

Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs

GEORG WOLFRAM, ERNST MIKSCHI*‡

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit folgt den Richtlinien zur Fortschreibung der Roten Liste gefährdeter Tiere Österreichs (Zulka et al. 2001, Umweltbundesamt-Monographien Band 135, Wien). Die aktuelle Checkliste der Fische Österreichs umfasst 84 Taxa. Im Vergleich zur letzten Roten Liste (Spindler et al. 1997, Umweltbundesamt-Monographien Band 87, Wien) wurden einige Taxa aufgrund aktueller nomenklatorischer und taxonomischer Entwicklungen, auf die gesondert eingegangen wird, neu aufgenommen.

Zwei Taxa werden als weltweit ausgestorben (Kategorie EX; Extinct) beurteilt, fünf Taxa sind regional ausgestorben (Kategorie RE; Regionally Extinct). In der Gefährdungskategorie „Critically Endangered“ (CR, vom Aussterben bedroht) finden sich sechs Arten, 18 in der Kategorie „Endangered“ (EN; stark gefährdet) und 15 in der Kategorie „Vulnerable“ (VU; gefährdet). Neun Arten stehen auf der Vorwarnliste (Kategorie NT; Near Threatened), 17 weitere Arten, also rund ein Fünftel der aufgenommenen Taxa, sind in Österreich der Kategorie „Least Concern“ (LC; nicht gefährdet) zugeordnet. Für drei Taxa mit äußerst unsicherer taxonomischer Situation reicht die Datenlage für eine Einstufung nicht aus (Kategorie DD; Data Deficient). Bei weiteren neun in die Checkliste aufgenommenen Arten handelt es sich um überregional verbreitete und reproduzierende Neozoen, die explizit nicht in die Beurteilung im Rahmen der Roten Liste einbezogen werden (Kategorie NE; Not Evaluated).

Aufgrund geänderter Definitionen der Gefährdungskategorien ist die vorliegende Arbeit mit der Roten Liste von Spindler et al. (1997, Umweltbundesamt-Monographien Band 87, Wien) nur bedingt vergleichbar. Die meisten Unterschiede der Gefährdungseinstufung sind auf methodische Änderungen oder eine geänderte Datenlage zurückzuführen.

Abstract: Red List of Endangered Fishes (Pisces) in Austria

The present paper follows the guidelines for updating the Red Lists of threatened animals of Austria (Zulka et al. 2001, Umweltbundesamt-Monographien Band 135, Wien). The

* Georg Wolfram, Donabaum & Wolfram OEG, Technisches Büro für Ökologie, Zentagasse 47, 1050 Wien

Ernst Mikschi, Naturhistorisches Museum Wien, Burgring 7, 1014 Wien

‡ Projektleitung Dr. Ernst Mikschi (Naturhistorisches Museum Wien)

current checklist of the fishes of Austria covers 84 taxa. In comparison to the previous Red List (Spindler et al. 1997, Umweltbundesamt-Monographien Band 87, Wien), several new taxa have been added to the checklist as a result of current nomenclatural and taxonomic developments.

Two taxa are assessed as “Extinct” (EX), five taxa as “Regionally Extinct” (RE). Six species are “Critically Endangered” (CR), 18 are “Endangered” (EN) and 15 are “Vulnerable” (VU). Nine species are assessed as “Near Threatened” (NT). Only 17 species (20 % of the species on the check list) are not endangered in Austria (LC, “Least Concern”). In three cases of unclear taxonomic status, the data available are insufficient for an assessment of vulnerability (DD, “Data Deficient”). Additionally, nine taxa are widely distributed alien species, which have been excluded from the evaluation (NE, “Not Evaluated”).

Owing to changes in the category definitions, comparability of the present work and the previous Red List (Spindler et al. 1997, Umweltbundesamt-Monographien Band 87, Wien) is limited. Most changes in the classification of threat are due to methodological differences or changes of available data.

Einleitung

Der Wissensstand über die Verbreitung der Fische Österreichs, über die Bestandsgröße und den Zustand der Populationen ist zwar deutlich besser als bei vielen Evertebraten-gruppen, verglichen mit den übrigen Wirbeltiergruppen jedoch eher bescheiden. Eine paradoxe Situation, stehen doch die Fische im Fokus eines nicht eben unbedeutenden Wirtschaftszweiges, der Fischerei. Ein Grund für die bestehenden Defizite mag der hohe Aufwand der Datenerhebung für diese Gruppe sein. Nur an wenigen Gewässern gibt es ein längerfristiges Monitoring. Bei Gewässern, an denen mehr als ein Bundesland Anteil hat, mangelt es in der Regel an länderübergreifenden Vereinbarungen, die einen effizienteren Einsatz der – beschränkten – Mittel für ein fischökologisches Monitoring ermöglichen würden. Das Gleiche gilt im Übrigen oft auch für fischereiwirtschaftliche Aspekte wie Besatz und die nachhaltige Nutzung der Fischbestände.

Wenn letztlich die Datenlage für die Erstellung dieser Roten Liste als zwar verbesserungswürdig, aber doch ausreichend eingestuft werden kann, so liegt dies an der Tatsache, dass zum einen die Zahl der mit wissenschaftlichen Untersuchungen der Fischfauna befassten Personen und Institutionen überschaubar ist und zum anderen die Kommunikation innerhalb dieser Gruppe gut funktioniert. Andernfalls wäre es nicht möglich gewesen, eine solche Menge an unpublizierten Daten und grauer Literatur in die Datenbasis dieser Arbeit einzubauen.

Die Geschichte der Roten Liste der Fische Österreichs ist kurz: Nach der Einstufung im Rahmen der ersten Roten Liste gefährdeter Tiere Österreichs durch Hacker (1983) und dem Update nach gut 10 Jahren (Herzig-Straschil 1994) erfolgte 1997 auf Basis einer Diskussionsgruppe die bis dato letzte umfassende Einstufung dieser Gruppe (Spindler et al. 1997a), die durch Schmutz et al. (2000) geringfügig verändert wurde. Parallel wurden

mehrere Rote Listen der Fische mit regionalem oder bundesländerweitem Bezug erstellt, wobei für die vorliegende Arbeit vor allem die Roten Listen für Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999), Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b) und das Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002) wesentliche Informationsquellen darstellten.

Lange basierten die Einstufungen im Rahmen von Roten Listen ausschließlich auf Expertenwissen, den persönlichen Erfahrungen der Bearbeiter. Diese trafen zwar sicher oft zu (vgl. jedoch McCarthy et al. 2004), waren für die Anwender von Roten Listen jedoch mitunter nicht nachvollziehbar. Für die Neuerstellung der Roten Liste der Fische Österreichs gilt nunmehr die Vorgabe der IUCN, den Einstufungen ein transparentes System der Beurteilung zugrunde zu legen (IUCN 2004). Ziel einer solchen Objektivierung ist es einerseits, die allgemeine Akzeptanz von Roten Listen zu verbessern, andererseits aber auch, eine Basis für die wissenschaftliche Diskussion zu schaffen. Für Österreich erarbeiteten Zulka et al. (2001) ein Regelwerk zur Erstellung von Roten Listen, das wir auch im Rahmen dieser Roten Liste anwenden. Zur Abschätzung der Gefährdung der Arten wurde der Einstufungsschlüssel allerdings noch in der ursprünglichen Version verwendet (Zulka et al. 2001; Zulka et al. 2005: pp. 40 ff), nicht in der aktualisierten Version (Zulka & Eder, in diesem Band). Die Abstufungen der Gefährdungskategorien sind damit die gleichen wie jene der Roten Liste der gefährdeten Neunaugen und Fische des Burgenlandes (Wolfram & Mikschi 2002) sowie der Roten Liste gefährdeter Vögel (Frühauf et al. 2005) und Säugetiere (Spitzenberger 2005) Österreichs in Zulka (2005).

Die Arbeit gliedert sich in einen methodischen Abschnitt, in dem auch grundsätzliche nomenklatorische und taxonomische Probleme zur Sprache gebracht werden, die eigentliche Rote Liste mit den Anmerkungen zu den Arten und eine abschließende Diskussion. Die Reihung der Arten in der Roten Liste und den Artanmerkungen erfolgt rein alphabetisch nach dem wissenschaftlichen Namen.

Artenliste

Die folgende Artenliste umfasst neben den autochthonen Arten auch die am weitesten verbreiteten Neozoen der österreichischen Fischfauna. Viele der für Österreich bekannten Neozoen unter den Fischen sind nur lokal bis regional verbreitet und/oder zeigen keine Reproduktion (vgl. Mikschi 2002). Dazu zählen asiatische Karpfenartige wie der Graskarpfen oder Amur (*Ctenopharyngodon idella*), der Schwarze Amur (*Mylopharyngodon piceus*), der Marmorkarpfen (*Aristichthys nobilis*) und der Tolstolob oder Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*), verschiedene Salmoniden wie der Amerikanische Seesaibling (*Salvelinus namaycush*) und der Silber- oder Koholachs (*Oncorhynchus kisutch*), Barschartige wie der Forellenbarsch (*Micropterus salmoides*) und der Schwarzbarsch (*Micropterus dolomieu*), die *Hemichromis*-Arten (Buntbarsche) im Warmbach Villach, zumindest zwei (oft nicht sicher bestimmte) Zwergwels-Arten (*Ameiurus melas*, *A. nebulosus*), der Neunstachlige Stichling (*Pungitius pungitius*) und der Goldfisch (*Carassius auratus*). All diese Arten werden im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht gelistet. Das Gleiche gilt

für besatztechnische Absurditäten wie den Löffelstör (*Polyodon spathula*), nur durch Einzelnachweise belegt Exoten wie Guppy (*Lebistes reticulatus*), Platy (*Platypoecilus maculatus*), Schwertträger (*Xiphophorus helleri*) und Koboldkärpfling (*Gambusia affinis*) und Zierformen heimischer Arten wie die Goldorfe (*Leuciscus idus* f. *auratus*) und der Koi (*Cyprinus carpio*). Nähere Informationen zu diesen Arten sind unter anderem Spindler (1997a), Mikschi & Wolfram-Wais (1999) und Honsig-Erlenburg et al. (2002) zu entnehmen. In die Artenliste werden nur neun Neozoen aufgenommen, die reproduzierende Populationen ausbilden und überregional verbreitet sind.

