungsindikatoren (die Bezeichnung „Kriterien“ erschiene irreführend, da es sich zunächst nur um Einstufungshilfen handelt) erfolgt in einem System, das inhaltlich weitgehend mit dem von SCHNITTLER et al. (1994) bzw. SCHNITTLER & LUDWIG (1996) übereinstimmt, jedoch – wie viele Einstufungssysteme in der Ökologie – dekadisch unterteilt ist. Diese genauere Skalierung soll keine „Scheinquantifizierung“ letztlich meist subjektiver Einstufungen vortäuschen, sondern gemeinsam mit der gruppenspezifischen Justierung der Skala den Weg der Einstufung Schritt für Schritt nachvollziehbar – und damit für zukünftige Bearbeiter konkret (an)greifbar – gestalten. Folgende Parameter determinieren und illustrieren die Gefährdung einer Art (nach SCHNITTLER & LUDWIG 1996, verändert und ergänzt):

- **A** Bestandssituation (gemessen in Rasterfrequenzen, Fundorten; Individuen)
- **B** Bestandsentwicklung (zum Beispiel Verhältnis der in der jüngeren Vergangenheit nachgewiesenen Bestandszahlen zu früher vorliegenden Bestandszahlen)
- **C** Arealentwicklung
- **D** Habitatverfügbarkeit (Ausmaß geeigneter Lebensraumfläche, „amount of suitable habitat“)
- **E** Entwicklung der Habitatsituation (Trends hinsichtlich der limitierenden Faktoren für die jeweilige Art)
- **F** direkte anthropogene Beeinflussung
- **G** Einwanderung
- **H** weitere Risikofaktoren

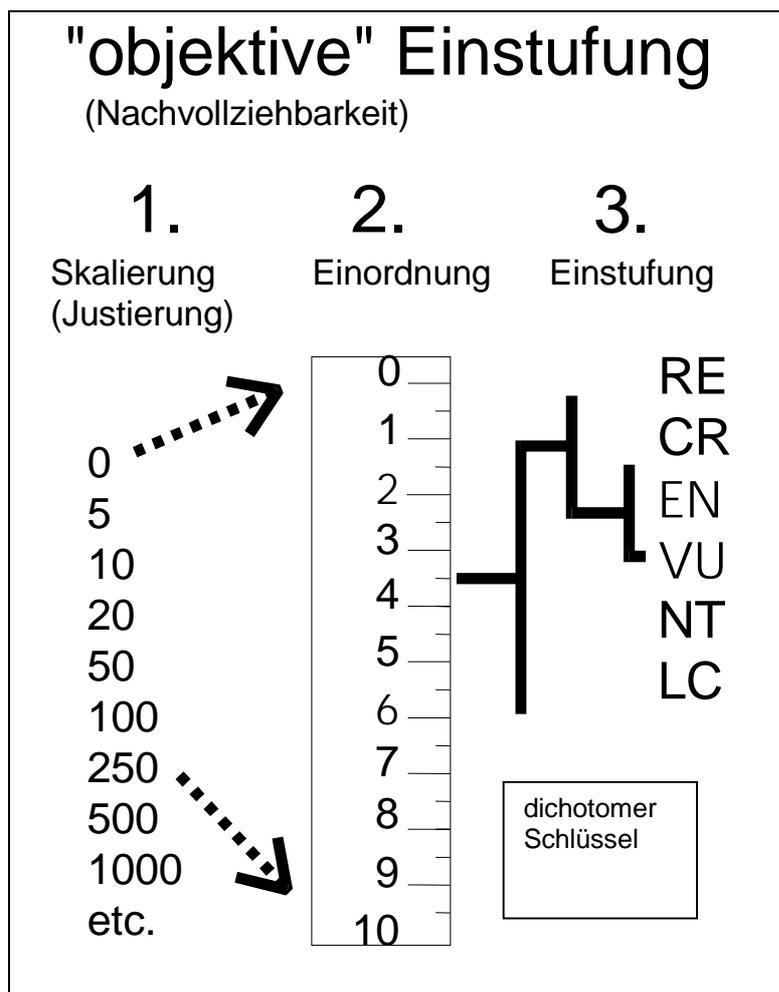


Abb. 4: Schema der Vorgangsweise für die Einstufung in Gefährdungskategorien.

Für die Einstufung jeder einzelnen Art wird in folgender Reihenfolge vorgegangen (Abb. 4):

- tiergruppenspezifische Eichung der Gefährdungsindikatoren (5.2)
- Einordnung der zu bewertenden Art auf den 8 vorgegebenen Indikatorskalen (5.2)
- Einstufung: Bestimmung der Gefährdungskategorie (s. Kap. 5.3)

Die beste Abschätzung des Aussterbensrisikos und damit des Gefährdungsgrads liefert die integrierte Zusammenschau der einzelnen Gefährdungsindikatoren. Jede Art hat eine eigene Autökologie, eine eigene Fortpflanzungs- und Ausbreitungsstrategie und damit eine eigene Gefährdungsdisposition. Die eigentliche Aufgabe der Gefährdungsanalyse besteht darin, das Faktorengefüge, das die Aussterbensgefahr bedingt, darzustellen und zu bewerten. Rote Listen sind die in Zahlen gefassten und in übersichtlicher Form ausgewiesenen Resultate dieser Analysen. An Zahlen und Kategorien lassen sich jedoch keine Schutzmaßnahmen anknüpfen. Wir ermutigen daher die Autoren, möglichst detailliert das Geflecht aufzuschlüsseln, das zur Gefährdung der Art geführt hat, und diese Analyse darzustellen.

Um von diesen Gefährdungsindikatoren auf die Kategorien zu schließen, muss in Absenz eines formalen numerischen Modells entweder eine Gewichtung der Indikatoren nach Expertenwissen vorgenommen werden oder ein robustes mehr oder minder allgemeingültiges Modell verwendet werden. Ein solches Modell ist theoretisch leider schlecht begründet – wie bereits früher erläutert, fehlt derzeit eine allgemeine „Theorie der zurückgehenden Populationen“ (CAUGHLEY, 1994). Als Ersatz kann vielleicht folgende Überlegung angeboten wer-

den: Aussterbensgefahr tritt dann ein, wenn allgemein ein bestimmter Bestandsgrößen-Schwellenwert (gemessen als Populationsgröße oder Populationsanzahl) unterschritten wird. Wann dieser Schwellenwert erreicht wird, hängt von der Bestands-Ausgangssituation ab und vom Bestandstrend (Abb. 5). Wenn bereits zum gegenwärtigen Zustand die Bestand der Art sehr gering ist und die Art sich unterhalb des Schwellenwerts befindet ist, dann ist der Bestandstrend weitgehend unwichtig, die Art ist auf jeden Fall bedroht. Wenn der gegenwärtige Bestand oberhalb dieses Schwellenwerts liegt, dann hängt das Schicksal von der Ausgangsposition und der Steigung der Bestandstrend-Geraden ab; je niedriger der derzeitige Bestand und je negativer der Bestandstrend, desto früher wird der Schwellenwert der akuten Aussterbensgefahr erreicht sein.

Mit dieser robusten Überlegung kann also prinzipiell ein Zusammenhang zwischen den Gefährdungsindikatoren Bestand, Bestandstrend und andererseits den eingangs angeführten Definitionen der Gefährdungskategorien hergestellt werden. Im manchem Fall wird der Bestandstrend der Art nur aus der Entwicklung der Habitatsituation ableitbar sein, im einem anderen Fall wird das Management der Art entscheidend über ihre Zukunftsaussichten entscheiden, für eine dritte Art wird vielleicht ein eingeführter Parasit der entscheidende Faktor der Prognose sein.

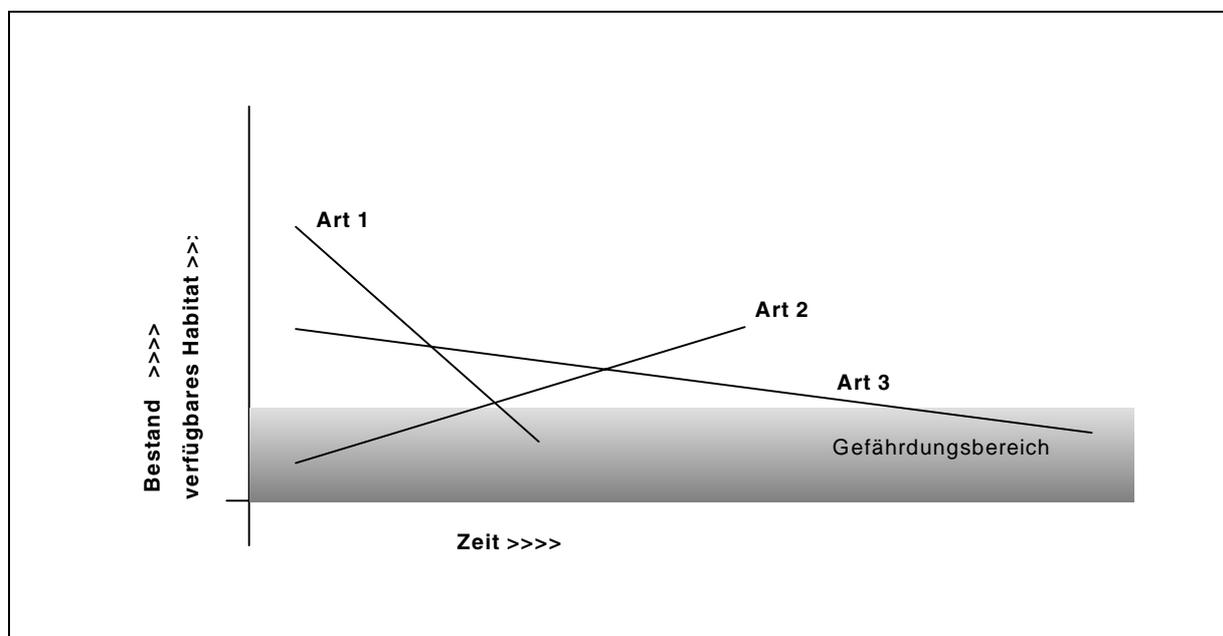


Abb. 5: Grobe Überlegung zur Beziehung zwischen Bestandsgröße und Bestandstrend bzw. zwischen Habitatverfügbarkeit und Entwicklung der Habitatsituation. Art 1 weist derzeit hohe Bestände auf, der Trend ist jedoch stark negativ, ein Eintauchen in den kritischen Gefährdungsbereich (grau schraffiert) in naher Zukunft ist zu erwarten. Art 2 weist zwar positiven Trend auf, ihre Bestände sind jedoch akut im kritischen Bereich und damit gefährdet. Art 3 weist negativen Bestandstrend auf, die Wahrscheinlichkeit des Aussterbens ist jedoch geringer als bei Art 1 trotz niedrigerer Bestandszahlen. Es ist für die Überlegung unerheblich, ob Bestandszahlen oder das Ausmaß verfügbaren Habitats als Kenngröße herangezogen wird.

Im vorliegenden Konzept wurde versucht, diese Überlegungen in einen dichotomen Schlüssel abzubilden. Kerngerüst dieses Schlüssels ist das Verhältnis zwischen Bestand und Bestandstrend (Abb. 5). Für jene Arten, für die diese Angaben nicht ausreichend informativ sind, wird ersatzweise das Verhältnis von Habitatverfügbarkeit und Entwicklung der Habitatsituation herangezogen. Aus diesem Verhältnis wird eine vorläufige Einschätzung abgeleitet. Diese vorläufige Einstufung wird dann anhand weiterer verfügbarer Information nachjustiert.

Dieser Prozess sollte in einer Vielzahl von Fällen zu einem brauchbaren Ergebnis führen, es wird aber immer wieder Arten geben, bei denen der formale Vorgang zu einer Kategorie führt, deren Definition für die entsprechende Art als unplausibel, ja unzutreffend empfunden wird. Gelangt ein Bearbeiter zu einer Gefährdungskategorie, die für die betreffende Art unglaubhaft erscheint, soll er zunächst nicht den formalen Vorgang anzweifeln, sondern zu den kausalen Faktoren zurückkehren:

- Ist die Skalierung der Gefährdungsindikatoren zu revidieren?
- Habe ich einzelne Faktoren unterbewertet?
- Habe ich alle Risikofaktoren berücksichtigt?
- Sind bestimmte Risikofaktoren einem anderen Einstufungsindikator zuzuordnen?
- Habe ich alle Schätzungsbereiche (bei ungenauen Einordnungen) ausgetestet?
- Liegt die Art bei mehreren Indikatoren im Grenzbereich und ist dadurch ein Grenzfall zwischen zwei Kategorien?

Auch dann mag es Fälle geben, die mit dem vorgelegten Schema nicht adäquat erfassbar sind. Das entspricht leider der idiosynkratischen Natur der Aussterbensdynamik: jede Art hat ihre eigene Problematik. Der Bearbeiter sollte aber dann im Anmerkungsfeld detailliert ausweisen, warum er sich genötigt sieht, von der vorgeschlagenen Einstufung abzuweichen.

5.2 Eichung der Gefährdungsindikatoren

Für die Eichung der Indikatoren wurde von uns ursprünglich eine sehr grobe Ordinalskala mit wenigen Unterteilungen ins Auge gefasst. In vielen Fällen steht den Autoren der einzelnen Roten Listen jedoch genaues (faunistisches) Datenmaterial zur Verfügung. Um diesen Fällen Rechnung zu tragen, wurde die Einstufungsskala erweitert (von 0 bis 10 bzw. von -10 bis +10). Die dekadische Skala bietet sich besonders für Prozentwerte an (etwa: Bestandsentwicklung -4 entsprechend 40 % Rückgang in einem festgesetzten Zeitraum). Häufig wird jedoch nur ungenau eingeordnet werden können; der Schätzungsbereich soll in diesem Fall auch angegeben werden (z. B. Bestandsentwicklung -3...-6). Die Eichung der Einstufungsindikatoren ist im Methodenteil der betreffenden Kapitel anzugeben, vor allem dann, wenn innerhalb einer Organismengruppe nicht einheitlich geeicht wurde. Gegebenenfalls ist in den Anmerkungen zu den einzelnen Arten auf einen besonderen Skalierungsmodus hinzuweisen.

Generell wird empfohlen, nach einem möglichst einheitlichen Eichmodus zu suchen, um innerhalb der bearbeiteten Tiergruppe eine hohe Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Freilich werden beispielsweise die Bestandszahlen von Zaunkönig und Steinadler unterschiedlich zu beurteilen sein. In diesem Beispiel wird der Bearbeiter versuchen, Untergruppen zu bilden (nicht zwangsläufig systematische Kategorien, wichtig erscheinen in diesem Fall etwa Körpergröße, trophisches Niveau, Reviergrößen etc.), innerhalb derer eine einheitliche Skala verwendet wird.

Probleme ergeben sich besonders dadurch, dass der Erfassungsgrad sehr heterogen sein kann. In vielen Fällen sind die Primärdaten unvollständig oder auf Grund unterschiedlicher Erfassungsmethodik schwer vergleichbar. Auch innerhalb derselben Tiergruppe können einzelne auffällige Arten sehr gut erfasst sein, was insgesamt einen hohen Bestand suggeriert, andere Arten können sehr unvollständig erfasst sein, was den jeweiligen Indikator zu niedrig ausfallen lässt. Daher „muss jeder Versuch, die Primärdaten als unmittelbaren Spiegel der Bestandssituation zu betrachten, als fachlich zweifelhaft, oft sogar unseriös, zurückgewiesen werden. Ohne abwägende Interpretation der Daten sind z. T. extreme Fehleinstufungen vorprogrammiert“ (DOCZKAL et al., 1999). Die scheinbare „Objektivität“ der nackten Daten

muss im Interesse der Einstufung nach wie vor dem Expertenurteil untergeordnet sein. In jedem Fall sollte die Datenquelle explizit ausgewiesen werden und die Verlässlichkeit der Daten sollte von den Autoren kritisch diskutiert werden.

Für einige Gefährdungsindikatoren wird die Eichung der Indikatorskala aufgrund von Schätzwerten notwendig sein. Es empfiehlt sich dabei folgende Vorgangsweise:

- Die Arten werden aufgelistet.
- Den Arten werden Ränge zugewiesen, d. h. sie werden hinsichtlich des jeweiligen Indikators in eine Reihenfolge gebracht. Für Gefährdungsindikatoren, die geschätzt werden müssen, erleichtert dieses Verfahren die Einstufung, da die relative Position von zwei Arten zueinander leichter zu bestimmen ist als ein absoluter Wert. Damit ist eine Rangskala vorgegeben. In vielen Fällen wird die verfügbare Information mit dieser Rangskala abgeschöpft sein, es ist dann fragwürdig, eine Intervallskala daraus abzuleiten. In diesem Fall sollte klar gekennzeichnet sein, dass die jeweilige Gefährdungsindikatorskala nur Rangstufen ausweist und dass das Intervall von 8 bis 9 nicht den gleichen Abstand wie 3 bis 4 bedeuten muss.
- Lässt sich diese Rangskala auf eine 10-teilige Intervallskala linear abbilden? In diesem Fall kann die gewonnene Abfolge von Arten direkt zur Eichung verwendet werden; zum Beispiel markiert die Art mit dem stärksten Bestandszuwachs den Wert 10, diejenige mit dem stärksten Rückgang den Wert -10, der Rest der Arten wird auf die Rangstufen gleichmäßig aufgeteilt. In manchen Fällen wird aus der Rangskala näherungsweise eine Intervallskala ableitbar sein.
- In vielen Fällen wird die tatsächliche Verteilung der Werte allerdings links- oder rechtschief sein. Bei einigen Tiergruppen werden jedoch viele Arten geringe Bestandszahlen haben und einige wenige hohe Bestandszahlen. In einem solchen Fall müsste die Rangskala entsprechend korrigiert werden; zusätzliche Information ist allerdings dazu erforderlich.