Nicht berücksichtigt wurden schließlich Arten, die zwar immer wieder in fischfaunistischen Arbeiten Erwähnung finden, deren ursprüngliches Vorkommen in einer reproduzierenden Population jedoch fraglich erscheint. Dazu zählen der Lau (*Chondrostoma genei*), die Tiberbarbe (*Barbus plebejus*), die Ostkoppe (*Cottus poecilopus*) und der Maifisch (*Alosa* sp.).

Der in Italien und Slowenien beheimatete Lau wurde aus dem Inn bei Brixlegg beschrieben, kam hier jedoch sehr wahrscheinlich nicht autochthon vor. Das Vorkommen in Tirol ist schon vor längerer Zeit erloschen (Spindler 1997a). Pikanterweise darf der Lau laut § 7 der Zweiten Durchführungsverordnung zum Tiroler Fischereigesetz 2002 (Landesgesetzblatt Nr. 70/2002) jedoch ohne Bewilligung in Tiroler Gewässer ausgesetzt werden.

Die Tiberbarbe besiedelte noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts den Warmbach Villach, ein autochthones Vorkommen der mediterranen Art in Kärnten gilt jedoch als zweifelhaft (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b, Honsig-Erlenburg et al. 2002).

Aus mehreren Bächen im oberen Einzugsgebiet der March ist die Ostkoppe bekannt (Spindler 1997a, Jurajda & Peňáz 1996). Ein Vorkommen als Irrgast in der österreichischen March ist denkbar, aber nicht belegt. Keresztessy (1996) zählt die Ostkoppe auch zum autochthonen Artenspektrum von Ungarn, doch dürfte sie dort nicht mehr vorkommen. In der Slowakei ist die Ostkoppe nicht gefährdet (Holčík 1996), in Tschechien gefährdet (Lusk et al. 2004: Kategorie EN, Endangered).

Nach neueren Erkenntnissen könnte der Maifisch (*Alosa* sp.) auf seinen Laichzügen bis in die Mur in der slowenisch-ungarischen Grenzstrecke aufgestiegen sein. Zauner et al. (2000) geben *Alosa* sp. als ursprünglich autochthone, mittlerweile aber verschwundene Art der Grenzmur an. Ob im Bereich des heutigen Bundesgebietes tatsächlich Maifische reproduzierten, lässt sich heute nicht mehr klären. Nach G. Woschitz (pers. Mitt.) liegen dazu lediglich unsichere, mündliche Mitteilungen von Prof. Reisinger aus Graz vor. Gesichert scheint nur ein ehemaliges Vorkommen in der Donau bis Budapest zu sein, wobei eine Verwechslung mit anderen „heringsartigen“ Arten wie dem Sichling nicht auszuschließen ist (siehe dazu Diskussion in Woschitz 2006). Unklar ist auch, um welche Art es sich dabei gehandelt haben mag. Povž (1996) zählt *Alosa fallax nilotica* zum ursprünglichen Fischartenspektrum Sloweniens. In der vorliegenden Arbeit wird der Maifisch angesichts dieser Unsicherheiten nicht gelistet.

Taxonomische und nomenklatorische Anmerkungen

*Nie sollst du mich befragen
noch Wissens Kunde tragen,
woher ich kam der Fahrt
noch wie mein Nam' und Art.
(Lohengrin)*

In den letzten Jahren und Jahrzehnten hat – nicht zuletzt durch die Entwicklung immer besserer genetischer Untersuchungsmethoden – die Diskussion taxonomischer Fragen der europäischen Fischfauna deutlich an Intensität gewonnen. Auch mehrere heimische Arten waren und sind Gegenstand entsprechender Untersuchungen und somit in Diskussion.

Eine Rote Liste ist zwar sicher nicht die Plattform, um grundsätzliche taxonomische Diskussionen zu führen, andererseits ist es sowohl für die Bearbeiter als auch für spätere Anwender von essenzieller Bedeutung, klarzustellen bzw. zu wissen, wovon eigentlich bei den in der Liste behandelten Taxa die Rede ist. Dies umso mehr, als taxonomische Änderungen (anders als einfache Änderungen in der Nomenklatur) Auswirkungen auf die Beurteilung der Gefährdung von Taxa haben können (vgl. Freyhof 2002).

In den folgenden Anmerkungen zu taxonomischen und nomenklatorischen Fragen folgen wir in den Grundzügen Kottelat (1997), der mit seinem Beitrag „European freshwater fishes“ Standards gesetzt hat, die – egal wie heftig sie diskutiert oder kritisiert werden mögen – jedenfalls von keinem taxonomischen Bearbeiter ignoriert werden können. Auf Fälle, in denen wir uns Kottelat (1997) nicht anschließen, wird gesondert hingewiesen. Was nomenklatorische Änderungen anbelangt, beschränken wir uns auf jüngere und vielleicht noch weniger bekannte Fälle. Der Abschnitt beschäftigt sich mit besonders schwierigen taxonomischen und nomenklatorischen Fragen zu ausgewählten Arten und Artgruppen (Neunaugen, Salmoniden, Coregonen), wobei hier auch grundsätzliche Fragen zum Artkonzept erörtert werden. Kleinere, oft rein nomenklatorische Änderungen werden im Abschnitt „Artanmerkungen“ angeführt.

Kottelat (1997) wendet in seiner Arbeit das phylogenetische Artkonzept (phylogenetic species concept) konsequent an. Ausnahmen bilden die Salmoniden und Coregonen; Kottelat (1997) bezeichnet diese Gruppen als „systematic and nomenclatural nightmares of European ichthyology“. Das phylogenetische Artkonzept definiert die Art als kleinste unterscheidbare Gruppe („Cluster“) von Organismen, die Verwandtschaft im Sinne von gemeinsamen Vorfahren und Nachkommen verbindet und die von anderen entsprechenden Gruppen unterschieden werden kann (Cracraft 1983). Im Rahmen des phylogenetischen Artkonzepts ist die Art somit nicht weiter teilbar, was bedeutet, dass kleinere Einheiten wie die Unterart oder infrasubspezifische Kategorien keine taxonomische Relevanz besitzen. Entweder eine Unterart oder ein infrasubspezifisches Taxon ist im Sinne des phylogenetischen Artkonzepts eine definierbare Einheit – dann ist sie als Art anzusehen – oder sie ist es nicht. Im ersteren Fall können sich nomenklatorische

Probleme ergeben, da infrasubspezifische Bezeichnungen durch den Code (International Code of Zoological Nomenclature) als nicht verfügbar eingestuft sind, d. h. nicht als Artbezeichnung Verwendung finden können. Eine wichtige Ausnahme von dieser Regel sind die infrasubspezifischen Kategorien „Form“ und „Varietät“, denen der Code – sofern Taxa als solche Kategorien vor 1961 beschrieben wurden – Verfügbarkeit („availability“) bescheinigt.

Anders als Fragen der Nomenklatur, die mit Hilfe eines Regelwerks, dem angesprochenen Code, mehr oder weniger eindeutig geklärt werden können, sind taxonomische Änderungen letztlich eine Frage der Akzeptanz. Gerade bei einer Gruppe wie den Fischen, die aufgrund ihrer Nutzung bzw. der Nutzung ihres Lebensraumes immer wieder Gegenstand wirtschaftlicher oder gesellschaftspolitischer Diskussionen und Entscheidungen ist, ist die Akzeptanz taxonomischer, ja selbst simpler nomenklatorischer Änderungen nur sehr langsam zu erreichen. Umso wichtiger erscheint es, im Rahmen einer Roten Liste auch diese Problematik anzusprechen.

**Ukrainisches Bachneunauge, *Eudontomyzon mariae* (Berg, 1931)
und Bachneunauge, *Lampetra planeri* (Bloch, 1784)**

Nach Kottelat (1997) umfasst die Gattung *Eudontomyzon* in Europa fünf bis sechs Arten. Unter diesen wäre *E. mariae* (Berg, 1931) auf Osteuropa beschränkt, während die im oberen Donau-Einzugsgebiet beheimatete Art den Namen *E. vladykovi* Oliva & Zandrea, 1959 tragen sollte. Wir folgen in dieser strittigen Frage nicht Kottelat (1997), sondern Holčík (1986), der *E. vladykovi* als jüngeres Synonym von *E. mariae* ansieht. Eine endgültige Klärung der systematischen Verhältnisse innerhalb des „*E.-mariae*-Komplexes“ wird erst anhand künftiger morphologischer und molekulargenetischer Untersuchungen möglich sein.