Im Folgenden werden die Einstufungsindikatoren näher erläutert.

5.2.1 Indikator A – Bestandssituation

Erläuterung

Die grundsätzliche Bedeutung des Bestands als Indikator der Gefährdungssituation ist offenkundig: Je mehr Populationen oder Individuen einer Art noch vorhanden sind, um so geringer ist die Wahrscheinlichkeit, dass genetische Verarmung eintritt oder zufällige Einzelergebnisse die Art zum Aussterben bringen. Nach HANSKI et al. (1996) hängt die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Metapopulation vom Ausmaß verfügbaren Habitats und von der Anzahl besiedelter Habitatinseln ab.

„Seltenheit“ im Sinne geringer Bestandeszahlen (RABINOWITZ et al., 1986) allein wird von vielen Autoren nicht als ausreichender Indikator einer Artgefährdung angesehen. Unvorhersagbare Klimaschwankungen, Katastrophen, aber auch menschliche Eingriffe sind aber für Arten mit einer geringen Zahl von Beständen viel gefährlicher als für Arten mit vielen weit verstreuten Vorkommen. Besonders kritisch ist eine kleine Anzahl an Vorkommen, wenn diese Vorkommen in einem engen Areal konzentriert liegen, da in diesem Fall die Umweltstochastizität das ganze Ensemble der Vorkommen gefährden kann.

Skalierung

Die Eichung für Wirbeltiere und Wirbellose wird entsprechend unterschiedlich ausfallen, aber selbst innerhalb einer Tiergruppe (Bär vs. Spitzmaus) werden gegebenenfalls unterschiedli-

che Skalen zu verwenden sein (Großsäuger nach Individuen, Kleinsäuger nach Rasterfrequenz oder Fundortzahlen). Der Bearbeiter sollte danach trachten, durch möglichst einheitliche Skalierung eine hohe Vergleichbarkeit zu erzielen.

Als Mindestzeit, ab der eine Art bei vergeblicher Nachsuche als verschollen gilt, wird eine Zeit von 50 Jahren empfohlen. Je nach verfügbarem Datenmaterial oder Tiergruppe kann diese Mindestzeit variieren. So ist bei Tiergruppen, die langlebige Dauerstadien produzieren (z. B. „Urzeitkrebse“) ein größerer Zeitraum zu wählen, es sei denn, die bekannten Habitate wurden nachweislich zerstört.

Im Einleitungskapitel der Tiergruppe sind alle gewählten Skalierungsmodi anzugeben. In den Anmerkungen zu jeder einzelnen Art ist an erster Stelle kurz auf die gewählte Skalierung zu verweisen (außer, alle Arten wurden einheitlich skaliert).

Tab. 3: Skalierungsbeispiele für den Indikator „Bestandssituation“. Beispiel 1 und 2 nach BRUCKHAUS & DETZEL (1997), Beispiel 3 nach WITT et al. (1996), leicht verändert.

Einheit	Beispiel 1 (Rasterquadrate)	Beispiel 2 (Fundorte)	Beispiel 3 (Brutpaare)
?	nicht bekannt	nicht bekannt	nicht bekannt
0	kein Vorkommen	kein Vorkommen	kein Vorkommen
1	Rasterfrequenz $\leq 1\%$	bis 3 Fundorte	bis 50 Brutpaare
2	Rasterfrequenz $\leq 3\%$	bis 10 Fundorte	bis 100 Brutpaare
3	Rasterfrequenz $\leq 5\%$	bis 15 Fundorte	bis 150 Brutpaare
4	Rasterfrequenz $\leq 10\%$	bis 30 Fundorte	bis 250 Brutpaare
5	Rasterfrequenz $\leq 20\%$	bis 50 Fundorte	bis 350 Brutpaare
6	Rasterfrequenz $\leq 30\%$	bis 70 Fundorte	bis 500 Brutpaare
7	Rasterfrequenz $\leq 40\%$	bis 90 Fundorte	bis 750 Brutpaare
8	Rasterfrequenz $\leq 50\%$	bis 100 Fundorte	bis 1000 Brutpaare
9	Rasterfrequenz $\leq 70\%$	bis 150 Fundorte	bis 1500 Brutpaare
10	Rasterfrequenz $> 70\%$	über 150 Fundorte	über 1500 Brutpaare

Im Einleitungskapitel der Tiergruppe sind alle gewählten Skalierungsmodi anzugeben. In den Anmerkungen zu jeder einzelnen Art ist an erster Stelle kurz auf die gewählte Skalierung zu verweisen (außer, alle Arten wurden einheitlich skaliert).

5.2.2 Indikator B – Bestandsentwicklung

Erläuterung

Dieser Indikator wird vor allem von SCHNITTLER & LUDWIG (1996), aber auch bei IUCN (1994) als zentral für die Einstufung des Gefährdungsrisikos angesehen. Er setzt eine gewisse Datenqualität über einen längeren Zeitraum voraus. Die Erfassungsmethoden mögen sich über die Jahrzehnte geändert haben, somit sind ältere mit jüngeren Bestandsdaten oft nicht unmittelbar vergleichbar. Der Indikator kann nur für Gruppen verwendet werden, deren taxonomische Abklärung weit zurückliegt, sonst verfälschen aufgetrennte oder neu bewertete Arten allzu sehr das Bild. Das Erfassungsverfahren muss in der Lage sein, kurzfristige Schwankungen von langfristigen Trends zu unterscheiden. Besonderen Wert bekommt die Auswertung von Trenddaten dann, wenn eine plausible oder überprüfbare Hypothese für die Gründe des Rückgangs vorliegt, denn dann können verlässliche Aussterbensprognosen extrapoliert werden.

Besonders kritisch sind negative Bestandstrends, wenn diese dazu führen, dass bestimmte Habitattypen von der Art ganz aufgegeben werden und/oder sich gleichzeitig das Areal der Art verringert (vgl. Kriterium C).

Skalierung

Die dekadische Skala sollte sich als praktisch erweisen, da Prozentzahlen direkt abgebildet werden können. Der Vergleichszeitraum kann erhebliche Auswirkungen auf die Einstufungen haben. WITT et al. (1996) schlagen einen Zeitraum von 25 Jahren vor. Arten, die erst in den letzten 5–10 Jahren massiv zurückgehen, werden nicht allzu hoch eingestuft, wenn der Rückgang über 25 Jahre gemittelt wird. Die IUCN betrachtet demgegenüber nur einen Vergleichszeitraum von 10 Jahren. Bei ein und denselben Arten führt dies zu ganz anderen Einstufungen als nach WITT et al. (1996). Beide Betrachtungszeiträume haben ihre Vor- und Nachteile, mit denen sich die Bearbeiter auseinandersetzen müssen (DOCZKAL et al., 1996).

Aus pragmatischen Gründen der Verfügbarkeit von quantitativem historischen Datenmaterial überlassen wir die Wahl des Bezugsraumes den Bearbeitern. Ein günstiges Stichjahr scheint allerdings aus verschiedenen fachlichen wie pragmatischen Gründen das Jahr 1970 zu sein. Wenn dieses Stichjahr bei der jeweiligen Tiergruppe nach der Datenlage möglich erscheint, sollte es gewählt werden.

Bei biologischen Besonderheiten einzelner Arten (z. B. extreme Langlebigkeit oder Produktion langlebiger Dauerstadien) kann der Vergleichszeitraum auch größer festgelegt werden.

Wie alle Skalierungen ist der gewählte Vergleichszeitraum im Vorwort zur bearbeiteten Tiergruppe anzugeben und bei Abweichungen vom Standard zu begründen.

Empfehlung

Der Chiquadrat-Test (vgl. z. B. SACHS; 1984) ist ein einfaches Verfahren, die Signifikanz von Änderungen in relativen Nachweiszahlen zu prüfen. Es werden zum Beispiel die Nachweiszahlen einer bestimmten Art vor 1970 mit denen nach 1970 in Beziehung gesetzt und auf die Gesamtfundzahl bezogen (vgl. zum Beispiel DESENDER & TURIN, 1989, die damit Carabiden-Trenddaten aus den Benelux-Staaten geprüft haben).

Tab. 4: Skalierungsbeispiele für den Indikator „Bestandstrend“.

Einheit	Verbale Umschreibung	Skalierungsbeispiel
?	nicht bekannt	nicht bekannt
-10	sehr stark abnehmend	bis -100 % des Bestands
-9		bis -90 % des Bestands
-8		bis -80 % des Bestands
-7	stark abnehmend	bis -70 % des Bestands
-6		bis -60 % des Bestands
-5		bis -50 % des Bestands
-4		bis -40 % des Bestands
-3	abnehmend	bis -30 % des Bestands
-2		bis -20 % des Bestands
-1		bis -10 % des Bestands
0	gleichbleibend	Gleichbleibend
1		bis +10 % des Bestands
2		bis +20 % des Bestands
3	zunehmend	bis +30 % des Bestands
4		bis +40 % des Bestands
5		bis +50 % des Bestands
6		bis +60 % des Bestands
7	stark zunehmend	bis +70 % des Bestands
8		bis +80 % des Bestands
9		bis +90 % des Bestands
10	sehr stark zunehmend	bis +100 % des Bestands in den letzten 30 Jahren

Eine Irrtumswahrscheinlichkeit $P = 32\%$ (Tab. 5) wird üblicherweise als zu hoch ($\gg 5\%$) angesehen, um die Nullhypothese, die Unterschiede beruhten lediglich auf Zufall, abzulehnen. Ein signifikanter Rückgang der Art xy im Verhältnis zur Gesamtentwicklung der Fangzahlen wäre somit aus diesen Trenddaten (Rückgang von 1,4 auf 1,1 % der Gesamtnachweiszahl) nicht ableitbar.

Der Test ist in neueren Excel-Versionen verfügbar und kann so leicht auf viele Arten angewendet werden, für die Nachweisdaten in entsprechender Form vorliegen. Wie alle statistischen Verfahren setzt der Test voraus, dass die Voraussetzungen (konkret z. B. unabhängige Zufallsstichproben, Mindestbesetzung der Zellen) erfüllt sein müssen. Vor einer unkritischen Verwendung und der Anwendung auf inadäquate Datensätze wird daher gewarnt. Eine Alternative zum Chi-Quadrat-Test ist Fisher's Exakter Test (vgl. SOKAL & ROHLF, 1995, dort auch ausführliche Diskussion der Voraussetzungen und Einsatzgebiete verschiedener statistischen Verfahren).

Tab. 5: Anwendungsbeispiel Chiquadrat-Test

Beobachtet	Vor 1970	Nach 1970	Gesamt
Alle Nachweise	2390	2703	5093
Nachweise der Art xy	34	30	64
Gesamt	2424	2733	5157
Erwartet	Vor 1970	Nach 1970	Gesamt
Alle Nachweise	2393,92	2699,08	5093
Nachweise der Art xy	30,08	33,92	64
Gesamt	2424	2733	5157
χ^2	1,2981		
Wahrscheinlichkeit P	0,324		

Bestandstrends sind generell sehr kritisch zu ermitteln und zu interpretieren. Zunahme und Abnahmen der Nachweiszahlen können sich aus einer Änderung der Fangtechnik, des Mitarbeiterstabs oder bestimmten Projektschwerpunkten erklären, ohne dass sich am tatsächlichen Bestand langfristig etwas ändern muss. Die Wahl des Stichjahres kann entscheidend dafür sein, ob ein Trend positiv oder negativ ausfällt. Zeitreihenanalysen könnten Abhilfe schaffen; die dazu entsprechenden Daten werden aber nur dann in der erforderlichen Qualität vorliegen, wenn langjährige Monitoringprogramme sie erbracht haben.

5.2.3 Indikator C – Arealentwicklung

Erläuterung

Bestandsentwicklungen können gleichmäßig das ganze Verbreitungsgebiet einer Art innerhalb Österreichs betreffen. Sie können aber auch mit Veränderungen des Areals einhergehen. Wenn beispielweise eine ursprünglich über das ganze Bundesgebiet vorkommende Art heute nur mehr in einem Bundesland vorkommt, so ist dies gravierender einzuschätzen als die gleichmäßige Ausdünnung der Bestände im Gebiet, da mit großer Wahrscheinlichkeit auf erste Art und Weise lokal adaptierte Genotypen verloren gehen (SCHNITTLER & LUDWIG, 1996).

Die Arealentwicklung geht in die Bewertung ein, wird aber in der Gefährdungseinstufung nicht stark gewichtet. Dennoch sollte sie detailliert ausgewiesen werden, da sie ein gutes Bild über die Situation einer Art im Bundesgebiet vermittelt. Größere Differenzen des Bestandstrends zwischen Regionen sollten sich in dieser Zahl widerspiegeln (Art ist im Flachland ausgestorben, in den Gebirgen noch präsent, also Arealkontraktion). Umgekehrt geht aus einem hohen positiven Wert dieser Zahl (Arealexpansion) unter Umständen hervor, dass entsprechende Art verlorenes Terrain wieder zurückerobern konnte. Die Details für diese Interpretation können im Anmerkungsfeld ausgewiesen werden. Es sollte bei guter Dokumentationslage auch vermerkt werden, welche Regionen aufgegeben wurden, bzw. welche Gebiete von der Arealexpansion betroffen waren.

Skalierung

analog zu Indikator B. Der Vergleichszeitraum sollte übereinstimmen.

5.2.4 Indikator D – Habitatverfügbarkeit

Erläuterung

Die ökologischen Gefährdungsindikatoren D und E sind bei SCHNITTLER & LUDWIG (1996) unter den Risikofaktoren subsumiert. In unserem Entwurf spielen sie demgegenüber eine zentrale Rolle und werden als eigene Gefährdungsindikatoren ausgewiesen.

Die Habitat-orientierten Gefährdungsindikatoren werden in unserem Ansatz als Alternative zu den bestandsorientierten Gefährdungsindikatoren in jenen Fällen herangezogen, in denen das Ausmaß verfügbaren Habitats für die Existenz der Art in erster Linie ausschlaggebend ist oder für die Bestandsdaten nicht in ausreichender Qualität zur Verfügung stehen. Außerdem werden die Habitat-orientierten Gefährdungsindikatoren zur Nachjustierung des Einstufungsergebnisses jener Arten benutzt, für die Bestandsdaten aussagekräftig sind.

Mit Habitatverfügbarkeit ist derjenige Anteil an Fläche gemeint, welcher der jeweiligen Art im Bundesgebiet als Habitat dienen könnte, unabhängig davon, ob die Flächen tatsächlich besiedelt sind. Für Arten mit hohen Habitatansprüchen ist der Anteil der Fläche, auf der sie zuzugende Lebensbedingungen vorfinden, somit sehr gering, die Verfügbarkeit an geeignetem Habitat ist sehr begrenzt. Beispielsweise sind halophile Arthropoden auf die in Österreich vorhandenen Salzstandorte angewiesen, die Flächenanteile dieser Salzstandorte lassen sich schätzen oder beispielsweise aus DICK et al. (1994) entnehmen. Euryöke Waldarten finden dagegen viel höhere Flächenanteile verfügbaren Habitats vor.

Der Verwendung des Indikators Habitatverfügbarkeit ist ein Weg, die Hintergründe des „Paradigmas der zurückgehenden Populationen“ zu berücksichtigen. Im Metapopulations-Kontext ist es sinnvoll, nach der minimalen Ausmaß von geeignetem Habitat zu fragen, das für das Überleben der jeweiligen Art ausreicht (minimal amount of suitable habitat MASH, vgl. HANSKI et al., 1996). Das Ausmaß von geeignetem Habitat ist aber durch die Habitatansprüche der Art festgelegt. Sinkt das Ausmaß geeigneten Habitats unter einen kritischen Wert ab, d. h. werden geeignete Habitatflächen zu selten oder liegen sie zu weit voneinander entfernt, dann ist die Extinktions-/Rekolonisationsdynamik aus dem Gleichgewicht geraten und ein kontinuierlicher Rückgang der Bestände die Folge. Habitatansprüche dürften in einer noch genauer zu formulierenden Theorie der Bestandsrückgänge also eine zentrale Rolle spielen.

Skalierung

Ein begrenztes Ausmaß an verfügbarem Habitat und somit eine niedrige Einstufung auf der Gefährdungsindikator-Skala sollten Arten erhalten, deren Lebensraumansprüche

- komplex sind, d. h. aus vielen Einzelanforderungen bestehen, die alle zur gleichen Zeit erfüllt sein müssen,
- nur zu gewissen Zeiten erfüllt sind, zum Beispiel in hoch dynamischen Lebensräumen,
- nur durch bestimmte Managementmaßnahmen erfüllt sind,
- nur in gewissen Sukzessionsstadien erfüllt sind,
- stabile Verhältnisse inkludieren
- extreme Faktorenkombinationen, z. B. hinsichtlich pH, Salzgehalt, Trophiegrad oder auch
- unfragmentierte, ungestörte Habitatflächen erfordern.

Tab. 6: Skalierungsbeispiel für den Gefährdungsindikator Habitatverfügbarkeit

Einheit	Verbale Umschreibung	Beispiele
10	Sehr hoch	in vielen verschiedenen Habitaten verbreitet, Kulturfolger
9		
8	Hoch	
7		
6	Mäßig hoch	
5		
4		
3	Gering	Eisvogel: dynamische Flüsse, Aussichtswarten, Bruthabitat Lehmwände, etc.
2		Der Feenkrebs <i>Branchinecta orientalis</i> : lebt nur in alkalischen Sodalacken
1	Sehr gering	Der Ameisenbläuling <i>Maculinea teleius</i> ist monophag, hat spezifische Wirtsameise(n) und benötigt extensives Management der Habitate
0	Lebensraum fehlt	

Besonders kritisch ist die Situation derjenigen Arten, deren Habitate sehr ausgedünnt über die Landschaft verteilt liegen (die Wahrscheinlichkeit einer Wiederbesiedlung aufgebener Habitatinseln ist somit sehr gering) und deren Einzelhabitate durchwegs klein sind.

5.2.5 Indikator E – Entwicklung der Habitatsituation

Erläuterung

Haupt-Kritikpunkt der Diskussion der IUCN-Kriterien bei HARCOURT (1996) war die geringe Berücksichtigung dieses Indikators. Für viele Arten scheinen Informationen über die Entwicklung der Lebensraumverhältnisse die verlässlichsten Prognosen über den Fortbestand der Arten in der Zukunft zuzulassen. Die weitere Entwicklung der Trockenrasen entscheidet darüber, ob Trockenrasen-Arten in der nächsten Zeit eine Zukunft in Österreich haben. Hier sind einerseits die Fortschreibung gegenwärtiger Trends von Bedeutung, aber auch Abschätzungen zukünftiger Bedrohungen, Management, Baumaßnahmen, etc.

Beispiele für extrem negative Habitatentwicklung wären Zuschütten, Verbauung, Rodung, etc. Auch das Aussüßen von Salzlacken im Seewinkel (z. B. durch künstliche Bewässerung) oder Verbuschung von Trockenrasen sind Beispiele negativer Habitatentwicklung.

Allerdings sollte von der Entwicklung eines bestimmten Biotoptyps nicht automatisch auf die Entwicklung des Habitats einer bestimmten Art geschlossen werden. Eine streng an Trockenrasen gebundene Art kann auch bei negativer räumlicher Entwicklung des Biotoptyps zunehmen, wenn sie innerhalb des Biotoptyps bestimmte Konstellationen bevorzugt. So nimmt die Gottesanbeterin (*Mantis religiosa*) in ostösterreichischen Trockenrasen zu, obwohl die Trockenrasenfläche abnimmt. Die Bedingungen innerhalb der Trockenrasen verändern sich gleichzeitig jedoch derart (Versaumung, Verbuschung), dass sich die Habitatsituation der Gottesanbeterin positiv entwickelt (BERG & ZUNA-KRATKY 1997).

Tab. 7: Skalierungsbeispiel für den Gefährdungsindikator Habitatentwicklung

Einheit	Verbale Umschreibung	Beispiele
?	unbekannt	
-10	Extrem negativ	
-9		
-8		
-7	Stark negativ	Durch Flussverbau ist der Lebensraum für viele rheophile Köcherfliegen in den letzten Jahrzehnten dramatisch zurückgegangen (MALICKY, 1994)
-6		
-5		
-4		
-3	negativ	Der Säbelschnäbler <i>Recurvirostra avosetta</i> ist an die Seewinkel-Salzlacken gebunden, deren Fläche von 1957 bis 1986 von 1360 ha auf 805 ha geschrumpft ist.
-2		
-1		
0	Gleichbleibend	
1		
2		
3	positiv	
4		
5		
6		
7	Stark positiv	
8		
9		
10	Extrem positiv	

Skalierung

Die Habitatsituation kann analog zur Bestandsentwicklung skaliert werden. „-10“ entspräche zum Beispiel der völligen Zerstörung von Habitaten, „+10“ der 100 %igen Ausdehnung geeigneten Habitats im Vergleichszeitraum.

5.2.6 Indikator F – Direkte anthropogene Beeinflussung

Erläuterung

Im Unterschied zu SCHNITTLER & LUDWIG (1996) wird dieses Kriterium neutral als „Beeinflussung“ und nicht als „Gefährdung“ bezeichnet. Letztere gilt es ja erst zu ermitteln. Daher sollte dieser Begriff nicht mehrsinnig angewandt werden.

Unter direkter anthropogener Beeinflussung sollten alle Maßnahmen verstanden werden, die nicht über die Veränderung des Lebensraum auf die Art wirken. Managementmaßnahmen wie Mahd sollten nicht in diesem Gefährdungsindikator untergebracht werden, sondern in den Gefährdungsindikatoren, die die Habitatsituation betreffen.

Als negative Beeinflussung können beispielsweise Jagd, Übernutzung oder Bekämpfung, aber auch Störungen gelten, also menschliches „Verhalten“, das keine nachhaltige Veränderung der Lebensraumsituation zur Folge hat, sondern direkt auf die Tiere einwirkt. Dieser Gefährdungsindikator wird dementsprechend in erster Linie für Wirbeltiere Anwendung finden; bei Evertebraten sind allenfalls gezielte Bekämpfungsmaßnahmen einzelner Arten hier zu berücksichtigen. Sammeln bestimmter Arten dürfte wohl nur in Fällen extremen Missbrauchs gefährdungskritische Dimensionen erreichen, etwa bei Matterhorn-Bärenspinner oder beim Moorwiesenvögelchen (P. Huemer, in litt.)

Im positiven Bereich können absichtliche oder zufällige Förderungsmaßnahmen durch den Menschen unter diesem Indikator quantifiziert werden. Positive menschliche Beeinflussungen wären beispielsweise Artenschutz- und Artenhilfsprogramme, aber auch Nachzucht und Aussetzen aus wirtschaftlichem Interesse. So sind viele Fischarten in Österreich von künstlichen Besatzmaßnahmen abhängig.

Ein wesentlicher Unterschied zum Indikator „Habitatsituation“ besteht darin, dass negative anthropogene Einflüsse relativ rasch und einfach, etwa durch Verbotstafeln oder gesetzliche Bestimmungen, aufgehoben werden können, während Änderungen der Habitatsituation meist langfristig wirken und spezielle Naturschutzstrategien erfordern.

Skalierung

Für die Skalierung ist die (potenzielle) Auswirkung der menschlichen Einflüsse analog zum Indikator B (Bestandsentwicklung) näherungsweise zu quantifizieren.

5.2.7 Indikator G – Einwanderung

Die Wahl des Bezugsraums ist von großer Bedeutung für die Aussage der Roten Liste. Gerade bei kleinen Ländern wie Österreich ist eine Wieder-Einwanderung „ausgestorbener“ Arten nicht auszuschließen, insbesondere wenn ihr Verbreitungsgebiet nur in geringem Umfang nach Österreich hineinreicht. „Randlich einstrahlende“ Vorkommen (DOCZKAL et al., 1999) können zu wenig sinnvollen Einstufungen führen, wenn diese Arten in benachbarten Räumen häufig und ungefährdet sind.

Nach dem neuen Entwurf der IUCN (GÄRDENFORS et al., 1999) soll daher eine permanente Einwanderung lebens- und fortpflanzungsfähiger Stadien in die regionalen Populationen die Gefährdungskategorie herabsetzen. Einwanderung (im Sinne der Neueinwanderung, die eventuell erloschene Populationen wieder aufbauen kann) wird hier als Hilfskriterium eingeführt.

Tab. 8: Skalierung des Gefährdungsindikators „Direkte anthropogene Beeinflussung“

Einheit	Verbale Umschreibung	Beispiele
?	unbekannt	
-10	extrem negativ	
-9		
-8		
-7		
-6	stark negativ	
-5		Der Graureiher (<i>Ardea cinerea</i>) darf nach Niederösterreichischer Landesjagdverordnung im Bereich von Fischteichen und sonstigen Fischzuchtanlagen sowie von Bächen, die der Aufzucht von Brütlingen und Jungfischen dienen, vom 1. September bis 28. Februar bejagt werden.
-4		
-3	negativ	
-2		
-1		
0	gleichbleibend	
1		
2		
3	positiv	
4		
5		76% der Fluss-Abschnitte, in denen der Zander (<i>Stizostedion lucioperca</i>) vorkommt, werden besetzt (MIKSCHI & WOLFRAM-WAIS 1999)
6	stark positiv	
7		
8		
9		
10	extrem positiv	

Im populationsbiologischen Ansatz wird Isolation als wichtiger Parameter für Gefährdung gesehen. Bei SCHNITTLER & LUDWIG (1996) wird Isolation als „Kriterium“ eigens angeführt, fließt aber nicht in die Bewertung ein. Isolation im Sinne von Mangel an Genfluss findet nicht hier, sondern in den „weiteren Risikofaktoren“ Platz.

5.2.8 Indikator H – Weitere Risikofaktoren

Bewusst sprachlich allgemeiner formuliert als in den „Biologische Risikofaktoren“ bei SCHNITTLER & LUDWIG (1996) werden hier alle nicht bereits in den vorangegangenen Einstufungshilfen beinhalteten Risikofaktoren angeführt.

Tab. 9: Einheiten des Indikators G- Einwanderung

Einheit	Definition	Beispiele
0	Eine Einwanderung von lebens- und vermehrungsfähigen Stadien nach Österreich ist nicht bekannt oder eine Abnahme der Einwanderung ist in nächster Zeit zu erwarten.	Der Feenkrebs <i>Chirocephalus shadini</i> kommt in Österreich nur bei Marchegg vor. Das nächste bekannte Vorkommen liegt über 300 km östlich. Ein Transport von Cysten durch Vögel ist theoretisch möglich, aber nicht bekannt und angesichts der Distanz unwahrscheinlich.
1	Es findet eine regelmäßige Einwanderung lebens- und vermehrungsfähiger Stadien in österreichische Populationen statt; eine Abnahme der Einwanderung ist nicht zu erwarten.	Die Populationen des Wanderfalters Reseda-Weißling (<i>Pontia daplidice</i>), der in Ostösterreich bodenständig ist, werden regelmäßig durch aus dem Süden einwandernde Individuen verstärkt.

Die einzelnen spezifischen Risikofaktoren sind in den Anmerkungen zur bewerteten Art anzuführen.

Tab. 10: Risikofaktoren

Einheit	Bedeutung
0	Keine Risikofaktoren
1 – 10	Anzahl der bekannten Risikofaktoren

Beispiele

- Konkurrenz/Verdrängung durch eingebürgerte allochthone Arten. Beispiel. Die heimischen Flusskrebse werden von eingeschleppten amerikanischen Krebsarten, insbesondere dem Signalkrebs, verdrängt.
- Parasiten, Tierseuchen. Beispiel: Im oben erwähnten Beispiel sind die allochthonen Arten zusätzlich Überträger der Krebspest (*Aphanomyces astaci*), gegen die heimische Flusskrebse nicht immun sind. Infizierte Populationen sterben gänzlich aus.
- Ein Teil der Vorkommen in Österreich ist wesentlich stärker gefährdet, wodurch eine starke Arealeinengung bevorsteht.
- Besonders riskante Zugrouten (z. B. Bejagung in Durchzugsgebieten).
- Genetische Isolation und Inzuchtdepression
- Hybridisierung oder „outbreeding depression“ („Auszucht“): Lokal angepasste Ökotypen werden durch nah verwandte Ökotypen unterwandert, wodurch regionale Anpassungen aufgelöst werden (bitte möglichst Referenz im Anmerkungsteil anführen).
- Verlust von Lebensraumtypen: Eines der Hauptkriterien bei SCHNITTLER & LUDWIG (1996). Gehen im Verlauf von Bestandesrückgängen und Arealverlusten ganze Lebensraumtypen verloren, wird eine Art umweltbedingt stenöker und verliert an genetischer Vielfalt. Beispiel: Tieflandpopulationen in Feuchtgebieten des Goldenen Scheckenfalters *Eurodryas aurinia* sind nahezu verschwunden, während die Art im Alpen- und Voralpenraum auch in trockenen Habitaten lokal noch relativ zahlreich vorkommt.
- Genetische Verarmung (wenn konkret bekannt). Beispiel: Die Populationen des Laufkäfers *Bembidion minimum* im Seewinkel weisen hinsichtlich mancher Loci wesentlich weniger Allele auf als jene an der Nordsee.

5.3 Bestimmung des Gefährdungsgrades mit dichotomem Einstufungsschlüssel

Folgender Schlüssel stellt das Bindeglied zwischen Gefährdungsindikatoren und der Einstufung auf der Roten Liste her. Er ist, wie bereits eingangs ausgeführt, ein pragmatischer Ersatz für eine nicht durchführbare formale Überlebensfähigkeitsanalyse. Als solches sollte er verwendet und danach sollte die resultierende Einstufung beurteilt werden. Der Schlüssel ist auch auf Diskette im HTML-Format verfügbar.

- 1** Einstufung primär über Bestandssituation und Bestandstrends. Informationen zur jetzigen und früheren Bestandssituation und zur Bestandsentwicklung sind in guter Qualität vorhanden, sodass eine Einstufung primär über diese Daten verlässlich erscheint..... **2**
- 1*** Einstufung über Habitatverfügbarkeit und Habitatentwicklungstrends. Informationen zum Ausmaß verfügbaren Habitats und zur Entwicklung des Habitatsituation sind in guter Qualität verfügbar. Die Daten dieses Typs sind für die Beurteilung der Gefährdungssituation aussagekräftiger als die verfügbaren Bestandsdaten, so dass eine Einstufung primär über diese Daten aussichtsreich erscheint **13**
- 1**** Weder Daten zur Bestandssituation und zu Bestandstrends noch Informationen über die Habitansprüche, die Habitatverfügbarkeit und die Habitatentwicklungstrends sind für die Art in entsprechender Qualität verfügbar..... **DD**

Kommentar zu dieser Alternative: Die Einstufung über die Bestandsindikatoren setzt voraus, dass ein guter Überblick über die tatsächlich vorhandenen Bestände möglich ist. Ferner ist erforderlich, dass Informationen über Bestandstrends vorliegen, die möglichst abgesichert werden konnten. Die Daten zur Habitatsituation kommen in diesem Falle dennoch ins Spiel. Sind demgegenüber die Bestandsdaten lückenhaft oder die Trenddaten nicht verfügbar, so gelingt die Einstufung über diese Parameter nicht. Dann wird über die Habitatindikatoren kategorisiert. Adjustierungen sind aber auch dann möglich.

Welcher Weg im Schlüssel gewählt wird, sollte nicht nur von der Datenlage abhängig gemacht werden, sondern auch von biologischen Überlegungen: für manche Arten steht und fällt ihre Existenz dokumentiermaßen mit der Verfügbarkeit von Habitat, ihre Beziehung zu bestimmten Umweltfaktoren ist eindeutig. Bei anderen Arten ist die Habitatbeziehung lose oder unklar, hier sollte eher von der Bestandssituation ausgegangen werden. Fehlen Informationen zu beiden Gefährdungsindikatoren, so ist eine Einstufung nicht aussichtsreich. In diesem Falle sollte das Datendefizit DD ausgewiesen werden.