Unsere konservative Haltung in Fragen der Taxonomie der Neunaugen ist nicht zuletzt auf die – vorsichtig formuliert – heterogene Informationslage hinsichtlich des Vorkommens von Vertretern dieser Gruppe zurückzuführen. Nach derzeitigem Kenntnisstand dürfte in Süd- und Ostösterreich jedenfalls lediglich das Ukrainische Bachneunauge *E. mariae* (sensu Holčík 1986) beheimatet sein, während in Deutschland und der Schweiz – und damit in einigen angrenzenden Gewässersystemen wie Rhein und Elbe – das Bachneunauge *Lampetra planeri* anzutreffen ist (Abb. 1). Das Vorkommen von *L. planeri* ist somit in den kleinen österreichischen Anteilen des Rhein- und Elbeeinzugsgebietes plausibel, für das gesamte Donaueinzugsgebiet aber trotz vereinzelter Meldungen (z. B. Sauerzopf 1964) zweifelhaft (vgl. Holčík 1986). Für ein Vorkommen zumindest in Teilen des Donaueinzugsgebietes sprechen Nachweise im Oberlauf der March (Jurajda & Peňáz 1996). Honsig-Erlenburg & Friedl (1999b) weisen hingegen im Zusammenhang mit Meldungen auf ein früheres Vorkommen von *L. planeri* in Kärnten auf die Wahrscheinlichkeit einer Verwechslung mit *E. mariae* hin.

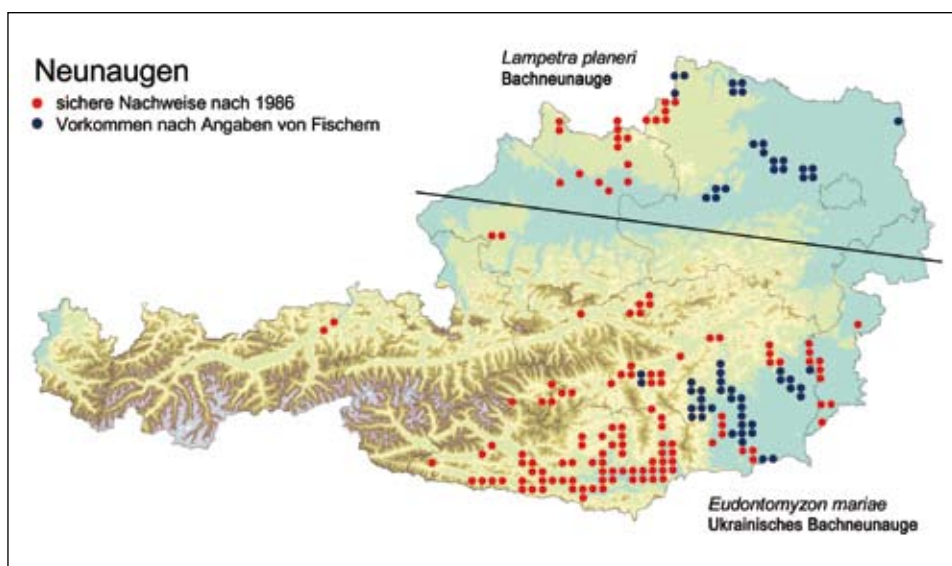


Abbildung 1: Verbreitung von Neunaugen in Österreich. Nach derzeitigem Wissensstand kommt im Einzugsgebiet der Drau, Mur und Raab das Ukrainische Bachneunauge, *Eudontomyzon mariae* (Berg, 1931), im Einzugsgebiet der Elbe das Bachneunauge, *Lampetra planeri* (Bloch, 1784), vor. Die genaue Grenze der Verbreitungsareale der beiden Arten ist jedoch nicht bekannt, selbst ein sympatrisches Vorkommen ist nicht auszuschließen. Die Zuweisung der Nachweise in den rechtsufrigen Donauzubringern zur Art *Eudontomyzon mariae* erfolgte schließlich aus pragmatischen Gründen und vorbehaltlich künftiger Untersuchungen dieser Restpopulationen. Unter Berücksichtigung dieser geographischen Trennung wird das Bachneunauge als „Endangered“ (EN, stark gefährdet), das Ukrainische Bachneunauge als „Vulnerable“ (VU, gefährdet) eingestuft.

Gleiches gilt für das aus Osteuropa bekannte, parasitisch lebende Donau- oder Theißneunauge (*Eudontomyzon danfordi*) (Harka & Farkas 2001). Sauerzopf (1964: 145) erwähnt zwar, dass „*Lampetra* (*Eudontomyzon*) *danfordi* Regan 1911 und *Lampetra planeri* (Bloch) durch E. Schroll 1959 von vielen Stellen des Mur- und Raab-Systems nachgewiesen worden“ sind, doch dürfte es sich auch hierbei um Verwechslungen mit dem Ukrainischen Bachneunauge handeln. Das Zitat zeigt immerhin, wie häufig Neunaugen – welcher Art auch immer – früher in der Region gewesen sein müssen.

Seesaibling, *Salvelinus umbla* (Linnaeus, 1758) und *Salvelinus profundus* Schillinger, 1901

Die taxonomische und nomenklatorische Situation innerhalb der Gattung *Salvelinus* ist ähnlich verwirrend und kompliziert wie jene bei *Salmo* und *Coregonus*. Österreich sieht sich in der glücklichen Lage, dass für unser Bundesgebiet nur zwei autochthone Arten (deren Namen auch den Regeln des Zoologischen Codes entsprechen, d. h. „verfügbar“ und „gültig“ sind) beschrieben wurden: der Seesaibling *Salvelinus umbla* (Linnaeus, 1758)

und der Bodensee-Seesaibling *Salvelinus profundus* Schillinger, 1901. Der Bachsaibling *Salvelinus fontinalis* kommt zwar in zahlreichen Fließgewässern Österreichs vor, wurde jedoch um 1880 aus Amerika nach Europa eingeführt und gilt daher als neu eingebürgert (Mikschi 2002).

Salvelinus umbla ist nach Kottelat (1997) der gültige Name für den in den Alpen beheimateten Seesaibling. *S. alpinus* wurde anhand von Material aus Skandinavien beschrieben und ist daher als Bezeichnung für die nordeuropäische Art präokkupiert. Selbst für den Fall, dass sich der skandinavische *S. alpinus* und *S. umbla* aus den Alpen als konspezifisch erweisen sollten, hätte die Bezeichnung *S. umbla* Priorität (Kottelat 1997).

Aus dem Bodensee wurde eine eigene Tiefenform beschrieben, die sich morphologisch und ökologisch vom „normalen“ Seesaibling unterscheidet (Berg 1993). Kottelat (1997) sieht darin eine sympatrische, reproduktiv isolierte Form und definiert sie als eigene Art *Salvelinus profundus*. Der Autor fügt weiter hinzu, dass sich auch weitere Tiefenformen des Seesaiblings in anderen Seen als eigene Arten im Sinne des phylogenetischen Artkonzepts erweisen könnten, welche möglicherweise hochgradig gefährdet sind. So war beispielsweise im 125 m tiefen Hallstätter See ursprünglich eine Tiefenform vorhanden, die aber bereits seit längerer Zeit nicht mehr nachgewiesen werden konnte (Honsig-Erlenburg 1980). Aus der Zeit um 1800 wurden von Franz Xaver Freiherrn von Wulfen zwei Formen (*Salmo umbla* und *Salmo auratus*) aus dem Weißensee erwähnt (Honsig-Erlenburg & Mildner 1996). Es wird nur anhand künftiger genetischer Untersuchungen möglich sein, reine Ökotypen (z. B. Schwarzreuter in vielen Alpenseen) von genetisch eigenständigen Linien (z. B. *Salvelinus monostichus* aus dem Königssee, vgl. Englbrecht 2000 zitiert in Freyhof 2002) zu unterscheiden. Für die vorliegende Rote Liste wurde die Artentscheidung von Kottelat (1997) übernommen, was für den Bodensee-Tiefensaibling jedoch nur geringe Relevanz hat, da diese Art bereits ausgestorben ist.

Bachforelle, *Salmo trutta* Linnaeus, 1758

Die Bachforelle gilt als eine der genetisch höchst strukturierten Arten unter den Wirbeltieren (Allendorf & Leary 1988). Bernatchez & Osinov (1995) bzw. Bernatchez (2001) unterschieden in Europa auf Basis von mtDNA und Allozym-Allelen fünf evolutive Linien, die sich – berechnet auf Basis der Unterschiede in den Nukleotidsequenzen – vor etwa 0,5 bis 2 Millionen Jahren aufgetrennt haben dürften: die atlantische Linie, die Populationen des Donau-Einzugsgebietes, der mediterrane und der adriatische Formenkreis sowie *S. marmoratus* Cuvier, 1829 als eigene Linie. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen Presa et al. (2002), deren Untersuchungen anhand von rDNA durchgeführt wurden. Bernatchez (2001) sieht in diesen fünf Gruppen „basic evolutionary significant units“ (ESUs sensu Moritz 1994), die sich vermutlich noch in weitere „distinct conservation units“ aufsplitten ließen (vgl. Suárez et al. 2000, Laikre 2001).

Kottelat (1997), ein Vertreter des phylogenetischen Artkonzepts, erhebt viele dieser Linien oder ESUs (vgl. dazu Fraser & Bernatchez 2001) zu Arten, so z. B. den ursprüng-

lich als Unterart aus dem Schwarzmeergebiet beschriebenen *Salmo labrax* Pallas, 1814. Dies wäre nach Kottelat (1997) der gültige Name für die in Österreich im Einzugsgebiet der Donau heimische Bachforelle. Der Autor schließt jedoch nicht aus, dass die Bachforelle des oberen Donau-Einzugsgebietes eine phylogenetisch eigenständige und morphologisch differenzierbare („diagnosable“ im Sinne von Cracraft 1983) Linie darstellt, welcher dann Artstatus zukäme. Der nomenklatorisch korrekte Name für dieses Taxon wäre *Salmo saxatilis* Paula Schrank, 1798.