- 2** Kein aktueller Bestand (Gefährdungsindikator A = 0) **3**
- 2*** Aktueller Bestand vorhanden (Gefährdungsindikator A = 1 bis 10)..... **4**
- 3** Die bisherigen Habitate der Art sind so stark verändert, dass mit einem Wiederfund nicht mehr zu rechnen ist **RE (ausgestorben)**
- 3*** Die Art wurde seit mindestens ...Jahren (empfohlener Zeitraum: 50 Jahre) nicht nachgewiesen und
- a) ist trotz genauer Kenntnis des Fundortes auch bei wiederholter Suche nicht auffindbar **RE (ausgestorben)**
- b) ist auffällig und schwer zu übersehen **RE (ausgestorben)**
- c) die bisherigen Habitate sind jedoch nicht oder wenig verändert, so dass ein Wiederfund möglich scheint **RE (verschollen)**
- d) es existieren noch potenzielle Habitate **RE (verschollen)**
- e) ist unauffällig und leicht zu übersehen **RE (verschollen)**

4	Extrem geringer Bestand (Gefährdungsindikator A = 1)	5
4*	Gefährdungsindikator A > 1	6
5	Bestandsentwicklung:	
	a) Rückgang (Gefährdungsindikator B = -10 bis -2): vorläufiges Zwischen- ergebnis = CR – Nachjustierung	18
	b) gleichbleibend bis zunehmend (Gefährdungsindikator B = -1 bis +4): vor- läufiges Zwischenergebnis = EN – Nachjustierung	18
	c) stark bis sehr stark zunehmend (Gefährdungsindikator B = +5 bis +10): vorläufiges Zwischenergebnis = VU – Nachjustierung	18
6	Sehr geringer Bestand (Gefährdungsindikator A = 2 und 3)	7
6*	Gefährdungsindikator A > 3	8
7	Bestandsentwicklung:	
	a) sehr starker Rückgang (Gefährdungsindikator B = -10 bis -8): vorläufiges Zwischenergebnis = CR – Nachjustierung	18
	b) starker Rückgang (Gefährdungsindikator B = -7 bis -5): vorläufiges Zwi- schenergebnis = EN – Nachjustierung	18
	c) schwacher Rückgang (Gefährdungsindikator B = -4 bis -2): vorläufiges Zwischenergebnis = EN – Nachjustierung	18
	d) gleichbleibend (Gefährdungsindikator B = -1 bis +1): vorläufiges Zwi- schenergebnis = VU – Nachjustierung	18
	e) zunehmend (Gefährdungsindikator B = +2 bis +4): vorläufiges Zwischen- ergebnis = VU – Nachjustierung	18
	f) stark bis sehr stark zunehmend (Gefährdungsindikator B = +5 bis +10): vorläufiges Zwischenergebnis = NT – Nachjustierung	18
8	Geringer Bestand (Gefährdungsindikator A = 4 bis 5)	9
8*	Gefährdungsindikator A über 5	10
9	Bestandsentwicklung:	
	a) sehr starker Rückgang (Gefährdungsindikator B = - 10 bis -8): vorläufi- ges Zwischenergebnis = EN – Nachjustierung	18
	b) starker Rückgang (Gefährdungsindikator B = -7 bis -5): vorläufiges Zwi- schenergebnis = VU – Nachjustierung	18
	c) schwacher Rückgang (Gefährdungsindikator B = -4 bis -2): vorläufiges Zwischenergebnis = NT – Nachjustierung	18
	d) gleichbleibend oder zunehmend (Gefährdungsindikator B = -1 bis +10): vorläufiges Zwischenergebnis = LC – Nachjustierung	18

10	Art mäßig häufig/häufig (Gefährdungsindikator A = 6 bis 8)	11
10*	Gefährdungsindikator A über 8	12
11	Bestandsentwicklung:	
	a) sehr starker Rückgang (Gefährdungsindikator B = -10 bis -8): vorläufiges Zwischenergebnis = VU – Nachjustierung	18
	b) starker Rückgang (Gefährdungsindikator B = -7 bis -5): vorläufiges Zwi- schenergebnis = NT – Nachjustierung	18
	c) schwacher Rückgang, gleichbleibend oder zunehmend (Gefährdungsindi- kator B = -4 bis +10): vorläufiges Zwischenergebnis = LC – Nachjustierung.....	18
12	Bestandsentwicklung:	
	a) starker Rückgang (Gefährdungsindikator B = -10 bis -5): vorläufiges Zwi- schenergebnis = NT – Nachjustierung	18
	b) schwacher Rückgang (Gefährdungsindikator B = -4 bis -2): vorläufiges Zwischenergebnis = LC – Nachjustierung.....	18
	c) gleichbleibend oder zunehmend (Gefährdungsindikator B = -1 bis +10)	LC
 Einstufung über Gefährdungsindikatoren Habitat und Habitatentwicklung		
13	kein Habitat (mehr) verfügbar	3
13*	Habitatverfügbarkeit sehr gering (Gefährdungsindikator D = 1 bis 3)	14
13**	Gefährdungsindikator D > 3.....	15
14	Die Entwicklung der Habitatsituation ist	
	a) extrem negativ (Gefährdungsindikator E = -10 bis -8): vorläufiges Zwi- schenergebnis = CR – Nachjustierung	20
	b) stark negativ (Gefährdungsindikator E = -7 bis -5): vorläufiges Zwischen- ergebnis = EN – Nachjustierung	20
	c) negativ (Gefährdungsindikator E = -4 bis -2): vorläufiges Zwischenergeb- nis = VU – Nachjustierung	20
	d) gleichbleibend bis positiv (Gefährdungsindikator E = -1 bis +4): vorläufi- ges Zwischenergebnis = NT – Nachjustierung.....	20
	e) sehr/extrem positiv (Gefährdungsindikator E = +5 bis +10): vorläufiges Zwischenergebnis = LC – Nachjustierung.....	20
	f) unbekannt	DD
15	Die Habitatverfügbarkeit der Art ist mäßig gering (Gefährdungsindikator D = 4 oder 5)	16
15*	Gefährdungsindikator D > 5.....	17

16	Die Entwicklung der Habitatsituation ist	
	a) extrem negativ (Gefährdungsindikator $E = -10$ bis -8): vorläufiges Zwischenergebnis = EN – Nachjustierung.....	20
	b) stark negativ (Gefährdungsindikator $E = -7$ bis -5): vorläufiges Zwischenergebnis = VU – Nachjustierung.....	20
	c) negativ (Gefährdungsindikator $E = -4$ bis -2): vorläufiges Zwischenergebnis = NT – Nachjustierung.....	20
	d) gleichbleibend bis positiv (Gefährdungsindikator $E = -1$ bis $+10$): vorläufiges Zwischenergebnis = LC – Nachjustierung.....	20
17	Die Entwicklung der Habitatsituation ist	
	a) stark negativ (Gefährdungsindikator $E = -10$ bis -5): vorläufiges Zwischenergebnis = NT – Nachjustierung.....	20
	b) schwach negativ (Gefährdungsindikator $E = -4$ bis -2): vorläufiges Zwischenergebnis = LC – Nachjustierung.....	20
	c) gleichbleibend bis positiv (Gefährdungsindikator $E = -1$ bis $+10$).....	LC
Nachjustierung		
18	Habitatverfügbarkeit der Art gering (Gefährdungsindikator $D < 4$).....	19
18*	Habitatverfügbarkeit der Art hoch ($D \geq 4$) oder Ausmaß der Habitatverfügbarkeit unbekannt.....	20
19	Die Entwicklung der Habitatsituation ist	
	a) extrem negativ (Gefährdungsindikator $E = -10$ bis -8).....	22
	b) stark negativ (Gefährdungsindikator $E = -7$ bis -5).....	22
	c) negativ (Gefährdungsindikator $E = -4$ bis -2).....	20
	d) gleichbleibend bis positiv (Gefährdungsindikator $E = -1$ bis $+4$).....	20
	e) sehr/extrem positiv (Gefährdungsindikator $E = +5$ bis $+10$).....	25
	f) unbekannt.....	20
20	Es findet eine permanente Einwanderung lebens- und vermehrungsfähiger Stadien in österreichische Populationen statt.....	21
20*	Einwanderung aus auswärtigen Populationen nicht bekannt (Gefährdungsindikator $G = 0$).....	24
21	Eine Abnahme der Einwanderung ist in nächster Zeit zu erwarten ($G = 0$).....	24
21*	Eine Abnahme der Einwanderung ist in nächster Zeit nicht zu erwarten ($G = 1$).....	25

22	Es findet eine permanente Einwanderung lebens- und vermehrungsfähiger Stadien in österreichische Populationen statt	23
22*	Einwanderung aus auswärtigen Populationen ist nicht bekannt (Gefährdungsindikator $G = 0$)	29
23	Eine Abnahme der Einwanderung ist in nächster Zeit zu erwarten ($G = 0$)	29
23*	Eine Abnahme der Einwanderung ist in nächster Zeit nicht zu erwarten ($G = 1$)	24
24	Starke Arealeinengung (Gefährdungsindikator $C < -6$)	29
24*	Mäßige oder keine Arealeinengung (Gefährdungsindikator $C \geq -6$)	26
25	Starke Arealeinengung (Gefährdungsindikator $C < -6$)	26
25*	Mäßige oder keine Arealeinengung (Gefährdungsindikator $C \geq -6$)	28
26	Stark negative anthropogene Beeinflussung (Gefährdungsindikator $F < -6$)	29
26*	Gering negative, keine oder positive Beeinflussung (Gefährdungsindikator $F \geq -6$)	27
27	Starke anthropogene Förderung (Gefährdungsindikator $F > +6$)	31
27*	Mäßige oder keine anthropogene Beeinflussung	30
28	Stark negative anthropogene Beeinflussung (Gefährdungsindikator $F < -6$)	30
28*	Gering negative, keine oder positive Beeinflussung (Gefährdungsindikator $F \geq 6$)	31
29	Zwischenergebnis höher einstufen (s.u.)	
30	weitere Risikofaktoren gegeben ($H > 0$)Zwischenergebnis höher einstufen (s.u.)	
30*	keine weiteren RisikofaktorenZwischenergebnis gleichbleibend (s.u.)	
31	weitere Risikofaktoren gegeben ($H > 0$)Zwischenergebnis gleichbleibend (s.u.)	
31*	keine weiteren Risikofaktoren Zwischenergebnis niedriger einstufen (s.u.)	

„höher einstufen“:

CR	bleibt CR
EN	wird zu CR
VU	wird zu EN
NT	wird zu VU
LC	wird zu NT

„gleichbleibend“: anfangs bestimmte Gefährdungskategorie bleibt gleich

„niedriger einstufen“:

CR wird zu **EN**
EN wird zu **VU**
VU wird zu **NT**
NT wird zu **LC**
LC bleibt **LC**

6 SCHUTZPRIORITÄTEN

6.1 Verantwortlichkeit

Erläuterung

„Verantwortlichkeit“ (nach SCHNITTLER et al., 1994) wird nicht als Indikator für die Gefährdung, sondern zur Dokumentation der Bedeutung der österreichischen Populationen für den Weltbestand der Art eigens angeführt.

Die meisten im Weltmaßstab bereits ausgestorbenen Arten waren Endemiten mit einem sehr eingeschränkten Verbreitungsgebiet (PIMM, 1998). In Österreich endemische oder subendemische Arten werden daher ungeachtet ihres Gefährdungs-Einstufung besonders ausgezeichnet, um die internationale Bedeutung der österreichischen Vorkommen für den Fortbestand dieser Arten hervorzuheben.

Skalierung

Die grobe Kategorisierung von SCHNITTLER et al. (1994) erscheint uns, ebenso wie auch DOCZKAL et al. (1999), weitgehend ausreichend. Definitionen, die sich ihrerseits wieder auf Gefährdung beziehen, wurden gestrichen, da Verantwortlichkeit im oben angegebenen Sinne nicht unmittelbar mit der Gefährdung einer Art zusammenhängt.

Die verwendeten Symbole lehnen sich an SCHNITTLER et al. (1994) an.

!!„In besonderem Maße verantwortlich“

Arten, deren Aussterben in Österreich gravierende Folgen für die Gesamtpopulation hätte oder deren weltweites Aussterben bedeutete. Dabei handelt es sich um

- Arten, die in Österreich endemisch oder subendemisch sind (mehr als 3/4 der Vorkommen in Österreich),
- völlig vom Hauptareal isolierte Vorposten in Österreich,
- Arten, deren österreichischer Arealanteil mehr als 1/3 der weltweiten Vorkommen beträgt und für die Österreich das Arealzentrum darstellt.

!„Stark verantwortlich“

Arten, deren Aussterben in Österreich starke Folgen für die Gesamtpopulation der Art hätte oder ihre weltweite Gefährdung stark erhöhte. Dabei handelt es sich um

- Arten, deren österreichischer Arealanteil mehr als 1/3 der weltweiten Vorkommen beträgt,
- Arten, deren österreichischer Arealanteil mehr als 10 % der weltweiten Vorkommen beträgt und für die Österreich im Arealzentrum liegt,
- Arten, die in Österreich einen Vorposten bilden.

6.2 Handlungsbedarf

Seit jeher und nach wie vor sollen Rote Listen gegenüber Politikern, NGOs und Naturschutzmanagern Arten in den Fokus rücken, denen besondere Aufmerksamkeit zuteil werden soll. Insbesondere sollte die Dringlichkeit vor Augen geführt werden, für einzelne Arten Konzepte zu entwickeln. Dabei sollten in Zukunft Naturschutzforschung, aktiver Artenschutz

und Jurisdiktion besser ineinander greifen und kooperativer arbeiten als das bisher der Fall war. Handlungsbedarf mag auch für jene Arten gegeben sein, die sich nicht als „Flagship species“ für einen plakativen Naturschutz eignen.

Der Handlungsbedarf ist nicht nur aus der Aussterbensgefährdung allein abzuleiten. Eine wichtige zusätzliche Komponente ist die regionale Verantwortlichkeit, weitere noch nicht ausgewiesene Komponenten mögen die Rolle im Ökosystem, die Funktion als „Focal species“ (LAMBECK, 1997) oder auch der Sympathiewert einer Art sein. Für viele eingeschleppte Arten andererseits mag objektiv Aussterbensgefahr bestehen, sie müssen also auf der Roten Liste hoch eingestuft werden. „Diese Arten unterliegen jedoch nicht der besonderen Fürsorge des Naturschutzes“ (NOWAK et al. 1994). In der Spalte Handlungsbedarf sollte diese Information zusammengefasst werden.

!!„akuter Schutzbedarf gegeben“

Arten, die in den höchsten Gefährdungskategorien aufscheinen, für die aber keine adäquaten Schutzprogramme (z. B. Nationalpark, Lebensraum unter Naturschutz, Monitoring, Forschungsprogramme) derzeit laufen. Die Bewahrung dieser Arten sollte vordringlich angestrebt werden. Maßnahmen zur Erforschung, zur Lebensraumbewahrung und zum Management dieser Arten haben Priorität. Die Vergabe dieses Kennzeichens sollte dosiert verwendet werden; Maßnahmenvorschläge sind detailliert im Anmerkungsfeld auszuweisen

!„Schutzbedarf gegeben“

Arten, die Gegenstand von Artenschutzprogrammen werden sollten, für die Forschungsdefizite abgebaut werden sollten, deren Kernlebensräume bei der Ausweisung von Naturschutzflächen gezielt berücksichtigt werden sollten. Diese Kategorie kann auf einen weiteren Kreis von Arten ausgedehnt werden; auch hier sollten konkrete Maßnahmen vorgeschlagen und angeführt werden.

? „Schutzpriorität fragwürdig“

Arten, die unabhängig von ihrer Aussterbensgefährdung in Österreich nicht Gegenstand von besonderer Fürsorge sein sollten, sind zu kennzeichnen. Beispiele sind eingeführte Arten, die als Konkurrenten einheimische schutzwürdige Arten bedrohen. Sie können etwa aufgrund ihrer geringen Bestandesgröße als „CR“ eingestuft sein. Es muss klargestellt werden, dass solche Arten beispielsweise keine hohe Wertigkeit von Biotopen begründen können.

Details zur Spalte „Handlungsbedarf“ sollten im Anmerkungsfeld ausgeführt werden; etwa, warum besonderer Handlungsbedarf besteht, welche Maßnahmen möglich erscheinen, was dringend unternommen werden muss und unter welchen Rahmenbedingungen Managementmaßnahmen stehen können.

7 DARSTELLUNG DER LISTE

7.1 Allgemeines

Während in den beiden vorangegangenen bundesweiten Roten Listen (GEPP, 1983c, 1994c) nur gefährdete Arten ausgewiesen wurden (siehe aber FRANK & REISCHÜTZ, 1994), sieht die vorliegende Konzeption ein komplettes Arteninventar (Checkliste) mit allen in Österreich vorkommenden wildlebenden Arten einer definierten Tiergruppe vor (Beispiele siehe Tab. 11, 12, 13). Die Darstellung der Liste enthält:

- Gefährdungsgrad,
- Artnamen (s. u.)
- Hinweis auf eventuellen Sonderstatus (s. u.),
- alle Gefährdungsindikatoren, die zur Einstufung geführt haben, sowie
- einen Verweis auf Anmerkungen.
- Verantwortlichkeit,
- Handlungsbedarf

Artnamen: In der Liste wird der wissenschaftliche Name und der in Österreich geläufige deutsche Name ausgewiesen. PAILL & SCHNITTER (1999) argumentieren, die Verwendung deutscher Namen erweise sich in der Begutachtungs-Praxis als „sehr sinnvoll“, sie erleichtere die „Arbeit mit Auftraggebern und fachfremden Vertretern von Behörden“ und setze die „Hemmschwelle gegenüber wissenschaftlich fundierten Argumenten“ herab. Deutsche Namen sollten daher, wo verfügbar, angeführt werden. Von der serienmäßigen wörtlichen Übersetzung lateinischer Wortungetüme (z. B. BLAB, 1984, BINOT et al., 1998) sollte dagegen Abstand genommen werden; völlig ungebräuchliche Eindeutschungen wie „Ansehnlicher Schwamm-Kegelhalbflügler“, „Karpaten-Großaugendüsterhalbflügler“ wirken unfreiwillig komisch und dürften eher zur kabarettistischen Aufbereitung entomologischer Verschrobenheit Munitio liefern als zur höheren Akzeptanz von Naturschutzargumenten beitragen.

Die einzelnen Arten werden nach den einzelnen Tiergruppen (definierte Bearbeitungsgruppen) gereiht. Die alphabetische Reihung der Arten erfolgt nach dem wissenschaftlichen Namen. Ein Index, umfangreich angelegt, sollte allerdings den Verweis auf weitere Artbezeichnungen ermöglichen.

Status: Hinsichtlich des Status sollte klar hervorgehen, ob es sich um eine autochthone Art (heimisch, bodenständig, Brutvogel; vgl. Abschnitt 3) handelt. Darüber hinaus sollen von den jeweiligen Einstufungen noch andere wichtige Informationen wie eingebürgerte Art, Überwinterner, zeitweiser Brutvogel u. a. vermerkt werden. Für eine erweiterte Darstellung bleibt Platz in den einzelnen Anmerkungsfeldern.

7.2 Gefährdete Arten

Zur Hervorhebung der „eigentlichen“ Roten Liste (alle Kategorien, auch „Nicht gefährdet“ oder „Nicht eingestuft“ sind mit zwei Großbuchstaben codiert) innerhalb der Gesamtartenliste werden die Gefährdungskategorien RE, CR, EN, VU und NT rot – oder, falls sich dies drucktechnisch als zu teuer erweisen sollte – fett gedruckt. Auch die Rufzeichen für besondere Verantwortlichkeit oder besonderen Handlungsbedarf werden rot ausgewiesen.

Tab. 11: Beispiel einer Artenliste

Gefährdungskategorie	Art	Status	Bestandsituation	Bestandsentwicklung	Arealentwicklung	Habitatverfügbarkeit	Habitatentwicklung	Menschl. Einfluss	Einwanderung	Risikofaktoren	Anmerkung	Verantwortlichkeit	Handlungsbedarf
CR	<i>Ursus arctos</i> (Linné), Braunbär												
VU	<i>Ciconia ciconia</i> (Linné), Weißstorch												
LR	<i>Rana ridibunda</i> (Pallas), Seefrosch												
CR	<i>Vipera ursinii</i> (Bonaparte), Wiesenotter												
LR	<i>Salmo trutta fario</i> (Linné), Bachforelle												

7.3 Gefährdungsindikatoren

Die Einstufung der Art auf der vorher skalierten Indikatorenliste wird für jede Art in der Liste ausgewiesen. Das soll die Einstufung nachvollziehbar und angreifbar machen.

Wenn eine Einstufung auf den Indikatorenskalen nicht möglich ist, wird ein Fragezeichen ausgewiesen. Die dekadische Skala sollte selbsterklärend sein, wir gaben ihr unter anderem deshalb den Vorzug vor Symbol- oder Kürzelsystemen.

7.4 Anmerkungsfeld

Im artspezifischen Kommentar (Hinweis Anmerkungsspalte) wird dem Bearbeiter die Möglichkeit gegeben, Zusatzinformationen jeder Art unterzubringen, die Einordnungen auf der Indikatorenskala zu begründen, auf die Datenqualität einzugehen und die Einstufung zu relativieren. Insbesondere sollte vermerkt werden:

- im Fall der Nichteinstufung („NE“) eine Begründung, warum nicht eingestuft wurde. Beispiele: taxonomische Unklarheiten, allochthone Art, u. ä.,
- eine Begründung, wenn das Einstufungsergebnis des Schlüssels nicht übernommen wird,
- eine Aufzählung der wichtigsten Gefährdungsursachen, die die jeweilige Art gezielt betreffen. Hierbei sollten aber Ursachen wie „Habitatverlust“ nicht für jede Art repetiert, sondern nur einigermaßen durchschaute Faktorengefüge, die das Bedrohungsgeflecht für die Art darstellen, ausgewiesen werden. Wenn keine Information verfügbar ist, sollte nicht auf Gemeinplätze zurückgegriffen werden.
- gegebenenfalls ein Vergleich des Einstufungsergebnisses mit jenem früherer Roter Listen (GEPP, 1983c, 1994c) und der IUCN-Einstufung (BAILLIE & GROOMBRIDGE, 1996), gegebenenfalls Diskussion der Abweichungen,
- eine Schilderung der Arealentwicklungstendenz, wenn in der entsprechenden Gefährdungsindikator-Spalte eine andere Ziffer als 0 ausgewiesen wurde (wo breitet sich die Art aus, welche Regionen wurden verlassen),
- Verweise auf erfolgreiche oder weniger erfolgreiche Artenschutz-Maßnahmen, die eine Veränderung des Gefährdungs-Status mit sich brachten.

- Literaturverweise auf Arbeiten, die sich mit dem Status und der Gefährdung der Art beschäftigen,
- jegliche weitere Information, die dem Experten in Zusammenhang mit der Gefährdung der Art erwähnenswert und bedeutsam erscheint.

Tab. 12: Artenliste der in Österreich vorkommenden Feenkrebse (Crustacea: Branchiopoda: Anostraca) [deutsche Namen sind nicht üblich]

Gefährdungskategorie	Art	Status	Bestandssituation	Bestandsentwicklung	Arealentwicklung	Habitatverfügbarkeit	Habitatentwicklung	menschl. Einfluss	Einwanderung	Risikofaktoren	Anmerkungen	Verantwortlichkeit	Handlungsbedarf
CR	<i>Branchinecta ferox</i> (Milne-Edwards)	1	?	?	1	-5	0	0	1	255	!	!!	
EN	<i>Branchinecta orientalis</i> G. O. Sars	2	-7	0	2	-5	0	0	0	256	!		
EN	<i>Branchipus schaefferi</i> (Fischer)	4	-5	0	4	-7	0	0	0	257			
CR	<i>Chirocephalus carnuntanus</i> (Brauer)	1	-6	0	3	?	0	0	0	258	!		
EN	<i>Chirocephalus shadini</i> (Smirnov)	1	0	0	3	0	+3	0	0	259	!!		
NT	<i>Eubranchipus grubii</i> (Dybowski)	7	0	+2	4	0	0	1	1	260			
CR	<i>Streptocephalus torvicornis</i> (Waga)	1	-8	-7	3	0	0	0	1	261			

7.5 Ökologische Charakterisierung

In vielen Roten Listen sind Angaben zur Biologie und Ökologie der jeweiligen Art zu finden. Einerseits sind diese Angaben zur Charakterisierung der jeweiligen Art sehr hilfreich. Andererseits können Rote Listen keine Handbücher zur jeweiligen Tiergruppe ersetzen, in denen solche Charakterisierungen differenzierter und ausführlicher präsentiert werden. Um die Liste nicht mit Informationen zu überfrachten, schlagen wir daher vor, auf solche Angaben in den Artenlisten aus Platzgründen zu verzichten. Wo biologische oder ökologische Angaben allerdings für das Verständnis der Gefährdungssituation unabdingbar sind, sollten sie im Anmerkungsfeld in freiem Format ausgewiesen werden. Dort besteht auch die Möglichkeit, auf entsprechende Literatur zu verweisen.

Tab. 13: Liste in Österreich vorkommender Flusskrebse (Crustacea: Decapoda: Astacidea) [mit deutschen Namen].

Gefährdungskategorie	Art	Status	Bestandssituation	Bestandsentwicklung	Arealentwicklung	Habitatverfügbarkeit	Habitatentwicklung	menschl. Einfluss	Einwanderung	Risikofaktoren	Anmerkungen	Verantwortlichkeit	Handlungsbedarf
EN	<i>Astacus astacus</i> (Linné), Edelkrebs		5	-5	-4	5	-3	0	0	2	351	!	!
NE	<i>Astacus leptodactylus</i> (Eschscholz), Sumpfkrebs	? ¹	2	?	+2	6	-3	0	0	2	352		
EN	<i>Austropotamobius pallipes</i> (Lereboullet), Dohlenkrebs		2	0	-4	4	+2	0	0	2	354	!	
NT	<i>Austropotamobius torrentium</i> (Schrank), Steinkrebs		6	-4	-2	5	-2	0	0	2	353		
NE	<i>Orconectes limosus</i> (Rafinesque), Kamberkrebs	E ²	1	0	0	3	0	+3	0	0	355		?
NE	<i>Pacifastacus leniusculus</i> (Dana), Signalkrebs	E	7	0	+2	4	0	0	1	1	356		?

¹?: Unklar, ob autochthones Vorkommen in Österreich

²E: Aus den USA eingeschleppt - Überträger der Krebspest !

7.6 Farbbilder

Es ist vorgesehen, jede Tiergruppen-Bearbeitung mit einem Farbbild zu beginnen, sofern sich dies als drucktechnisch möglich und finanziell machbar erweisen sollte. Dieses Farbbild sollte möglichst eine Ikonen-Tierart der jeweiligen Tiergruppe zeigen, also diejenige Art, die die Gefährdung der jeweiligen Tiergruppe am sinnfälligsten und aussagekräftigsten repräsentiert. Das Bild sollte von hoher fotografischer und ästhetischer Qualität sein. Eine charakteristische Bildunterschrift könnte als „Aufhänger“ für die Gefährdungsproblematik der jeweiligen Tiergruppe fungieren. Die Bildunterschrift sollte das Bild nicht beschreiben, sondern pointiert kommentieren und zur allgemeinen Problematik der Gefährdung der jeweiligen Gruppe überleiten.

7.7 Fragebogen zu Gefährdungsursachen

Es ist in vielen Roten Listen üblich, eine Statistik zu den Gefährdungsursachen zu präsentieren, die jeweiligen Tiergruppen hauptsächlich betreffen. Dazu ist ein entsprechender Fragebogen in Ausarbeitung, der, hierarchisch organisiert, Faktoren auf verschiedenen Ebenen abfragt.

8 TIERGRUPPENAUSWAHL

8.1 Einführung und Ausgangslage

Von den 45.870 in Österreich vorkommenden Tierarten (GEISER, 1998) wurden zunächst 22 % (GEPP, 1983c; Datenstand 1980), in der letzten Fassung der Roten Liste (GEPP, 1994c; Datenstand 1990) 23,6 % aller Arten für die Rote Liste bearbeitet. 1994 wurden alle Tiergruppen beurteilt, die auch schon 1983 bearbeitet wurden. Neu hinzugekommen sind Rote Listen für Mollusken, Flusskrebse und Garnelen, Skorpione, Fransenflügler und Köcherfliegen sowie Kommentare zu den Einzellern, Kleinschmetterlingen und Raupenfliegen (vgl. Tab. 14).

Tab. 14: Bisher in Österreich in Roten Listen bearbeitete Tiergruppen

Tiergruppe	Autor	Gebiet
Säugetiere (Mammalia)	KEPKA (1981)	Steiermark
Säugetiere (Mammalia)	BAUER & SPITZENBERGER (1983)	Österreich
Säugetiere (Mammalia)	BAUER et al. (1988)	Österreich
Säugetiere (Mammalia)	BAUER & SPITZENBERGER (1989)	Österreich
Säugetiere (Mammalia)	BAUER & SPITZENBERGER (1994)	Österreich
Säugetiere (Mammalia)	GUTLEB et al. (1999)	Kärnten
Vögel (Aves)	BAUER (1965)	Österreich
Vögel (Aves)	WRUSS (1974)	Kärnten
Vögel (Aves)	INT. RAT. F. VOGELSCHUTZ, ÖSTERR. SEKT. (1976)	Österreich
Vögel (Aves)	ÖSTERR. GES. VOGELKD. FAUN. GREMIUM (1977)	Österreich
Vögel (Aves)	ANSCHAU & HABLE (1981)	Steiermark
Vögel (Aves)	HABLE et al. (1983)	Österreich
Vögel (Aves)	GSTADER (1987)	Tirol
Vögel (Aves)	DVORAK et al. (1988)	Österreich
Vögel (Aves)	BAUER (1989)	Österreich
Vögel (Aves)	BLUM & KILZER (1993)	Vorarlberg
Wiesenvögel (Aves p. p.)	BERG (1993)	Niederösterreich
Vögel (Aves)	BAUER (1994)	Österreich
Vögel (Aves)	BERG & RANNER (1997)	Niederösterreich
Vögel (Aves)	SACKL & SAMWALD (1997)	Steiermark
Vögel (Aves)	RASS et al. (1999)	Kärnten
Kriechtiere (Reptilia)	FACHBACH (1981)	Steiermark
Kriechtiere (Reptilia)	HÄUPL & TIEDEMANN (1983)	Österreich
Kriechtiere (Reptilia)	CABELA et al. (1992)	Kärnten
Kriechtiere (Reptilia)	TIEDEMANN & HÄUPL (1994)	Österreich
Kriechtiere (Reptilia)	CABELA et al. (1997)	Niederösterreich
Kriechtiere (Reptilia)	HAPP et al. (1999)	Kärnten
Lurche (Amphibia)	FACHBACH (1981)	Steiermark
Lurche (Amphibia)	HÄUPL & TIEDEMANN (1983)	Österreich
Lurche (Amphibia)	TIEDEMANN & HÄUPL (1994)	Österreich
Lurche (Amphibia)	CABELA et al. (1997)	Niederösterreich
Lurche (Amphibia)	GUTLEB et al. (1999)	Kärnten
Fische (Pisces)	IGLER & KREISSL (1981)	Steiermark
Fische (Pisces)	TIEFENBACH et al. (1981)	Raabflußsystem

Tiergruppe	Autor	Gebiet
Fische (Pisces)	HACKER (1983)	Österreich
Karpfenartige (Cyprinidae)	SCHIEMER (1988)	Österreich
Fische (Pisces)	SCHIEMER & SPINDLER (1989)	Österr. Donau
Fische (Pisces)	HERZIG-STRASCHIL (1991)	Österreich
Fische (Pisces)	HERZIG-STRASCHIL (1994)	Österreich
Fische (Pisces)	SCHIEMER et al. (1994)	Österr. Donau
Fische (Pisces)	SPINDLER (1995)	Österreich
Fische (Pisces)	SPINDLER et al. (1997)	Österreich
Fische (Pisces)	MIKSCHI & WAIS (1999)	Niederösterreich
Rundmäuler und Fische (Cyclostomata, Osteichthyes)	HONSIG-ERLENBURG & FRIEDL (1999)	Kärnten
Libellen (Odonata)	STARK (1981)	Steiermark
Libellen (Odonata)	STARK (1982)	Burgenland
Libellen (Odonata)	LAISTER (1996)	Oberösterreich
Libellen (Odonata)	RAAB & CHWALA (1997)	Niederösterreich
Libellen (Odonata)	HOLZINGER et al. (1999)	Kärnten
Steinfliegen (Plecoptera)	GRAF & KONAR (1999)	Kärnten
Geradflügler (Orthopteroidea)	KALTENBACH (1983)	Österreich
Geradflügler (Orthopteroidea)	ADLBAUER & KALTENBACH (1994)	Österreich
Geradflügler p. p. (Saltatoria, Mantodea)	BERG & ZUNA-KRATKY (1997)	Niederösterreich
Geradflügler (Orthopteroidea)	DERBUCH & BERG (1999)	Kärnten
Fransenflügler (Thysanoptera)	ZUR STRASSEN (1994)	Österreich
Netzflügler (Neuropteroidea)	GEPP (1981a)	Steiermark
Netzflügler (Neuropteroidea)	GEPP (1983a)	Österreich
Netzflügler (Neuropteroidea)	GEPP (1994a)	Österreich
Schnabelfliegen (Mecoptera)	GEPP (1981b)	Steiermark
Schnabelfliegen (Mecoptera)	GEPP (1983b)	Österreich
Schnabelfliegen (Mecoptera)	GEPP (1994b)	Österreich
Schwammhafte (Sisyridae)	WEISSMAIR (1999)	Kärnten
Zikaden (Auchenorrhyncha)	HOLZINGER (1999)	Kärnten
Schmetterlinge (Lepidoptera)	WIESER & HUEMER (1999)	Kärnten
Tagfalter (Rhopalocera, Hesperidae)	HÖTTINGER & PENNERSTORFER (1999)	Niederösterreich
Großschmetterlinge (Macrolepidoptera)	HABELER (1981a, b)	Steiermark
Großschmetterlinge (Macrolepidoptera)	EMBACHER et al. (1983)	Österreich
Großschmetterlinge (Macrolepidoptera)	EMBACHER (1988)	Salzburg
Großschmetterlinge (Macrolepidoptera)	EMBACHER (1991)	Salzburg
Großschmetterlinge (Macrolepidoptera)	HUEMER et al. (1994)	Österreich
Großschmetterlinge (Macrolepidoptera)	HAUSER (1996)	Oberösterreich
Großschmetterlinge (Macrolepidoptera)	EMBACHER (1996)	Salzburg
Kleinschmetterlinge (Fam. Crambidae)	HABELER (1981c)	Steiermark
Köcherfliegen (Trichoptera)	GRAF & KONAR (1999)	Kärnten
Tachinen (Tachinidae, Diptera)	ELSASSER & ELSASSER (1981)	Steiermark
Faltenwespen (Vespidae, Hymenoptera)	GUSENLEITNER (1983)	Österreich
Grabwespen (Sphecidae, Hymenoptera)	DOLLFUSS (1983)	Österreich
Faltenwespen (Vespoidea, Hymenoptera)	GUSENLEITNER (1994)	Österreich
Grabwespen (Sphecidae, Hymenoptera)	DOLLFUSS (1994)	Österreich
Bienen (Apoidea)	EBMER (1999)	Kärnten