Ein Kernproblem in dieser taxonomischen Frage ist die Tatsache, dass die genannten phylogenetischen Linien (ESU, Unterarten oder Arten) ursprünglich rein geographisch isoliert waren. Sympatrische, reproduktiv isolierte Populationen sind aus dem Alpenraum – im Gegensatz zu einigen Beispielen aus Skandinavien und England (z. B. Lake Melvin und Loch Neagh in Irland, Laikre 2001) und mit Ausnahme des in Oberitalien beheimateten *Salmo carpio* Linnaeus, 1758 – bisher nicht bekannt (vgl. jedoch unten *Salmo schiøfermuelleri*). Dies erschwert die Diskussion um ihren taxonomischen Status (vgl. dazu das Beispiel der Coregonen, siehe unten). Hinzu kommt die massive Überlagerung der ursprünglichen genetischen Struktur der europäischen Bachforellen-Populationen durch Besatz (z. B. Largiadèr et al. 1996, Lahnsteiner & Jagsch 2003). In stärkerem Ausmaß, als dies bei den Coregonen der Fall sein dürfte, kam es vermutlich zu Hybridisierungen, durch die mögliche ursprüngliche genetische Unterschiede verwischt wurden. Zwar wird von manchen Autoren zu Recht die Frage aufgeworfen, inwieweit sich der Besatz mit Zuchtstämmen langfristig auf die genetische Struktur von Wildpopulationen auswirkt (Hansen et al. 2000, vgl. auch Brunner et al. 1998, Douglas et al. 1999, Englbrecht 2000), doch ist Introgression selbst bei genetisch weiter voneinander entfernten, zweifelsfreien Salmonidenarten bekannt, z. B. zwischen *Salmo salar* und *S. trutta* (Elo et al. 1997), zwischen *Salvelinus fontinalis* und *S. alpinus* (Bernatchez et al. 1995) oder zwischen *Salvelinus malma* und *S. confluentus* (Redenbach & Taylor 2002). Umso fraglicher erscheint es daher, ob die beschriebenen phylogenetischen Linien innerhalb von *Salmo trutta* noch in reiner Form vorliegen. Untersuchungen an rezenten Bachforellen-Populationen im Vergleich mit Museumsmaterial aus dem 19. Jahrhundert belegen deutliche, anthropogen bedingte Veränderungen in genetischer, aber auch phänotypischer Hinsicht während der vergangenen 100 Jahre (Lahnsteiner & Jagsch 2003, Lahnsteiner et al. 2003).

All die genannten Unsicherheiten bewogen uns, im Falle der Bachforelle von Kottelat (1997) abzuweichen und die Bachforellenpopulationen Österreichs nicht nach Vorkommen in Flusseinzugsgebieten in verschiedene Arten aufzusplitten (*Salmo trutta* im Rhein-Einzugsgebiet, *S. labrax* oder *S. saxatilis* im Donau-Einzugsgebiet, möglicherweise eine eigene Art im Elbe-Einzugsgebiet), sondern für alle heimischen Populationen den traditionellen Namen *Salmo trutta* beizubehalten. Es bleibt künftigen Untersuchungen vorbehalten, die Verwandtschaftsbeziehungen verschiedener Populationen innerhalb dieses Komplexes und deren taxonomische Zugehörigkeit sowie einen möglichen Einfluss der Bewirtschaftung durch den Menschen zu klären.

Unabhängig von der Frage des Artstatus unterschiedlicher phylogenetischer Linien der Bachforelle in Europa ist der Status der „Seeforelle“ zu diskutieren. Traditionell wird

innerhalb des *Salmo-trutta*-Komplexes zwischen der Meerforelle, der Seeforelle und der weitgehend auf Fließgewässer beschränkten Bachforelle unterschieden (Sanford 1990). Dass es sich dabei nicht um monophyletische Gruppen handelt, konnten neuere genetische Untersuchungen belegen (Bernatchez et al. 1992, Lahnsteiner & Jagsch 2003). Es gibt vielmehr zahlreiche Hinweise, dass sich Bachforellen unter bestimmten Umständen (z. B. Aufstau eines Fließgewässers) zu „Seeforellen“ entwickeln können (siehe Referenzen in Kottelat 1997), möglicherweise auch umgekehrt (z. B. Berg 1993). So gesehen erscheint es keinesfalls gerechtfertigt, von zwei Arten zu sprechen, sondern von zwei Ökotypen oder Formen ein und derselben Art (siehe auch Lahnsteiner & Jagsch 2003). In diesem Fall wäre die „Seeforelle“ aber nicht in eine Rote Liste gefährdeter Fischarten aufzunehmen.

Anders stellt sich die Situation möglicherweise in einigen großen Alpenseen dar, deren „Seeforellen“-Populationen genetisch eigenständige, reproduktiv isolierte Linien und damit Arten im Sinne des phylogenetischen Artkonzepts sein könnten (Kottelat 1997). Die Datenlage ist hierzu jedoch viel unsicherer als beispielsweise bei den Coregonen. Auch Kottelat (1997) trifft keine definitive Entscheidung zum Artstatus der „Seeforelle“, sondern nennt lediglich die jeweils gültigen Namen für die Populationen des Genfer und des Bodensees, sollten sich die „Seeforellen“-Populationen dieser Gewässer als gute Arten erweisen: *Salmo lemanus* für den Genfer See, *S. lacustris* für den Bodensee. In diesem Fall wäre eine eigene Betrachtung im Rahmen der Roten Liste nicht nur sinnvoll, sondern sogar dringend erforderlich. Nümann (1967) konnte jedoch nachweisen, dass sich eingesetzte Bachforellen im Bodensee zu typischen Seeforellen entwickeln können. Der Schutz der „Seeforellen“ im Bodensee und anderen Alpenseen erscheint somit eher eine Frage des Biotop- als des Artenschutzes zu sein und ist sicherlich in hohem Maße auch von der fischereilichen Bewirtschaftung abhängig (vgl. Honsig-Erlenburg et al. 1998). Vorbehaltlich künftiger genetischer Untersuchungen wird die Seeforelle jedenfalls nicht in die vorliegende Rote Liste aufgenommen.

Kottelat (1997) führt in seiner Monographie noch eine weitere lakustrische (seenbewohnende) Forellenart an: *Salmo schieffermuelleri* Bloch, 1784. Es soll sich dabei um eine kleinwüchsige Tiefenform des Atter-, Traun- und Fuschlsees handeln, die sich morphologisch und ökologisch von der normalwüchsigen, sympatrisch vorkommenden Bachforelle unterscheidet und nur im Mai zum Laichen in oberflächennahe Schichten aufsteigt. Hämpel (1930) erwähnt diese so genannte „Maiforelle“ nicht für den Atter- und Fuschlsee, sondern nur für den Traunsee und sieht sie hier als sterile Tiefenform an. Angesichts der ökologischen Differenzierung und der Tatsache, dass Heckel (1851) für die Maiforelle sehr wohl Ovarien angibt, anerkennt Kottelat (1997) die Maiforelle als gute Art („I tentatively accept *S. schieffermuelleri* as specifically distinct“, Kottelat 1997: 133). Ob es sich hier tatsächlich um eine genetisch eigenständige Form oder nur um einen Ökotyp handelt, lässt sich heute kaum mehr überprüfen, gilt die Maiforelle doch als ausgestorben. Sollten in den Salzkammergutseen tatsächlich zwei sympatrische, reproduktiv isolierte Formen vorgekommen sein, so wäre dies (neben *Salmo carpio* aus dem Gardasee, vgl. dazu auch Honsig-Erlenburg & Mildner 1996) der einzige Fall innerhalb

der Gattung *Salmo* in den Alpen. Es erscheint jedoch als zweifelhaft, weshalb sich ein und dieselbe Art in drei Seen, die zwar dem gleichen Fluss-System angehören, aber doch mehr oder weniger deutlich getrennt sind, entwickelt haben sollte. Weshalb gab es keine Maiforelle in dem zwischen Fuschl- und Attersee gelegenen Mondsee? Die ausgesprochen spärlichen Informationen und die Analogie zu ebenfalls kleinwüchsigen Seesaibling-Formen in zahlreichen Alpenseen, welche jedenfalls nur ökologische Formen und keine eigenen phylogenetischen Linien darstellen, bewogen uns im Falle der Maiforelle, den von Kottelat (1997) vorgegebenen Weg zu verlassen und diese „Art“ nicht in die Artenliste aufzunehmen.

Renken, Reinanken und Felchen, *Coregonus* spp.

Die Gattung *Coregonus* gehört taxonomisch gesehen zu den schwierigsten Gruppen unter den Süßwasserfischen Europas. Einige Arten dieser Gattung sind morphologisch recht gut abgrenzbar und auch nachweislich reproduktiv isoliert. Hybride, die aus solchen klar definierten *Coregonus*-Arten hervorgegangen sind, zeigen eine wesentlich höhere embryonale Mortalitätsrate als Nachkommen von zwei Elterntieren derselben Art (Demska-Zakes & Mamcarz 1996, Lu & Bernatchez 1998). Schwierigkeiten bereiten den Taxonomen vor allem die zahlreichen, erst nach der letzten Eiszeit hervorgegangenen Formen, welche in Europa vor allem die Seen Skandinaviens und der Alpen besiedeln. Nach neueren molekulargenetischen Untersuchungen lässt sich diese Gruppe zwei separaten evolutiven Linien zuordnen, die den beiden genannten geographischen Regionen – Skandinavien und Alpenraum – entsprechen (Bernatchez et al. 1999).