Tiergruppe	Autor	Gebiet
Ameisen (Formicidae, Hymenoptera)	RABITSCH et al. (1999)	Kärnten
div. Käfer (Coleoptera)	KREISSL (1981a)	Steiermark
div. Käfer (Coleoptera)	FRANZ (1983)	Österreich
div. Käfer (Coleoptera)	NEUHÄUSER-HAPPE (1999b)	Kärnten
div. Käfer (Coleoptera)	JÄCH und Mitarbeiter (1994)	Österreich
Schwimmkäfer (Dytiscidae)	WEWALKA (1983)	Österreich
Langtaster-Wasserkäfer (Hydraenidae)	JÄCH (1999)	Kärnten
Laufkäfer (Carabidae)	PAILL & SCHNITTER (1999)	Kärnten
Laufkäfer (Carabidae incl. Cicindelidae)	SCHWEIGER (1979)	Wien, NÖ, Burgenland
Kurzflügelkäfer (Staphylinoidea)	NEUHÄUSER-HAPPE (1999a)	Kärnten
Bockkäfer (Cerambycidae)	HOLZSCHUH (1983)	Österreich
Bockkäfer (Cerambycidae)	ADLBAUER (1990)	Steiermark
Bockkäfer (Cerambycidae)	STEINER (1999)	Kärnten
Borkenkäfer (Scolytidae)	HOLZSCHUH (1983)	Österreich
Xylobionte Käfer (Coleoptera)	GEISER (1983)	Österreich
Bockkäfer (Cerambycidae)	ADLBAUER (1981)	Steiermark
Prachtkäfer (Coleoptera)	BREGANT (1981)	Steiermark
Großkrebse (Decapoda)	PRETZMANN (1981)	Steiermark
Großkrebse (Decapoda)	PRETZMANN (1983)	Österreich
Großkrebse (Decapoda)	PRETZMANN (1994)	Österreich
Großkrebse (Decapoda)	PETUTSCHNIG (1999)	Kärnten
Flußkrebse (Decapoda)	PEKNY & PÖCKL (2000)	Niederösterreich
Süßwassergarnelen (Mysidacea)	PEKNY & PÖCKL (2000)	Niederösterreich
Urzeitkrebse (Branchiopoda)	HÖDL & EDER (2000)	Niederösterreich
Rückenschaler (Notostraca)	EDER (1999)	Kärnten
Wasserflöhe und Ruderfußkrebse (Cladocera, Copepoda)	JERSABEK (1999)	Kärnten
Schwebgarnelen (Mysidaceae)	PRETZMANN (1994)	Österreich
Skorpione (Scorpiones)	SCHERABON (1994)	
Skorpione (Scorpiones)	KOMPOSCH & SCHERABON (1999)	Kärnten
Spinnen (Araneae)	KOMPOSCH & STEINBERGER (1999)	Kärnten
Weberknechte (Opiliones)	KOMPOSCH (1999)	Kärnten
Weichtiere (Gastropoda, Bivalvia)	KREISSL (1981b)	Steiermark
Weichtiere (Gastropoda, Bivalvia)	REISCHÜTZ & SEIDL (1982)	Österreich
Weichtiere (Gastropoda, Bivalvia)	KÜHNELT (1983)	Österreich
Weichtiere (Gastropoda, Bivalvia)	FRANK & REISCHÜTZ (1994)	Österreich
Weichtiere (Gastropoda, Bivalvia)	MILDNER & RATHMAYER (1999)	Kärnten
Schwämme (Porifera)	MILDNER (1999)	Kärnten
Moostierchen (Bryozoa)	TROYER-MILDNER (1999)	Kärnten

8.2 Kriterien zur Auswahl der Tiergruppen

Grundsätzlich wäre es wünschenswert, sämtliche in Österreich lebende Tierarten einer Gefährdungsanalyse zu unterziehen. Gefährdung macht nicht bei besonderen Indikatorgruppen halt, sie kann Tiergruppen jeder Größenklasse und jeder trophischen Ebene betreffen. Die

Fokussierung von Gefährdungsanalyse auf Tiergruppen mit hohem Schauwert (Vögel, Schmetterlinge) ist problematisch. Ökologisch entscheidender Verlust von Diversität kann unkommentiert und unerkannt vonstatten gehen, nur weil die entsprechende Tiergruppe von unattraktiver wurmförmiger Gestalt oder womöglich parasitischer Lebensweise ist. Andererseits stellt das Arbeitskonzept gewisse Grundanforderungen an die Datenlage, die, wenn sie nicht erfüllt sind, die Aussagekraft der Roten Liste insgesamt, aber auch die Reputation des jeweiligen Experten unterminieren. Folgende Ansprüche ergeben sich zwangsläufig:

- Die taxonomische Situation der Tiergruppe muss seit längerer Zeit abgeklärt sein. Faunistische Daten sind erst dann sinnvoll zu verwenden, wenn sich die taxonomische Situation einer Gruppe einigermaßen stabilisiert hat, der Großteil der Arten beschrieben ist, Artaufspaltungen nicht mehr häufig vorkommen, der Großteil der beschriebenen Arten bereits vor geraumer Zeit einmal revidiert wurde. Beisielweise erweisen sich derzeit durch die verstärkte Anwendung der Chaetotaxie viele nominelle Arten der Tachyporinae (Kurzflügelkäfer) als in Wirklichkeit aus mehreren biologischen Arten zusammengesetzt. Frühere Meldungen müssen nachgeprüft werden, die Verbreitung muss neu ermittelt werden, die ökologischen Ansprüche sind höher als ursprünglich angenommen; kurz, der Roten-Liste-Einstufung solcher Gruppen ist vorerst der Boden in Form von basaler Information unter den Füßen weggezogen.
- Es müssen geeignete standardisierte Erfassungsmethoden für die entsprechende Gruppe vorliegen: in vielen Fällen wird der Gefährdungsgrad von Arten mit versteckter Lebensweise überschätzt, weil geeignete Nachweismethoden fehlen.
- Die faunistische Erfassung muss in zeitlicher wie räumlicher Hinsicht in gleichmäßiger Dichte erfolgt sein. Leider gibt es bei vielen Tiergruppen bundesländergroße weiße Flecken auf der Landkarte und ganze Epochen, während denen sich niemand mit der Tiergruppe auseinandergesetzt hat. Solche Datenlücken gestalten die Ermittlung von Bestandssituation und Bestandstrends sehr schwierig. Es ist nicht sinnvoll, Gruppen in die Roten Listen aufzunehmen, bei denen auf Grund der schlechten Datenlage mehr als ein Drittel der Arten als „DD“ ausgewiesen werden müssten.
- Die faunistische Erfassung sollte möglichst gut dokumentiert sein. Zusammenfassende Publikationen mit Verbreitungskarten erleichtern den Überblick über die historische Bestandssituation. Andernfalls müssen in zeitraubender und arbeitsintensiver Weise Museums- und Privatsammlungen ausgewertet werden.
- Die autökologischen Profile, insbesondere die Habitatansprüche, müssen für die einzelnen Arten in ausreichender Genauigkeit vorliegen. Eine Charakterisierung, die durch die Akkumulation von Fundortsangaben wie „im Laub unter Steinen“ erlangt wurde, ist für eine Gefährdungsanalyse der Art in der Regel unzureichend. Für einen Großteil der Arten der Tiergruppe sollten die limitierenden Faktoren klar sein. Es sollte abschätzbar sein, wie sich bestimmte Trends in den Lebensraum-Bedingungen auswirken werden und welche Managementmaßnahmen geeignet wären, die Arten zu fördern.
- Zumindest für einzelne Vertreter der jeweiligen Tiergruppe sollten gefährdungsanalytische Studien vorliegen, zum Beispiel über die Persistenz von lokalen Populationen, über das Ausbreitungs- und Wiederbesiedlungspotenzial, über die Reproduktionsrate, oder über die Auswirkungen von Habitatfragmentation oder Habitatdegradation.
- Es sollte für die jeweilige Tiergruppe ein geographisch über das Bundesgebiet verteilter Bearbeiterstab mit aktueller Felderfahrung und Einfühlungsvermögen verfügbar sein. Viele der Einstufungen erfordern enge Vertrautheit mit den jeweiligen Arten, die auch vom erfahrensten Experten nicht im Alleingang für alle Arten einer Tiergruppe zu erbringen sein werden.

9 ARBEITSAUFWAND DER EINSTUFUNG

Gegenüber früheren Rote-Listen-Bearbeitungen (GEPP, 1983c, 1994) werden an die Experten zusätzliche Anforderungen gestellt.

- Es ist zunächst notwendig, eine kritische Artenliste zu erstellen. In vielen Fällen wird solch eine Artenliste bereits vorliegen, für einzelne Arten wird jedoch die Überprüfung von Sammlungsbelegen notwendig sein. In den jüngst erschienenen Listen Kärntens (ROTTENBURG et al., 1999) nimmt die Diskussion von fragwürdigen Meldungen und zweifelhaften Nennungen einen nicht geringen Raum ein.
- Feldarbeiten, zum Beispiel die Begehung von alten Fundorten verschollener Arten, werden für einzelne Arten notwendig sein.
- Eine Beurteilung von Bestandssituation und Bestandsentwicklung setzt die Quantifizierung von Nachweisdaten voraus. Die Nachweisdaten müssen also in irgendeiner Form auswertbar organisiert werden, zum Beispiel in einer Datenbank. Eine solche Quantifizierung in irgendeiner Form war zwar auch bei bisherigen Bearbeitungen sinnvolle Voraussetzung, jetzt ist sie aber zwingend auszuweisen.
- Eine kritische Evaluierung der Habitatansprüche und der daraus abzuleitenden verfügbaren Habitatfläche für jede Art ist vorgesehen. Das erfordert neben Freiland erfahrung auch Literaturarbeit in beträchtlichem Umfang.
- Der Kommentar zu den Arten stellt einen Mehraufwand dar (Formulierung, Redaktion, Literaturverweise).

Der Mehraufwand lässt sich allerdings nur schwer quantitativ fassen. Synergie-Effekte mit bereits bestehenden faunistischen Erfassungsprogrammen können den Arbeitsaufwand beträchtlich reduzieren, viele der jetzt auszuweisenden Daten werden auch früher schon als Voraussetzung erhoben worden sein, ohne dass dies in den bisherigen Fassungen der Roten Liste in Erscheinung trat.

Hinsichtlich der Anzahl von Arten, die zu bearbeiten sind, ist eine gewisse Reduktion zu erwarten, da von vielen Taxa nur einzelne Gruppen mit ausreichender Datenlage bearbeitet werden können. Andererseits soll für jede Art der Checkliste die Einstufung hinsichtlich der Gefährdungsindikatoren ausgewiesen werden, was gegenüber früheren Fassungen besonders bei artenreichen Gruppen zu großem Mehraufwand beiträgt.

10 ERPROBUNG

Während dieses Arbeitskonzept entwickelt wurde, war das Projekt einer Roten Liste der Schmetterlinge Vorarlbergs, durchgeführt von Dr. Peter Huemer, Museum Ferdinandeum Innsbruck, bereits weit fortgeschritten. Dr. Huemer entschloss sich dennoch, die hier erläuterten Vorschläge in möglichst weitem Umfang anzuwenden (HUEMER, im Druck). Damit war die Möglichkeit einer weitreichenden Erprobung an einer umfangreichen Evertebratengruppe gegeben. Die Datenlage dürfte als intermediär eingeschätzt werden: während innerhalb der Wirbellosen die meisten Schmetterlinge hinsichtlich ihrer Ansprüche verhältnismäßig gut bekannt sind, fehlen Monitoringdaten über lange Zeiträume, wie sie zum Beispiel für Vögel vorliegen. Eine Erprobung an Schmetterlingen hat also den Vorteil, dass ein Erfolg wahrscheinlich macht, dass das Konzept auch bei vielen anderen Evertebratengruppen funktioniert; eine Erprobung an einer Wirbeltiergruppe würde Zweifel an der allgemeinen Nutzbarkeit nicht zwangsläufig ausräumen.

Bei der Erprobung standen folgende Fragen im Vordergrund: Liegen Gefährdungsindikator-Daten für genügend Arten in einer Qualität vor, dass eine Einstufung gelingt? Welche Gefährdungsindikator-Daten erweisen sich als aussagekräftig? Erweist sich die Einstufung über den Schlüssel damit als zuverlässig?

Die vorläufige Bilanz kann etwa folgendermaßen zusammengefasst werden: Probleme ergaben sich bei der Anwendung der bestandsorientierten Gefährdungsindikatoren. Für den Indikator Bestand sind für die Schmetterlinge Vorarlbergs zwei verschiedene Skalierungen möglich, bei denen die eine auf Individuenzahlen, die andere auf Rasterquadraten basiert. Die Ergebnisse decken sich nicht vollständig. Insgesamt erscheint dem Autor eine zehnteilige Skala zu differenziert, um die eher lückenhafte Bestandssituation auszuweisen. Einzelne weitere Kartierungen könnten die Abfolge der Arten hinsichtlich des Gefährdungsindikators „Bestandssituation“ in großem Umfang durcheinander würfeln.

Noch problematischer präsentiert sich der Indikator Bestandsentwicklung. Für die überwiegende Mehrzahl der Arten konnte dieser Indikator nicht einmal geschätzt werden. In der finalen Arten-Tabelle sind daher fast nur Fragezeichen in dieser Spalte ausgewiesen.

Als wesentlich aussagekräftiger erwiesen sich dagegen die Indikatoren Habitatsituation und Habitatentwicklung. Da für viele Schmetterlinge Raupennahrungspflanzen und Habitate gut bekannt sind, kann von einer enge Beziehung zwischen Habitatentwicklung und der zukünftigen Bestandsentwicklung ausgegangen werden. Wie bereits von HARCOURT (1996) postuliert, erweisen sich also auch hier Habitat-orientierte Kriterien als Ausweg aus Unwägbarkeiten der Bestandssituation. Über den alternativen Weg im Schlüssel gelingt so eine Zuweisung zu den Gefährdungsstufen.

In dieser Hinsicht stellt das vorliegende Rote-Liste-Konzept sicherlich eine bedeutende Erleichterung gegenüber den IUCN-Kriterien dar. Die Hürde der absoluten Zahlen beim Kriterium "extent of occurrence" hätte sich auch beim Datensatz der Vorarlberger Schmetterlinge, wie schon bei PALMER et al. (1997), als unüberwindbar erwiesen.

In Hinblick auf die Datentransparenz erscheint die vermeintliche Platzverschwendung in Form von einer Tabellen-Spalte für den Indikator Bestandstrend, die fast nur Fragezeichen aufweist, dennoch als Fortschritt. Es wird damit zumindest klargestellt, dass das Kriterium Bestandsentwicklung, das bisher in vielen Rote-Liste-Entwürfen eine zentrale Rolle spielte, für die Einstufung weitgehend irrelevant, ja unbrauchbar war. Gleichzeitig wird auch deutlich, dass die Einstufung dennoch kein Willkürakt war, da ja in den Habitatindikator-Spalten detaillierte Informationen ausgewiesen sind.

Die Mehrarbeit, die aus der Anforderung entspringt, eine Reihe von Spalten mit Indikator-Daten zu füllen, ist mit dem vorliegenden Konzept beträchtlich. Sie erscheint aber auch für eine artenreiche Tiergruppe wie die Schmetterlinge leistbar.

Verbesserungsmöglichkeiten bestehen offenbar hinsichtlich der Datenpräsentation. Da ein Anmerkungsfeld für jede einzelne Art offenbar technisch nicht mehr möglich war und den Rahmen der Publikation gesprengt hätte, sind entscheidende Parameter zur Beurteilung der Gefährdungssituation und der Gefährdungsfaktoren jetzt in der Tabelle untergebracht. Dies nötigt jedoch zum Gebrauch von Abkürzungen. Für zukünftige Rote Listen sollte daher auch die Möglichkeit elektronischer Datenauflistung in Betracht gezogen werden. Mit elektronischen Tabellen, etwa auf einer Compact-Disc, sind Darstellungsprobleme dieser Art sicher leichter zu lösen. Der Verweis auf ausführliche Hintergrundinformation ist mit einem Hyperlink elegant möglich, das Blättern in Verzeichnissen entfällt. Die aktuelle IUCN-Liste (HILTON-TAYLOR, 2000) ist durch elektronische Datenspeicherung von mittlerer Telefonbuch-Stärke wieder auf handliche Dimensionen geschrumpft.

Alles in allem ist damit ein erster Nachweis erbracht, dass das vorgeschlagene Konzept auch für Evertebraten-Gruppen mit begrenzter Daten-Verfügbarkeit eine transparentere und exaktere Einstufung ermöglicht. Für die Fortschreibung der österreichischen Roten Listen gefährdeter Tiere erscheint damit eine tragfähige Basis gelegt.