Im Bemühen, die Formenfülle der europäischen Coregonen nomenklatorisch zu fassen, wurden im Laufe des 20. Jahrhunderts zahlreiche Arten, Unterarten und verschiedene infrasubspezifische Taxa geschaffen, die allerdings oft nicht den Kriterien des Zoologischen Codes entsprechen (z. B. *Coregonus lavaratus ferus natio lacus-lunae* bei Berg 1932). Andere Autoren sahen in der Formenfülle der Coregonen nicht mehr als Varietäten oder Ökotypen einer einzigen, sehr variablen und plastischen Art, meist als *C. lavaretus* bezeichnet (Rogers et al. 2001).

Neuere genetische Studien konnten zeigen, dass einige der sympatrischen Populationen, die sich oft weniger in ihrer Morphologie als in ihren ökologischen Ansprüchen unterscheiden, genetisch separate Genpools repräsentieren, also reproduktiv isoliert sind (Bernatchez & Dodson 1994, Douglas et al. 1999). Offenbar führte sympatrische Speziation in den großen Alpenseen mehrfach zur Ausbildung von so genannten Artenschwärmen oder „species flocks“ (Douglas et al. 1999), wobei nicht auszuschließen ist, dass im Laufe der vergangenen Jahrtausende zwischen verschiedenen Formen vereinzelt auch genetischer Austausch bestand. Introgressive Hybridisierung ist sowohl aus der Gattung *Coregonus* (z. B. *C.-clupeaformis*-Komplex: Turgeon & Bernatchez 2001a, 2001b, Lu et al. 2001) als auch von den nahe verwandten Salmoniden (siehe Anmerkung zu *Salmo trutta*) bekannt.

So deutlich die jüngsten genetischen Studien zur Gattung *Coregonus* die evolutive

Eigenständigkeit vieler Populationen aufzeigen konnten, so umstritten ist doch ihr taxonomischer Status. Douglas et al. (1999) betonen beispielsweise die reproduktive Isolation vieler sympatrischer Populationen und lehnen die Hypothese eines einzigen Genpools mit hoher phänotypischer Plastizität – *C. lavaretus* in ganz Mitteleuropa – ab. Sie sprechen sich aber nicht explizit dafür aus, die verschiedenen „stocks“ in den Rang von Arten zu heben. Turgeon & Bernatchez (2003) sehen in den Coregonen-Formen nicht mehr als Ökomorphotypen und sprechen von „evolutionary significant units“ oder ESUs (sensu Moritz 1994). Diese Kategorie wurde nicht zuletzt in Hinblick auf den Schutz der genetischen Diversität geschaffen und folgerichtig auch oft in Zusammenhang mit „conservation units“ (CU) oder „management units“ (MU) genannt, mitunter auch diesen gleichgestellt (vgl. Fraser & Bernatchez 2001).

Im Gegensatz dazu weist Kottelat (1997) darauf hin, dass genetisch isolierte, sympatrische Formen nach allen gängigen Artkonzepten als eigenständige Arten anzusprechen sind. Auch Fraser & Bernatchez (2001) räumen ein, dass ESUs als Arten im Sinne des phylogenetischen Artkonzepts aufgefasst werden können. Es mag auf den ersten Blick sekundär erscheinen, wie man der genetischen Vielfalt und der evolutiven Eigenständigkeit vieler Coregonen-Populationen in nomenklatorischer Hinsicht letztlich Rechnung trägt. Vorrangig sollte es doch sein, die Biodiversität dieser Gruppe zu bewahren und zu schützen, sei es als Arten oder als ESUs im Sinne von Moritz (1994).

Dem steht, wie Kottelat (1997) ausführt, vor allem ein psychologisches Problem entgegen. Im allgemeinen Verständnis genießt eine gefährdete Art einen höheren Schutzstatus als eine gefährdete Population. Reduziert man die genetische Vielfalt der europäischen *Coregonen*-Populationen auf ein einziges Taxon – gleichwohl unter Hervorhebung zahlreicher „evolutionary significant units“ –, so könnte dies zu einer entsprechenden Geringerschätzung einzelner genetisch isolierter „stocks“ führen. Die Auslöschung einer Population rief sicher ein geringeres Echo hervor, als handelte es sich dabei um eine Art. Auch die Tatsache, dass die IUCN explizit die Möglichkeit einer Einstufung von Populationen unterhalb des Artniveaus in einer Roten Liste einräumt (IUCN 2004), ändert daran vermutlich wenig.

Nun sollten zwar derartige Überlegungen keinen Platz in der Taxonomie haben, es steht jedoch außer Zweifel, dass das von Kottelat (1997) vertretene phylogenetische Artkonzept (Cracraft 1983) dem Naturschutz mehr entgegenkommt als beispielsweise das biologische Artkonzept (Mayr & Ashlock 1991), das gerade bei einer evolutiv jungen Gruppe wie den mitteleuropäischen Coregonen ohnehin an seine Grenze stößt. Nicht zuletzt aus diesem Grund verfolgen wir im vorliegenden Fall den von Kottelat (1997) vertretenen Weg und nehmen eine Reihe „neuer“ Coregonen-Arten in die vorliegende Rote Liste der Fische Österreichs auf. Mit der Berücksichtigung der in Kottelat (1997) aufgelisteten Arten soll das Augenmerk auf einen Artenschwarm gelenkt werden, der mitten im Artenentstehungsprozess steht und darum eines umso größeren Schutzes bedarf.

Dem Ansatz Kottelats (1997) folgend, erhalten die vier aus dem Bodensee bekannten Coregonen-Formen Sandfelchen, Kilch, Gangfisch und Blaufelchen Artstatus (*C. arenicolus*, *C. gutturosus*, *C. macrophthalmus* und *C. wartmanni*). (Ob darüber hinaus eine weitere,

im Rhein laichende Felchenform als Art anzusprechen ist, muss künftigen Untersuchungen vorbehalten bleiben; vgl. Ruhlé & Kindle 1994, Kottelat 1997, Bohl et al. 2001). Dem Argument, es handle sich bei diesen Arten nur um Ökotypen, entgegnet Kottelat (1997) mit dem Beispiel des Kilch (*C. gutturosus*). Dessen Population wurde im Zuge der Eutrophierung des Bodensees ausgelöscht, die Form „entstand“ aber nach der Reoligotrophierung des Sees nicht wieder neu aus den anderen Bodensee-Coregonen. Aus dem Genfer See verschwanden sogar alle drei ursprünglichen Arten (*C. fera*, *C. hiemalis*, *C. lavaretus*). Nach Besatz mit *C. palaea* aus dem Neuenburger See kam es jedoch keineswegs wieder zur neuerlichen Ausprägung der ursprünglichen „Ökotypen“ (Kottelat 1997).

Natürlich erhebt sich in diesem Zusammenhang die Frage, wie sehr die bei Kottelat (1997) angeführten Arten überhaupt noch in genetisch unverfälschter Form vorliegen. Möglicherweise führte der intensive Besatz mit Material aus heute kaum mehr rekonstruierbaren Quellen im Laufe der Jahrzehnte zur Ausbildung von Hybriden, die längst nicht mehr den ursprünglichen Formen entsprechen. Die Möglichkeit, dass sympatrische Populationen zwar reproduktiv isoliert sind, aber mit Tieren aus allopatrischen Populationen fertile Hybriden bilden, ist durchaus plausibel. Schließlich bestand zwischen den allopatrischen Formen kein evolutiver „Zwang“, reproduktive Isolationsmechanismen welcher Art auch immer (ökologisch, morphologisch, gametisch) auszubilden (vgl. Anmerkungen zu *Salmo trutta*). Die nach wie vor distinkten Coregonen-Arten des Bodensees, der auch mit Material aus anderen Seen besetzt wurde, sind jedoch ein Indiz dafür, dass sich die alten Formen trotz der „stützenden“ Besatzmaßnahmen erhalten haben könnten. Auch Ruhlé (1998) beschreibt morphologische Unterschiede zwischen Kleinfelchen aus zwei kanalverbundenen Schweizer Seen, die sich trotz des potenziellen genetischen Austausches zwischen den Populationen erhalten haben.

Die österreichischen Seen beherbergen eine geringere Formenfülle als die Schweizer Seen, für die Kottelat (1997) insgesamt 17 Arten auflistet. Ursprünglich waren – neben dem Bodensee – zumindest 11 österreichische Seen von Coregonen besiedelt (H. Gassner, pers. Mitt.): der Achen-, Plan- und Heiterwanger See in Tirol, der Zeller See im Pinzgau, der Atter- und Mondsee im Ager-System, der Traun-, Wolfgang- und Hallstätter See im Traun-System sowie der Matt- und der Obertrumer See. Die heutigen Populationen in anderen Seen des Salzkammergutes (z. B. Irrsee, Fuschlsee) sind auf Besatz zurückzuführen (H. Gassner, pers. Mitt.). Ob dies auch für die Kärntner Coregonen gilt, ist unklar. Einerseits erscheint ein autochthones Vorkommen von Coregonen, deren Vertreter sonst ausschließlich Gewässer nördlich des Alpenhauptkammes besiedeln, in Kärnten als unwahrscheinlich, andererseits ist der Bestand beispielsweise im Wörthersee – mit zwei verschiedenen Formen: *Salmo lavaretus* und *Salmo osemize* als Tiefenform – seit dem Mittelalter belegt (Honsig-Erlenburg & Mildner 1996).