11 LITERATURVERZEICHNIS

- ADLBAUER, K. & KALTENBACH, A. (1994): Rote Liste gefährdeter Heuschrecken und Grillen, Ohrwürmer, Schaben und Fangschrecken (Saltatoria, Dermaptera, Blattodea, Mantodea). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 83–92.
- ADLBAUER, K. (1981): Rote Liste der in der Steiermark gefährdeten Bockkäfer (Cerambycidae). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 79–84.
- ADLBAUER, K. (1990): Die Bockkäfer der Steiermark unter dem Aspekt der Artenbedrohung (Col., Cerambycidae). Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark 120: 299–397.
- ANSCHAU, M. J. & HABLE, E. (1981): Rote Liste der in der Steiermark gefährdeten Vogelarten (Aves). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 43–46.
- BAILLIE, J. & GROOMBRIDGE, B. (eds)(1996): 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. IUCN, Gland, Switzerland: 368 S.
- BAUER, K. (1965): Entwicklung und Bestand der österreichischen Vogelfauna; vorläufiger Versuch einer quantitativen Beurteilung. Natur u. Land 51: 16–19.
- BAUER, K. (1989): Rote Liste der gefährdeten österreichischen Brutvögel (2. überarbeitete Fassung – Stand Mai 1988). In: BAUER, K. (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Vögel und Säugetiere Österreichs und Verzeichnis der in Österreich vorkommenden Arten. Ein Statusbericht (Stand Herbst 1988) im Auftrag der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde. Österreichische Gesellschaft für Vogelkunde, Klagenfurt: 35–42.
- BAUER, K. (1994): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Vogelarten (Aves). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 57–66.
- BAUER, K.; FESTETICS, A.; KRAUS, E.; LEITNER, M.; SPITZENBERGER, F.; STÜBER, E. & UNTERHOLZNER, K. (1988): Kurzmonographien ausgewählter Säugetierarten. In: SPITZENBERGER, F. (Hrsg.): Artenschutz in Österreich. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 8, Wien: 146–193.
- BAUER, K. & SPITZENBERGER, F. (1983): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Säugetierarten (Mammalia). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 43–48.
- BAUER, K. & SPITZENBERGER, F. (1989): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Säugetierarten (2. überarbeitete Fassung – Stand August 1988). In: BAUER, K. (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Vögel und Säugetiere Österreichs und Verzeichnis der in Österreich vorkommenden Arten. Ein Statusbericht (Stand Herbst 1988) im Auftrag der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde. Österreichische Gesellschaft für Vogelkunde, Klagenfurt: 53–58.
- BAUER, K. & SPITZENBERGER, F. (1994): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Säugetierarten (Mammalia). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 35–39.
- BENDIKSEN, E.; HØILAND, K.; BRANDRUD, T. E. & JORDAL, J. B. (1998): Rødliste for truede sopparter i Norge. Fungiflora, Blindern.
- BERG, H.-M. (1993): Status, Verbreitung und Gefährdung von Wiesenvögeln in Niederösterreich. Vogelschutz in Österreich 8: 3–16.
- BERG, H.-M. & RANNER, A. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Vögel (Aves). 1. Fassung 1995. – Eine Rote Liste der in Niederösterreich gefährdeten Arten. Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz, Wien: 184 S.
- BERG, H.-M. & ZUNA-KRATKY, T. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Heuschrecken und Fangschrecken (Insecta: Saltatoria, Mantodea). 1. Fassung 1995. Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz, St. Pölten: 112 S.

- BINOT, M.; BLESS, R.; BOYE, P.; GRUTTKE, H. & PRETSCHER, P. (Bearbeiter) (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 55: 434 S.
- BLAB, J.; NOWAK, E. TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Kilda-Verlag, Greven: 270 S.
- BLUM, V. & KILZER, R. (1993): Rote Liste der gefährdeten Brutvögel Vorarlbergs. Stand März 1993. In: Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Landesgruppe Vorarlberg, Dalaas: 2 S.
- BREGANT, E. (1981): Rote Liste der in der Steiermark gefährdeten Prachtkäfer (Coleoptera, Buprestidae). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 85–90.
- BRUCKHAUS, A. & DETZEL, P. (1997): Erfassung und Bewertung von Heuschrecken-Populationen. Ein Beitrag zur Objektivierung des Instruments der Roten Listen. Naturschutz und Landschaftsplanung 29: 138–145.
- CABELA, A.; GRILLITSCH, H. & TIEDEMANN, F. (1998): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Lurche und Kriechtiere (Amphibia, Reptilia), 1. Fassung 1995. Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz, Wien: 88 S.
- CABELA, A.; GRILLITSCH, H.; HAPP, F. & KOLLAR, R. (1992): Die Kriechtiere Kärntens. Carinthia II 182/102: 192–316.
- CAUGHLEY, G. (1994): Directions in conservation biology. J. Anim. Ecol. 63: 215–244.
- COLLAR, N. J. & STATTERSFIELD, A. J. (1994): Neue Kriterien zur Identifizierung weltweit bedrohter Arten. Ber. Vogelschutz 32: 39–47.
- COLYVAN, M.; BURGMAN, M. A.; TODD, C. R.; AKÇAKAYA, H. R. & BOEK, C. (1999): The treatment of uncertainty and the structure of the IUCN threatened species categories. Biol. Cons. 89: 245–249.
- DEN BOER, P. J. (1990): Density limits and survival of local populations in 64 carabid species with different powers of dispersal. J. evol. Biol. 3: 19–48.
- DERBUCH, G. & BERG, H.-M. (1999): Rote Liste der Geradflügler Kärntens (Insecta: Saltatoria, Dermaptera, Blattodea und Mantodea). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 473–488.
- DESENDER, K.; MAES, D.; MAELFAIT, J.-P. & VAN KERCKVOORDE, M. (1995): Een gedocumenteerde Rode lijst van de zandloopkevers en loopkevers van Vlaanderen. Medelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 1995 (1): 208 S.
- DESENDER, K. & TURIN, H. (1989): Loss of habitats and changes in the composition of the ground and tiger beetle fauna in four West-European countries since 1950 (Coleoptera: Carabidae, Cicindelidae). Biol. Cons. 48: 277–294.
- DICK, G.; DVORAK, M.; GRÜLL, A.; KOHLER, B. & RAUER, G. (1994): Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See – Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien: 356 S.
- DOCZKAL, D.; RENNWALD, E. & KÖPPEL, C. (1999): Rote Listen: Geschichte, Konzepte und Umsetzung. In: KÖPPEL, C., RENNWALD, E., HIRNEISEN, N. (Hrsg.): Rote Listen auf CD-ROM. Deutschland. Österreich. Schweiz. Liechtenstein. Südtirol. Verlag für interaktive Medien, Gagnau: 1–63.
- DOLLFUSS, H. (1983): Rote Liste gefährdeter Grabwespenarten (Sphecidae, Hymenoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 75–83.
- DOLLFUSS, H. (1994): Rote Liste gefährdeter Grabwespen (Hymenoptera, Sphecidae). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 95–104.
- DUELLI, P. (1994): Rote Listen der gefährdeten Tierarten der Schweiz. BUWAL, Bern: 97 S.

- DVORAK, M.; KOHLER, B.; KRAUS, E.; SACKL, P. & SCHIFTER, H. (1988): Kurzmonographien ausgewählter Vogelarten. In: SPITZENBERGER, F. (Hrsg.) (Hrsg.): Artenschutz in Österreich. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 8, Wien: 194–309.
- EBMER, A. W. (1999): Rote Liste der Bienen Kärntens (Insecta: Hymenoptera: Apoidea). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 239–266.
- EDER, E. (1999): Rote Liste der Rückenschaler Kärntens (Crustacea: Branchiopoda: Notostraca). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 535–538.
- ELSASSER, H. & ELSASSER, S. (1981): Rote Liste der gefährdeten Tachinen Steiermarks (Diptera, Tachinidae). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 131–134.
- EMBACHER, G. (1988): Rote Liste der Großschmetterlinge Salzburgs. Naturschutzbeiträge 7/88, Amt der Salzburger Landesregierung, Referat 13/02, Naturschutzfachdienst, Salzburg: 62 S.
- EMBACHER, G. (1991): Rote Liste der Großschmetterlinge Salzburgs (2., völlig neu bearbeitete Auflage). Naturschutzbeiträge 7/91, Amt der Salzburger Landesregierung, Referat 13/02, Naturschutzfachdienst, Salzburg: 63 S.
- EMBACHER, G. (1996): Rote Liste der Großschmetterlinge Salzburgs. 3. völlig neu bearbeitete Auflage. Naturschutzbeiträge 6/96, Amt der Salzburger Landesregierung, Referat 13/02, Naturschutzfachdienst, Salzburg: 43 S.
- EMBACHER, G.; HABELER, H.; KASY, F. & REICHL, E. R. (1983): Rote Liste der gefährdeten Großschmetterlinge Österreichs (Macro-Lepidoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 151–175.
- FACHBACH, F. (1981a): Rote Liste der in der Steiermark gefährdeten Kriechtiere (Reptilia). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 47–48.
- FACHBACH, F. (1981b): Rote Liste der in der Steiermark gefährdeten Lurche (Amphibia). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 49–50.
- FITTER, R. & FITTER, M. (1987): The road to extinction. IUCN, Gland, Switzerland, 121 S.
- FRANK, C. & REISCHÜTZ, P. L. (1994): Rote Liste gefährdeter Weichtiere Österreichs (Mollusca: Gastropoda und Bivalvia). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 283–316.
- FRANKLIN, I. R. (1980): Evolutionary change in small populations. In: SOULÉ, M. E., WILCOX, B. A. (Hrsg.): Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective. Sinauer Associates, Sunderland: 135–149.
- FRANZ, H. (1970): Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Band III Coleoptera 1. Teil, umfassend die Familien Cicindelidae bis Staphylinidae. Wagner, Innsbruck: 501 S.
- FRANZ, H. (1983): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Käferarten (Coleoptera) – Hauptteil. In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 85–122.
- GÄRDENFORS, U.; RODRIGUEZ, J. P.; HILTON-TAYLOR, C.; HYSLOP, C.; MACE, G., MOLUR, S. & POSS, S. (1999): Draft guidelines for the application of IUCN Red List criteria at national and regional levels. Species 31/32: 58–70.
- GEBHARDT, H.; KINZELBACH, R. & SCHMIDT-FISCHER, S. (1996): Gebietsfremde Tierarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Situationsanalyse. Ecomed, Landsberg: 314 S.

- GEISER, E. (1998): Wie viele Tierarten leben in Österreich? Erfassung, Hochrechnung und Abschätzung. *Verh. zool.-bot. Ges. Österreich* 135: 81–93.
- GEISER, R. (1983): Rote Liste ausgewählter Familien xylobionter Käfer (Coleoptera) in Österreich. In: GEPP, J. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 131–137.
- GEPP, J. (1981a): Rote Liste der gefährdeten Netzflüglerarten der Steiermark (Megaloptera, Raphidioptera und Planipennia). In: GEPP, J. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark*. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 91–96.
- GEPP, J. (1981b): Rote Liste der gefährdeten Schnabelfliegen der Steiermark (Mecoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark*. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 97–98.
- GEPP, J. (1983a): Rote Liste der gefährdeten Netzflügler Österreichs (Megaloptera, Raphidioptera und Planipennia). In: GEPP, J. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 145–147.
- GEPP, J. (1983b): Rote Liste der gefährdeten Schnabelfliegen Österreichs (Mecoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 148–148.
- GEPP, J. (1983c): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 243 S.
- GEPP, J. (1994a): Rote Liste der gefährdeten Netzflügler Österreichs (Neuropteroidea: Megaloptera, Raphidioptera und Planipennia). In: GEPP, J. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 201–204.
- GEPP, J. (1994b): Rote Liste der gefährdeten Schnabelfliegen Österreichs (Mecoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 205–206.
- GEPP, J. (Hrsg.) (1994c): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 355 S.
- GILPIN, M. E. & SOULÉ, M. E. (1986): Minimum viable populations. Processes of species extinction. In: SOULÉ, M. E. (Hrsg.): *Conservation biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland: 19–34.
- GRAF, W. & KONAR, M. (1999a): Rote Liste der Köcherfliegen Kärntens (Insecta, Trichoptera). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens*. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 201–212.
- GRAF, W. & KONAR, M. (1999b): Rote Liste der Steinfliegen Kärntens (Insecta, Plecoptera). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens*. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 489–496.
- GSTADER, W. (1987): Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Tirols. *Vogelkundliche Berichte und Informationen aus Tirol* 1: 1–19.
- GSTADER, W. (1989): Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Tirols. In: TIROLER LANDESMUSEUM FERDINANDEUM (Hrsg.): *Wo sind sie geblieben? Artenrückgang in Tirol*. Veröff. Mus. Ferdinand. Innsbruck Beiheft, Innsbruck: 71–87.
- GUSENLEITNER, J. (1983): Rote Liste gefährdeter Faltenwespen (Sphecidae, Hymenoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 73–74.
- GUSENLEITNER, J. (1994): Rote Liste gefährdeter Faltenwespen (Vespoidea) Österreichs. In: GEPP, J. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 93–94.

- GUTLEB, B.; KOMPOSCH, B. & SPITZENBERGER, F. (1999): Rote Liste der Säugetiere Kärntens (Vertebrata, Mammalia). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 99–104.
- GUTLEB, B.; SMOLE-WIENER, A. K.; HAPP, U. & WALLNER, A. (1999): Rote Liste der Lurche Kärntens (Vertebrata, Amphibia). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 117–120.
- HABELER, H. (1981a): In der Steiermark bereits ausgestorbene oder verschollene Großschmetterlinge (Makro-Lepidoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 113–124.
- HABELER, H. (1981b): Rote Liste der in der Steiermark gefährdeten Großschmetterlinge (Makro-Lepidoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 99–112.
- HABELER, H. (1981c): Rote Liste der Mikrolepidopteren für die Steiermark. Als Beispiel: Familie Crambidae. In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 125–130.
- HABLE, E. PROKOP, P. SCHIFTER, H. & WRUSZ, W. (1983): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Vogelarten (Aves). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 49–62.
- HACKER, R. (1983): Rote Liste gefährdeter Fische Österreichs (Pisces). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 67–68.
- HANSKI, I. & GILPIN, M. E. (1997): Metapopulation biology. Ecology, genetics, and evolution. Academic Press, San Diego: 512 S.
- HANSKI, I. (1998): Metapopulation dynamics. *Nature* 369: 41–49.
- HANSKI, I. (1999): Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford: 313 S.
- HANSKI, I.; KUUSSAARI, M. & NIEMINEN, M. (1994): Metapopulation structure and migration in the butterfly *Melitaea cinxia*. *Ecology* 75: 747–762.
- HANSKI, I.; MOILANEN, A. & GYLLENBERG, M. (1996): Minimum viable metapopulation size. *Am. Nat.* 147: 527–541.
- HAPP, U.; WALLNER, A.; SMOLE-WIENER, A. K. & GUTLEB, B. (1999): Rote Liste der Kriechtiere Kärntens (Vertebrata, Reptilia). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 113–116.
- HARCOURT, A. H. (1996): Is the Gorilla a threatened species? How should we judge? *Biol. Cons.* 75: 165–176.
- HÄUPL, M. & TIEDEMANN, F. (1983): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 63–66.
- HAUSER, E. (1996): Rote Liste der Groß-Schmetterlinge Oberösterreichs (Stand 1995). *Beitr. Naturk. Oberösterreichs* 4: 53–66. In: HEISS, E. & KAHLLEN, M. (1976): Nachtrag zur Käferfauna Nordtirols II (Insecta: Coleoptera). *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck* 63: 201–217.
- HERZIG-STRASCHIL, B. (1991): Rare and endangered fishes of Austria. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2501–2504.
- HERZIG-STRASCHIL, B. (1994): Rote Liste gefährdeter Fische und Rundmäuler Österreichs (Pisces und Cyclostomata). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 75–82.
- HILL, N. M. & KEDDY, P. A. (1992): Prediction of rarities from habitat variables: coastal plain plants on Nova Scotian lakeshores. *Ecology* 73: 1852–1859.

- HILTON-TAYLOR, C (Compiler)(2000): IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, 61 S.
- HÖDL, W. & EDER, E. (2000): Urzeitkrebse (Branchiopoda: Anostraca, Notostraca, Conchostraca). 1. Fassung 1999. In: Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs. Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz, St. Pölten: 4–33.
- HOLZINGER, W. E. (1999): Rote Liste der Zikaden Kärntens (Insecta: Auchenorrhyncha). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 425–450.
- HOLZINGER, W. E.; EHMANN, H. & SCHWARZ-WAUBKE, M. (1999): Rote Liste der Libellen Kärntens (Insecta: Odonata). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 497–507.
- HOLZSCHUH, C. (1983): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Bockkäfer (Cerambycidae) und Borkenkäfer (Scolytidae). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 127–129.
- HONEGGER, R. (1981): Threatened amphibians and reptiles in Europe. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden: 158 S.
- HONSIG-ERLENBURG, W. & FRIEDL, T. (1999): Rote Liste der Rundmäuler und Fische Kärntens (Vertebrata, Cyclostomata und Osteichthyes). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 121–132.
- HÖTTINGER, H. & PENNERSTORFER, J. (1999): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Tagfalter (Lepidoptera: Rhopalocera & Hesperiiidae), 1. Fassung 1999. Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz, St. Pölten: 128 S.
- HOTZ, H. & BROGGI, M. F. (1982): Rote Liste der gefährdeten und seltenen Amphibien und Reptilien der Schweiz., Basel: 112 S.
- HUEMER, P. (im Druck): Rote Liste gefährdeter Schmetterlinge Vorarlbergs.
- HUEMER, P.; REICHL, E. & WIESER, C. (1994): Rote Liste der gefährdeten Großschmetterlinge Österreichs (Macrolepidoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 215–264.
- IGLER, K. & KREISSL, E. (1981): Rote Liste der in der Steiermark gefährdeten Fische und Rundmäuler (Pisces). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 51–54.
- INTERNATIONALER RAT FÜR VOGELSCHUTZ, ÖSTERREICHISCHE SEKTION (ÖS/IRV) (Hrsg.) (1976): Die in Österreich gefährdeten Vogelarten. Rote Liste. 1. Fassung (Stand 30.11.1976). Typoskript: 2 S.
- IUCN (1994): IUCN Red List Categories. Prepared by the IUCN Species Survival Commission. As approved by the 40th meeting of the IUCN Council. IUCN, Gland, Switzerland: 22 S.
- IUCN (1999): IUCN Red List criteria review provisional report: Draft of the proposed changes and recommendations. Species 31/32, 43-57.
- JÄCH, M. UND MITARBEITER (1994): Rote Liste der gefährdeten Käfer Österreichs. In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 107–200.
- JEDICKE, E. (Hrsg.)(1997): Die Roten Listen: gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften in Bund und Ländern. Ulmer, Stuttgart: 581 S.
- JERSABEK, C. D. (1999): Rote Liste der Wasserflöhe und Ruderfußkrebse Kärntens (Cladocera und Copepoda). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 525–534.
- KAHLEN, M. (1987): Nachtrag zur Käferfauna Tirols. Veröff. Mus. Ferdinand. Innsbruck 67: 1–288.

- KALTENBACH, A. (1983): Rote Liste gefährdeter Geradflüglerartiger (Orthopteroidea), Schaben und Fangschrecken (Dictyoptera) Österreichs unter besonderer Berücksichtigung des pannonischen Raumes. In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 69–72.
- KEPKA, O. (1981): Rote Liste der in der Steiermark gefährdeten Säugetiere (mit einer Ergänzungsliste der bisher in der Steiermark nachgewiesenen Säugetiere) (Mammalia). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 37–42.
- KIRSCHENHOFER, E. & REISER, P. (1994): Teil Carabidae in Rote Liste gefährdeter Käfer Österreichs (Red. M. Jäch). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 111–119.
- KOMPOSCH, C. & SCHERABON, B. (1999): Rote Liste der Skorpione Kärntens (Arachnida: Scorpiones). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 619–624.
- KOMPOSCH, C. & STEINBERGER, K.-H. (1999): Rote Liste der Spinnen Kärntens (Arachnida: Araneae). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 567–618.
- KOMPOSCH, C. (1999): Rote Liste der Weberknechte Kärntens (Arachnida: Opiliones). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 547–565.
- KREISSL, E. (1981a): Die in der Steiermark gefährdeten Käferarten (Coleoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 63–78.
- KREISSL, E. (1981b): Rote Liste der in der Steiermark gefährdeten Schnecken und Muscheln (Mollusca). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 137–148.
- KÜHNELT, W. (1983): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Weichtiere (Schnecken und Muscheln, Mollusken). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 179–183.
- LAISTER, G. (1996): Verbreitungsübersicht und eine vorläufige Rote Liste der Libellen Oberösterreichs. Naturkd. Jb. d. Stadt Linz 40/41: 307–388.
- LAMBECK, R. J. (1997): Focal species – a multi-species umbrella for nature conservation. *Conserv. Biol.* 11: 849–856.
- LANDE, R. (1993): Risks of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *Am. Nat.* 142: 911–927.
- LESICA, P. & ALLENDORF, F. W. (1995): When are peripheral populations valuable for conservation? *Cons. Biol.* 9: 753–760.
- LOHMANN, M. (1995): Rote Karte für die „Roten Listen“. *Natur – Horst Sterns Umweltmagazin* 5/95: 40.
- LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD R. O. JR.; RYLANDS, A. B.; MALCOLM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN, K. S. JR.; POWELL, A. H.; POWELL, G. V. N.; SCHUBART, H. O. R. & HAYS, M. B. (1986): Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. (Hrsg.): *Conservation biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland: 257–285.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1967): *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton: 203 S.
- MACE, G. M.; COLLAR, N.; COOKE, J.; GASTON, K.; GINSBERG, G.; LEADER-WILLIAMS, N.; MAUNDER, M. & MILNER-GULLAND, E. J. (1992): The development of new criteria for listing species on the IUCN Red List. *Species* 19: 16–22.

- MACE, G. M. & LANDE, R. (1991): Assessing extinction threats: towards a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conserv. Biol.* 5: 148–157.
- MACE, G. M. & STUART, S. N. (1994): Draft IUCN Red List categories, version 2.2. Species 21–22: 13–24.
- MADER, H. J. (1984): Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biol. Cons.* 29: 81–96.
- MALICKY, H. (1994): Rote Liste der gefährdeten Köcherfliegen Österreichs (Trichoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 207–214.
- MALICKY, M. (1998): Die Erfassung der wirbellosen Tiere Kärntens in der tiergeographischen Datenbank Österreichs (ZOODAT). *Carinthia II* 188/108: 453–462.
- MAYR, E. (1982): Speciation and macroevolution. *Evolution* 36: 1119–1132.
- MEYER, M. (2000): Red list of butterflies and moths of Luxembourg. www.mnhn.etat.lu/redbook/butterflies/default.html.
- MIKSCHI, E. & WOLFRAM-WAIS, A. (1999): Rote Listen ausgewählter Tierarten Niederösterreichs – Fische und Neunaugen (Pisces, Cyclostomata). 1. Fassung 1996. Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz, St. Pölten: 136 S.
- MILDNER, P. (1999): Rote Liste der Schwämme Kärntens (Porifera: Spongillidae). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. *Naturschutz in Kärnten* 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 663–664.
- MILDNER, P. & RATHMAYER, U. (1999): Rote Liste der Weichtiere Kärntens (Mollusca). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. *Naturschutz in Kärnten* 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 643–662.
- MOOG, O. (Hrsg.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca – Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster: 75 S.
- NEUHÄUSER-HAPPE, L. (1999a): Rote Liste der Kurzflügelkäfer Kärntens (Insecta: Coleoptera: Staphylinoidea: Staphylinidae). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. *Naturschutz in Kärnten* 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 291–346.
- NEUHÄUSER-HAPPE, L. (1999b): Rote Liste der Zwerg-, Scheinaas-, Schwammkugel-, Pelzfloh-, Kolonisten-, Ameisen- und Aaskäfer Kärntens (Insecta: Coleoptera: Ptilidae, Agyrtidae, Leioldidae, Scydmaenidae & Silphidae). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. *Naturschutz in Kärnten* 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 347–364.
- NEW, T. R. (1993): Angels on a pin: dimensions of the crisis in invertebrate conservation. *Amer. Zool.* 33: 623–630.
- NEW, T. R. (1995): An introduction to invertebrate conservation biology. Oxford University Press, Oxford: 194 S.
- NOWAK, E.; BLAB, J. & BLESS, R. (1994): Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. Kilda Verlag, Greven: 190 S.
- ÖKOTEAM (1999): Allgemeiner Teil. In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. *Naturschutz in Kärnten* 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 9–73.
- ÖSTERREICHISCHE GESELLSCHAFT FÜR VOGELKUNDE, FAUNISTISCHES GREMIUM (Hrsg.) (1977): Die in Österreich gefährdeten Vogelarten. *Rote Liste. Egretta* 20: 54–55.
- PAILL, W. & SCHNITZER, P. H. (1999): Rote Liste der Laufkäfer Kärntens (Insecta: Carabidae). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. *Naturschutz in Kärnten* 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 369–412.

- PALMER, M. A.; HODGETTS, N. G.; WIGGINTON, M. J.; ING, B. & STEWART, N. F. (1997): The application to the British flora of the World Conservation Union's revised Red List criteria and the significance of Red Lists for species conservation. *Biol. Cons.* 82: 219–226.
- PEKNY, R. & PÖCKL, M. (2000): Flußkrebse und Süßwassergarnelen (Decapoda: Mysidacea). 1. Fassung 1999. In: Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs. Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz, St. Pölten: 34–76.
- PETUTSCHNIG, J. (1999): Rote Liste der Großkrebse Kärntens (Decapoda). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. *Naturschutz in Kärnten* 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 521–524.
- PIMM, S. L. (1998): Extinction. In: SUTHERLAND, W. J. (Hrsg.): *Conservation – science and action*. Blackwell Science, Oxford: 20–38.
- PRETZMANN, G. (1981): Gefährdete Arten decapoder Krebse in der Steiermark. In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 135–136.
- PRETZMANN, G. (1983): Rote Liste der zehnfüßigen Krebse (Decapoda) Österreichs. In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 177–178.
- PRETZMANN, G. (1994): Rote Liste der Zehnfüßigen Krebse (Decapoda) und Schwebgarnelen (Mysidacea) Österreichs. In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 279–282.
- PRIMACK, R. B. (1998): *Essentials of conservation biology*. 2nd edition. Sinauer, Sunderland: 660 S.
- RAAB, R. & CHWALA, E. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Libellen (Insecta: Odonata). 1. Fassung 1995. Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Naturschutz, St. Pölten: 91 S.
- RABINOWITZ, D.; CAIRNS, S. & DILLON, T. (1986): Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. In: SOULÉ, M. E. (Hrsg.): *Conservation biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland: 182–204.
- RABITSCH, W. B.; DIETRICH, C. O. & GLASER, F. (1999): Rote Liste der Ameisen Kärntens (Insecta: Hymenoptera: Formicidae). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. *Naturschutz in Kärnten* 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 229–238.
- RASS, P.; FELDNER, J.; WAGNER, S. & ZMÖLING, J. (1999): Rote Liste der Vögel Kärntens (Vertebrata, Aves). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. *Naturschutz in Kärnten* 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 105–112.
- REISCHÜTZ, P. L. & SEIDL, F. (1982): Gefährdungsstufen der Mollusken Österreichs. *Mitt. Zool. Ges. Braunau* 4: 117–128.
- RIECKEN, U.; RIES, U. & SSYMANK, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Kilda Verlag, Bonn-Bad Godesberg: 184 S.
- ROTTENBURG, T.; WIESER, C.; MILDNER, P. & HOLZINGER, W. E. (Hrsg.) (1999): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. *Naturschutz in Kärnten* 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 718 S.
- SACHS, L. (1984): *Angewandte Statistik*. 6. Auflage. Springer, Berlin: 552 S.
- SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): *Atlas der Brutvögel der Steiermark*. Austria Medien Service, Graz: 432 S.
- SCHERABON, B. (1994): Zur Gefährdung von Skorpionen in Österreich. In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 275–278.
- SCHIEMER, F. (1988): Gefährdete Cypriniden – Indikatoren für die ökologische Intaktheit von Flußsystemen. *Natur und Landschaft* 63: 370–373.

- SCHIEMER, F.; JUNGWIRTH, M. & IMHOF, G. (Hrsg.) (1994): Die Fische der Donau – Gefährdung und Schutz. Ökologische Bewertung der Umgestaltung der Donau. Grüne Reihe Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz Band 5, Styria Medien Service, Graz: 160 S.
- SCHIEMER, F. & SPINDLER, T. (1989): Endangered fish species of the Danube river in Austria. *Regul. Rivers: Res. Manage.* 4: 397–407.
- SCHNITTLER, M. & GÜNTHER, K.-F. (1999): Central European vascular plants requiring priority conservation measures – an analysis from national Red Lists and distribution maps. *Biodiv. Cons.* 8: 891–925.
- SCHNITTLER, M. & LUDWIG, G. (1996): Zur Methodik der Erstellung Roter Listen. In: LUDWIG, G., SCHNITTLER, M. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde Heft 28, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg: 709–739.
- SCHNITTLER, M.; LUDWIG, G.; PRETSCHER, P. & BOYE, P. (1994): Konzeption der Roten Listen der in Deutschland gefährdeten Tier- und Pflanzenarten – unter Berücksichtigung der neuen internationalen Kategorien. *Natur und Landschaft* 69: 451–459.
- SCHWEIGER, H. (1979): Rote Liste der in der Region Wien, Niederösterreich, Burgenland gefährdeten Sandläufer (Cicindelidae) und Laufkäfer (Carabidae). *Wiss. Mitt. Niederöstr. Landesmuseum* 1: 11–38.
- SHAFFER, M. L. (1981): Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131–134.
- SIMBERLOFF, D. (1988): The contribution of population and community biology to conservation science. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 19: 473–511.
- SIMBERLOFF, D. (1998): Small and declining populations. In: SUTHERLAND, W. J. (ed.): *Conservation – science and action*. Blackwell Science, Oxford: 116–134.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. (1995): *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. 3rd edition. New York, Freeman: 887 S.
- SPINDLER, T. (1995): Fischfauna in Österreich. Ökologie – Gefährdung – Bioindikation – Fischerei – Gesetzgebung. Umweltbundesamt Monographien Band 53, Umweltbundesamt, Wien: 120 S.
- SPINDLER, T.; ZAUNER, G.; MIKISCHI, E.; KUMMER, H.; WAIS, A. & SPOLWIND, R. (1997): Gefährdung der heimischen Fischfauna. In: SPINDLER, T. (Hrsg.): *Fischfauna von Österreich. Ökologie – Gefährdung – Bioindikation – Fischerei – Gesetzgebung*. 2. erweiterte Auflage Umweltbundesamt Monographien 87, Umweltbundesamt, Wien: 54–75.
- SPITZENBERGER, F. (Hrsg.) (1988): *Artenschutz in Österreich*. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 8, Wien: 335 S.
- STARK, W. (1981): Rote Liste gefährdeter und seltener Libellenarten der Steiermark (Odonata). In: GEPP, J. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark*. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 59–62.
- STARK, W. (1982): Rote Liste gefährdeter und seltener Libellenarten des Burgenlandes (Ins., Odonata). *Natur und Umwelt Burgenland* 5: 21–23.
- STATTERSFIELD, A. J. (1996): Applying the new IUCN threatened species categories. In: BAILLIE, J., GROOMBRIDGE, B. (Hrsg.): *1996 IUCN Red List of Threatened Animals*, IUCN, Gland: 67–70.
- STEINER, S. (1999): Rote Liste der Bockkäfer Kärntens (Coleoptera: Cerambycidae). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens*. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 269–286.
- TIEDEMANN, F. & HÄUPL, M. (1994): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia). In: GEPP, J. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs*. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 67–74.
- TIEFENBACH, O.; BAUMANN, N. & MATZOLD, F. (1981): Rote Liste der im Raabflußsystem (Abschnitt Gleisdorf–Jennersdorf) gefährdeten Fischarten und Rundmäuler (Pisces). In: GEPP, J. (Hrsg.): *Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark*. Österreichischer Naturschutzbund Steiermark, Graz: 55–58.

- TRAUTNER, J. (1992): Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Laufkäfer (Col. Carabidae s. lat.). Josef Margraf, Weikersheim: 72 S.
- TRÖGER, E. J. (1999): Gesamtverzeichnis der Netzflügler (Neuropteroidea) und Rote Liste gefährdeter Arten in Baden-Württemberg. In: KÖPPEL, C., RENNWALD, E., HIRNEISEN, N. (Hrsg.): Rote Listen auf CD-ROM. Deutschland. Österreich. Schweiz. Liechtenstein. Südtirol. Verlag für interaktive Medien, Gaggenau: 1–8.
- TROYER-MILDNER, J. (1999): Rote Liste der Moostierchen Kärntens (Tentaculata: Bryozoa). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 631–634.
- VIDIC, J. (1992): A survey of the red lists of endangered animal species in Slovenia. *Varstvo Narave* (Ljubljana) 17: 7–18.
- WARREN, M. S.; BARNETT, L. K.; GIBBONS, D. W. & AVERY, M. I. (1997): Assessing national conservation priorities: an improved red list of British butterflies. *Biol. Cons.* 82: 317–328.
- WEISSMAIR, W. (1999): Rote Liste der Schwammhafte Kärntens (Insecta: Neuropterida: Sisyridae). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 416–420.
- WEWALKA, G. (1983): Rote Liste der gefährdeten Schwimmkäfer Österreichs (Dytiscidae, Coleoptera) In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 2, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 123–126.
- WIESER, C. & HUEMER, P. (1999): Rote Liste der Schmetterlinge Kärntens (Insecta, Lepidoptera). In: ROTTENBURG, T., WIESER, C., MILDNER, P., HOLZINGER, W. E. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. Naturschutz in Kärnten 15, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 20 Landesplanung, Klagenfurt: 133–200.
- WITT, K.; BAUER, H.-G.; BERTHOLD, P.; BOYE, P.; HÜPPOP, O. & KNIEF, W. (1996): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 2. Fassung 1.6.1996. *Ber. Vogelschutz* 34: 11–35.
- WRUSS, W. (1974): Die in Kärnten gefährdeten Vogelarten und Maßnahmen zu ihrem Schutze („Rote Liste“). *Kärntner Naturschutzblätter* 13: 100–117.
- ZUR STRASSEN, R. (1994): Gefährdete Fransenflügler-Arten Österreichs (Thysanoptera). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 269–273.