Im Salzkammergut werden seit jeher vier verschiedene Coregonen-Formen unterschieden: zwei großwüchsige (Attersee/Mondsee und Traunsee/Wolfgangsee/Hallstätter See) und zwei kleinwüchsige, auf jeweils nur einen See beschränkte Formen: der Riedling im Traunsee und der Kröpfling im Attersee (Einsele & Hemsen 1959, vgl. auch Luczynsky & Ritterbusch-Nauwerck 1995, Wanzenböck et al. 2000b).

Die Unterscheidung der beiden großwüchsigen Linien ist morphologisch begründet: Die Renken aus dem Traunsee weisen nach neueren Untersuchungen 28 bis 42 (im Mittel 35 bis 36) Kiemenreusendornen auf (Wanzenböck et al. 2000b, Hassan 2000), was mit Angaben früherer Bearbeiter übereinstimmt (28 bis 39 nach Kottelat 1997, „im Mittel gegen 40“ bei Einsele & Hemsen 1959). Die Attersee-Reinanke ist demgegenüber durch eine niedrigere Anzahl an Kiemenreusendornen (21 bis 31, im Mittel 25,5) gekennzeichnet (Kottelat 1997, vgl. auch Angaben in Einsele & Hemsen 1959). Hassan (2000) ermittelte in ihrer Untersuchung von fünf Coregonen-Populationen des Salzkammergutes für die Mondsee-Population zwischen 27 und 45 Kiemenreusendornen (im Mittel 33,5), doch dürfte es sich dabei um Besatzmaterial gehandelt haben (Hassan 2000: 40; vgl. Luczynsky & Ritterbusch-Nauwerck 1995).

Die beiden kleinwüchsigen Formen werden von den im gleichen See lebenden großwüchsigen Renken einerseits aufgrund der unterschiedlichen Wachstumsleistung, aber auch einer anderen ökologischen Einnischung (bevorzugte Wassertiefe, Laichzeit, Laichort) unterschieden. Vor allem das unterschiedliche Laichverhalten würde sehr dafür sprechen, dass die genannten Formen auch reproduktiv isoliert sind. Einsele & Hemsen (1959) betonen auch, dass eine Kreuzung zwischen den beiden Formen des Traunsees „in der Natur nicht eintritt“ (vgl. auch Luczynsky & Ritterbusch-Nauwerck 1995). Hassan (2000) fasst dennoch den Riedling und die Reinanke aus dem Traunsee (sowie die Populationen aus Mond-, Waller-, Irr- und Hallstätter See) aufgrund gleicher Kiemenreusendornenzahl zum „Artenkomplex *C. lavaretus*“ zusammen, während die kleinen und großen Renken des Salzkammergutes sogar in den Fischereiordnungen des Salzkammergutes separat behandelt werden (Traunseefischereiordnung, Landesgesetzblatt 43/1984; Atterseefischereiordnung, Landesgesetzblatt 88/1985; Mondseefischereiordnung, Landesgesetzblatt 86/1993). Auf der Homepage des Atterseefischereivereins wird der kleinere Kröpfung als *Coregonus hiemalis*, die größere und „wertvollere“ Renke als *Coregonus fera* angegeben (siehe dazu Kottelat 1997). Ergänzend sei erwähnt, dass in der Salzburger Fischereiverordnung zwischen „Formenkreis Renken (*Coregonus* sp.)“ und „Maräne (*Coregonus-lavaretus*-Formenkreis)“ unterschieden wird, in der Tiroler Fischereiverordnung zwischen Blaufelchen und Maräne.

Vergleicht man die Angaben der Fischereiverordnungen mit älteren Arbeiten zur Biologie der verschiedenen Coregonenformen, so wird man allerdings feststellen, dass die von früheren Autoren angegebenen Laichzeiten von den fischereilichen Schonzeiten abweichen (vgl. Kottelat 1997). Es wäre zu untersuchen, ob sich die Laichzeiten seit der Beschreibung in den 1920er-Jahren geändert haben, möglicherweise infolge des Besatzes mit Coregonen aus anderen Seen. Nach Luczynsky & Ritterbusch-Nauwerck (1995) und H. Gassner (pers. Mitt.) besteht zumindest ein Unterschied in der Laichzeit zwischen besetzten Maränen (November bis Dezember) und jener der ursprünglichen, im Mondsee heimischen Coregonen-Form (von den Fischern aufgrund der Laichzeit Anfang Jänner als „Dreikönigsrenke“ bezeichnet). Andererseits sind auch umweltbedingte Verschiebungen der Laichzeit möglich, z. B. bedingt durch Eutrophierung, Reoligotrophierung oder Temperatur.

Kottelat (1997) hebt drei dieser Formen – trotz zugegebener Informationsdefizite – in den Rang von Arten und unterscheidet zwischen *C. atterensis* (Attersee und Mondsee, „Reinanke“), *C. renke* (Attersee, „Kröpfling“; Traunsee, „Renke, Reinanke“) und *C. danneri* (Traunsee, „Riedling“). Der Kröpfling und die großen Renken aus dem Traunsee werden von Kottelat (1997) also einer Art zugerechnet, was der traditionellen Unterscheidung widerspricht. Es erscheint auch merkwürdig, warum der kleinwüchsige Kröpfling im Attersee der gleichen Art angehören soll wie die großwüchsige Reinanke aus dem Traunsee. Einsele & Hensen (1959) geben zwar an, dass sich der Kröpfling des Attersees und die Reinanken des Traunsees hinsichtlich der Kiemenreusendornen ähneln, streiten jedoch eine nähere Verwandtschaft mit den Traunsee-Hallstätter See-Renken ab. Es erscheint somit wahrscheinlicher und stimmt auch mit allen Angaben zur Ökologie und Wachstumsleistung der Coregonen im Salzkammergut überein, dass der Kröpfling des Attersees eine eigene Form darstellt und nicht den großwüchsigen Reinanken des Traunsees taxonomisch gleichzusetzen ist. Künftige Untersuchungen mit molekularbiologischen Techniken sind jedenfalls dringend erforderlich, um den taxonomischen Status der vier Coregonen-Formen des Salzkammergutes zu überprüfen.

Anerkennt man die von Kottelat (1997) angeführten Taxa als gültige Arten im Sinne des phylogenetischen Artkonzepts, so erhebt sich darüber hinaus die Frage, welcher Art die Coregonen der Trumer, Tiroler und Kärntner Seen sowie jene des Zeller Sees zuzurechnen sind. Kottelat (1997) bietet dazu keine Namen an. Nach Geyer (1940) sollen die Coregonen der Trumer Seen 38 bis 39 Kiemenreusendornen gehabt haben, was den Renken aus dem Traun-System entsprechen würde. Nachdem die Traunsee-Coregonen nach Kottelat (1997) auch in einigen Seen Bayerns (Starnberger See [Typuslokalität], Ammersee, Tegernsee) vorkommen sollen, ist nicht auszuschließen, dass auch die Trumer-See-Populationen diesem Taxon zuzurechnen sind. Auch eine frühere Besiedlung der Tiroler Seen durch diese Art aus dem bayerischen Donau-Einzugsgebiet erscheint denkbar.

Die Population aus dem Achensee wurde zwar von Douglas et al. (1999) in ihrer molekulargenetischen Studie mitteleuropäischer Coregonen untersucht. Die Auswertungen ermöglichen jedoch keine Aussagen zum taxonomischen Status oder zur Verwandtschaft mit den – nicht mit untersuchten – Salzkammergut-Coregonen. Von Interesse ist zumindest die Tatsache, dass die Achensee-Coregonen offenbar eine größere genetische Differenz zu den Schweizer Seenpopulationen aufweisen als diese untereinander. Douglas et al. (1999: 599) heben zudem die vergleichsweise geringe genetische Diversität der Achensee-Population hervor und erwähnen unpublizierte Untersuchungen („M. R. Douglas manuscript in preparation“), welche darauf hindeuten, dass die genetische Diversität anderer Coregonen-Populationen aus dem Donau-Einzugsgebiet höher sein dürfte. Es wäre jedoch zu überprüfen, ob es sich bei den untersuchten Tieren um besetzte oder autochthone Formen handelte. Schulz (1978) schließt allerdings die Möglichkeit, dass im Achensee mehrere sympatrische Populationen von Coregonen leben, „mit sehr großer Wahrscheinlichkeit“ aus und ordnet die Coregonen des Achensees – unter anderem aufgrund der Kiemenreusendornen (27 bis 41, im Mittel 35,1) – der Art *C. wartmanni* (Bodensee Blaufelchen) zu. Möglicherweise gehört die Population aber auch der gleichen

phylogenetischen Linie an wie die Bestände einiger Seen in Bayern oder im Salzkammergut, welche von Kottelat (1997) der Art *C. renke* zugeordnet werden.

Im Plansee und Heiterwanger See gibt es nach Fischereimeister P. Ernst (pers. Mitt.) eine autochthone Form, die sich morphologisch deutlich von den seit vielen Jahren besetzten Coregonen aus der Fischzucht Heidenreichstein unterscheidet. Sie besitzt einen auffällig runden Kopf und bleibt kleiner (Gewicht 500 bis 600 g) als die besetzten Formen (75 bis 80 cm, bis 5 kg). Eine Vermischung der zwei Formen (oder Arten) besteht nach P. Ernst nicht. Die besetzten Coregonen werden am Plansee als „Schwebrenken“, im Salzkammergut hingegen – aus der gleichen Fischzucht – als Maränen bezeichnet (J. Wanzenböck, pers. Mitt.).

Unsicher ist, wie erwähnt, der Status der Kärntner Coregonen-Populationen. Nach Findenegg (1955) wiesen nur der Wörthersee und der Faaker See von alters her Reinankenbestände auf. Für den Klopeiner See vermutet Findenegg (1955) einen Besatz im 19. Jahrhundert. Untersuchungen an den Coregonen des Faaker Sees (durchgeführt im Jahr 1989) ergaben eine mittlere Kiemenreusendornenanzahl von 34 (24 bis 40, $n = 190$; W. Honsig-Erlenburg, pers. Mitt.). Etwas höher war der Vergleichswert bei den Coregonen aus dem Klopeiner See (im Mittel 41,6). Diese Angaben alleine erlauben jedoch keine Klärung des taxonomischen Status. Hierfür sind die derzeit von Barbara Lahnsteiner (Institut für Limnologie der Akademie der Wissenschaften, Mondsee) durchgeführten genetischen Untersuchungen abzuwarten, welche im Falle des Klopeiner Sees insofern von Interesse sind, als seit dem vermutlichen Erstbesatz vor 200 Jahren keine weiteren Besatzmaßnahmen mehr erfolgt sein dürften (W. Honsig-Erlenburg, pers. Mitt.). Als eindeutig standortfremd sind demgegenüber die Coregonen-Bestände anderer Kärntner Seen anzusehen: In den Millstätter See wurden erstmals 1925 Reinanken aus dem Hallstätter See besetzt, 1950 aus dem Mondsee und ab 1973 Maränen. Auch im Weißensee wurden Renken und später Maränen besetzt.

Ein unrühmliches Schicksal erfuhren schließlich die Coregonen des Zeller Sees. Nach Petz-Glechner & Petz (2004a) kam es Mitte des 16. Jahrhunderts zu einem Renkensterben, weshalb diese Fischart danach dort als ausgestorben galt. Ein Wiederbesatz erfolgte erst ab 1914 mit Besatzmaterial aus dem Bodensee. Nachdem es keinerlei morphologische Angaben zu den ursprünglichen Coregonen des Zeller Sees gibt und auch kein gültiger Name existiert, wird die Population des Zeller Sees in dieser Arbeit jedenfalls nicht als eigene Art oder Form betrachtet. Die morphologischen Untersuchungen von Riedlsperger (1995) beziehen sich auf die heute vorkommenden (besetzten) Formen (vom Autor als *C. lavaretus* bezeichnet).

Für die Checkliste zur vorliegenden Roten Liste haben wir uns zu nachfolgender Zuordnung der Arten entschieden, wobei wir uns der Schwächen und der Unsicherheiten einer solchen Entscheidung wohl bewusst sind. Insbesondere bei nicht näher untersuchten Populationen (z. B. Tiroler Seen) oder solchen ohne gültigen Namen (Kröpfung Attersee) müssen wir uns mit der Bezeichnung „*Coregonus* sp.“ begnügen. Wir möchten jedoch zumindest mit der separaten Einstufung der Tiroler, der Kärntner und der Trummer-Seen-Coregonen auf den Gefährdungsstand für Populationen hinweisen, die sich

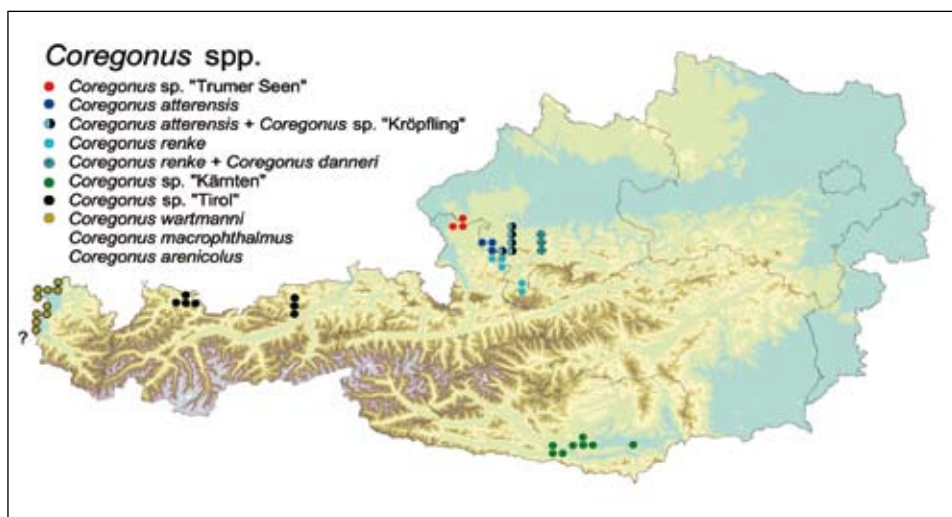


Abbildung 2: Verbreitung autochthoner *Coregonus*-Arten in Österreich. Die taxonomischen Verhältnisse innerhalb der Gattung *Coregonus* sind nach wie vor unklar und Gegenstand heftiger Kontroversen. In der vorliegenden Arbeit folgen wir Kottelat (1997) und betrachten die verschiedenen ursprünglichen Populationen in österreichischen Seen als eigene Arten. Nicht dargestellt sind Vorkommen von Coregonen in Gewässern, die niemals autochthone Populationen beherbergen.

möglicherweise künftig als eigenständige Formen (ESUs) oder Arten herausstellen, und damit einmal mehr die Schutzwürdigkeit der genetischen Vielfalt bei *Coregonus* unterstreichen. Wir sehen uns damit auch in Übereinstimmung mit den Vorgaben der IUCN, die auch für Populationen unterhalb des Artniveaus eine Rote-Liste-Einstufung erlaubt (IUCN 2004).

Daraus ergeben sich folgende Vorkommen der Coregonenarten (oder -formen) in österreichischen Seen (vgl. Abb. 2):

- Kilch, *Coregonus gutturosus*: Bodensee
- Blaufelchen, *Coregonus wartmanni*: Bodensee
- Sandfelchen, *Coregonus arenicola*: Bodensee
- Gangfisch, *Coregonus macrophthalmus*: Bodensee
- Traunsee-Reinanke, *Coregonus renke*: Traunsee, Wolfgangsee, Hallstätter See
- Riedling, *Coregonus danneri*: Traunsee
- Attersee-Reinanke, *Coregonus atterensis*: Mondsee, Attersee
- Kröpfung, *Coregonus* sp. „Kröpfung“: Attersee
- *Coregonus* sp. „Tirol“: Plansee, Heiterwanger See, Achensee
- *Coregonus* sp. „Kärnten“: Wörthersee, Faaker See?, Klopeiner See?
- *Coregonus* sp. „Trumer Seen“: Obertrumer See, Mattsee
- *Coregonus* sp.: alle übrigen Gewässer

Dass sich neben den genannten Taxa auch andere, nicht-heimische Arten (zum Beispiel

C. maraena), entweder in reiner Form oder als Hybriden, möglicherweise sogar als stabile, reproduzierende Population, in österreichischen Gewässern befinden, ist nicht auszuschließen. Sie werden in der Artenliste jedoch mangels näherer Informationen nicht gesondert angeführt.

Daten

Datenquellen

Die Fischfauna Österreichs ist – verglichen mit so mancher Evertebratengruppe – relativ gut untersucht, die entsprechenden Informationen sind jedoch nur teilweise in Datenbanken zusammengetragen und kompiliert. Einige Ergebnisse fischökologischer Erhebungen sind in kleinen, regionalen Schriftreihen publiziert, der Großteil liegt in unpublizierter Form vor. Zur Datensammlung nutzten wir unter anderem folgende Quellen:

- österreichische Zeitschriften mit Regionalbezug und faunistischen Beiträgen, unter anderem: Österreichs Fischerei, Linzer Biologische Beiträge, Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines Steiermark, Vorarlberger Naturschau, Berichte des naturwissenschaftlich-medizinischen Vereins in Innsbruck, Öko.L, Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum, Mitteilungen des Landesmuseums Joanneum, Joannea Zoologica, Carinthia II (Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten), Österreichische Abfall- und Wasserwirtschaft
- Reihen des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (z. B. Wasserwirtschaftskataster), der Ämter der Bundesländer (z. B. Amt der OÖ Landesregierung: Stapfia, Denisia), des Umweltbundesamtes, Forschungsberichte des Verbund
- Dissertationen und Diplomarbeiten
- so genannte graue Literatur wie unpublizierte Forschungsberichte und Gutachten
- Internet, z. B. laufende Informationen zum LIFE-Projekt an der Pielach (<http://www.life-huchen.at/>)

Neben den im Text angeführten Arbeiten wurden folgende Quellen für die Auswertung herangezogen: Adamicka (1982), ARGE Limnologie (2004), Asche et al. (1996a, b), Aubrecht & Mayer (1986), Becker & Rey (2003), Berrebi (1995), Bitschi (1997), Bitter (1937), Bohl (2002), Bruecker (1996), Brunner et al. (2001), Butz & Rydlo (1996), Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft und Amt der Steiermärkischen Landesregierung (1991), Dick et al. (1985), Durand et al. (2002), Eberstaller et al. (1992a, 1992b, 1997), Eberstaller & Pinka (2001), Eisner et al. (1998), Fischer (1998), Freyhof (1999, 2003), Friedl (1993, 1999, 2001, 2002), Friedl et al. (2000), Fuchs et al. (1999), Gassner (1996), Gassner & Wanzenböck (1999), Gassner et al. (2003), Gerabek (1952), Glechner (1994), Glechner & Heberling (1995a, b, 1996), Glechner et al. (1996), Grabher (2000), Grasser et al. (2001), Habersack (1990), Hadwiger (2000), Harka (1990), Hartmann (1898), Haunschmid & Kozak (1997), Herzig & Kubecka (2001), Herzig &

Winkler (1983), Heuberger (2000), Hinterhofer et al. (1994), Hirzinger (2001), Hochleithner (1989), Hofbauer (1993), Hofer & Bucher (1991), Honsig-Erlenburg (1996, 2001b), Honsig-Erlenburg & Schulz (1989, 1990), Janisch (2001), Janisch (1990a, b), Jungwirth (1981, 1984, 1991, 1993, 2003), Jungwirth & Rehan (1986), Jungwirth et al. (1987, 1991, 1994), Jurajda et al. (2005), Kainz (1991b, 1994, 1997), Kainz & Gollmann (1989a, 1990a, b, c, 1997, 1998, 1999, 2001), Kainz & Janisch (1987), Kaufmann (1990), Kellermayr (2000), Kerschbaumer (1999), Kirchhofer et al. (1990), Kofler et al. (1992), Laher (1995), Landmann (1984), Luczynsky et al. (1995), Lunardon (1996a, b, 1998a, b, c, 2001a, b, c, d, 2002a, b, 2003a, b, c, d, 2004), Matschnig (1995), Mitterlehner et al. (1998), Moog & Jagsch (1980), Muhar & Jungwirth (1995), Muhar et al. (1996), Muhar et al. (2002), Mühlbauer & Traxler (2002), Nemeth et al. (2003), Novak (1996), Novosad (2002), Ottenschläger (2001), Panek et al. (1999), Parasiewicz & Tesar (1991), Parasiewicz et al. (1998), Parthl & Lunardon (1999), Parthl & Schmutz (1997), Petz (2001), Petz-Glechner (1999d, e, 2000, 2005), Petz-Glechner & Patzner (2000), Petz-Glechner & Petz (2004b, in Vorb.), Petz-Glechner et al. (2000, 2003), Prantl (2001), Preis et al. (2003), Prochinig & Friedl (2001), Radler (1990), Reimer (1991), Reisinger (1952), Riedlsperger (1997), Riedlsperger et al. (1996), von Rodiczky (1896), Ryder (1986), Samek (2000), Schabuß & Reckendorfer (2002a, b), Schiemer & Spindler (1989), Schiemer & Zalewski (1992), Schlott & Gratzl (2003a, b), Schlott & Schlott-Idl (1993b), Schöffmann (1994), Seifert & Hartmann (2000), Spindler (1988, 1989, 1991b, 1993, 1995a, 1996a, b, c), Spindler & Wintersberger (2003), Steiner (1986), Steiner (1995), Straif & Waidbacher (2003), Straif et al. (2003), Sturm (1991), Thoma (2003), Urbanek (2000), Waidbacher & Spolwind (2000), Waidbacher (1989b), Wallner (1953), Wamser (1996), Wanzenböck (1995, 1996), Wanzenböck & Jagsch (1996), Wanzenböck & Kovacek (1989), Wanzenböck & Spindler (1995), Wassermann (2003), Weninger (2003), Wohlschlager (2002), Wolfram (2005), Wolfram & Wolfram-Wais (2003), Woschitz (1988, 2001a), Woschitz & Parthl (1997), Zauner (1996, 2001), Zauner & Ratschan (2003, 2004c, d, e, f, g, h, i), Zauner et al. (1994, 2001b), Zobl (2001).

Darüber hinaus wurden uns dankenswerterweise fischökologische Informationen aus verschiedenen Datenbanken zur Verfügung gestellt, welche einen Schwerpunkt der Datensätze (siehe unten, Abschnitt „Verteilung der Daten auf das Bearbeitungsgebiet“) ausmachen:

- Datenbank des Kärntner Instituts für Seenforschung (Referenzperson: W. Honsig-Erlenburg, 891 Datensätze)
- Datenbank des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Institut für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Scharfling (Referenzperson: R. Haunschmid, 542 Datensätze)
- Datensammlung des Amtes der Vorarlberger Landesregierung (Referenzperson: A. Lunardon, 418 Datensätze)
- Datenbank der Universität Wien, Institut für Ökologie und Naturschutz (Referenzperson: W. Reckendorfer, 71 Datensätze)
- Datenbank der Universität für Bodenkultur, Institut für Hydrobiologie und Gewässer-

management (Referenzperson: S. Schmutz, 61 Datensätze). Viele der in dieser Datenbank enthaltenen Informationen wurden aus Primärquellen wie Diplomarbeiten und Berichten erhoben.

- Fischartenkartierung Niederösterreich, Landesfischereivereivverband III (35 Datensätze)
- Ergänzend wurde die Fische Sammlung des Naturhistorischen Museums Wien nach historischen und rezenten Nachweisen von Fischen aus Österreich überprüft. Für einige Gewässer dienten auch eigene persönliche Beobachtungen oder Einschätzungen von Fachkollegen als Datenquellen.

Einen vergleichsweise geringen Anteil hatten Informationen von Fischereivierpächtern oder -besitzern. Erwähnt seien Fragebögen von Fischereivierern aus Niederösterreich, die aus Mikschi & Wolfram-Wais (1996) übernommen wurden, Informationen des Arbeiterfischereivereins Graz (G. Schadl, pers. Mitt.) und Kurzmitteilungen in verschiedenen regionalen Fischereizeitschriften. In etlichen Fällen lagen aus den gleichen Gewässerabschnitten wissenschaftlich abgesicherte Informationen vor, sodass das Gewicht dieser oft unsicheren Datenquellen in der Gesamtdarstellung entsprechend gering einzuschätzen ist. Für Teilbereiche wie zum Beispiel einige Zubringer der unteren Mur lieferten die Angaben jedoch eine wertvolle Ergänzung.

Bei den oben genannten Datenbanken und bei vielen unpublizierten Studien waren wir auf die Kooperation vieler Kollegen angewiesen, die ihre Zeit zur Datensuche meist kostenlos zur Verfügung stellten. Ohne diese Hilfe wäre die umfangreiche Datensammlung nicht möglich gewesen. Es sei bereits an dieser Stelle allen Personen ausdrücklich dafür gedankt. Das Gleiche gilt für Auftraggeber fischökologischer Studien (insbesondere die Landesregierungen und deren Mitarbeiter), welche der Verwendung „ihrer“ Daten für die Erstellung der Roten Liste zustimmten.

Wir sind uns bewusst, dass mit der vorliegenden Datensammlung zwar sehr viele, aber sicherlich nicht alle fischökologischen Daten der letzten Jahre zusammengetragen wurden. Wir dürfen dennoch davon ausgehen, dass sie einen umfassenden und repräsentativen Überblick über den Status quo der Fischfauna Österreichs geben.

Zeitraumen der Datenquellen

Als zeitlicher Rahmen für die Aufnahme der Bestandssituation wurde in der vorliegenden Roten Liste das Jahr 1990 gewählt. Ausnahmsweise berücksichtigten wir in der Beschreibung des Ist-Zustandes Informationen von Ende der 1980er-Jahre, wenn anzunehmen war, dass sich die Verhältnisse seitdem nicht wesentlich geändert haben. Als Beispiel dafür seien die umfangreichen fischökologischen Untersuchungen aus dem Stauraum des zwischen 1973 und 1976 errichteten Kraftwerks Altenwörth erwähnt (Waidbacher 1989a). Angaben aus früheren Jahren wurden ansonsten zwar teilweise in die Projektsdatenbank aufgenommen, jedoch in der Auswertung gesondert berücksichtigt (siehe dazu Abschnitt „Bestandsentwicklung und Arealentwicklung“).

In einigen Quellen war das Jahr der Erhebung nicht angegeben, z. B. in allgemeinen Beschreibungen des Artenspektrums eines bestimmten Gewässers (z. B. Kainz 1992) oder bei den persönlichen Mitteilungen von Fachkollegen und Fischern (keine Angabe des letzten Nachweises einer Art). In diesen Fällen gingen wir davon aus, dass die jeweiligen Autoren den zum Zeitpunkt der Publikation aktuellen faunistischen Zustand wiedergaben.

Es ist uns bewusst, dass der Zeitrahmen mit 15 Jahren für die Erfassung des Ist-Zustandes relativ lang ist, vergleicht man ihn mit der Zeitspanne seit der Erstellung der letzten Roten Listen der Fische Österreichs. Für die Rote Liste von Herzig-Straschil (1994) galt 1990 als Bearbeitungsstand, die darauf folgende von Spindler et al. (1997) spiegelt den Wissensstand von 1996 wider. Nach sieben bis acht weiteren Jahren erfolgt nun die neuerliche Überarbeitung. (Zwischenzeitlich wurde von Schmutz et al. [2000] eine geringfügig abweichende Rote Liste der Fische Österreichs publiziert.)

Der Zeitrahmen von 15 Jahren ist auch länger als die von der EU vorgeschriebene Frist von 10 Jahren für die regelmäßige Aktualisierung der Roten Listen. Wie rasch sich innerhalb von ein bis zwei Jahrzehnten nicht nur der tatsächliche Gefährdungsstatus, sondern auch der Wissensstand verändern kann, zeigt die Wiederentdeckung des Hundsfisches zwischen den Arbeiten von Herzig-Straschil (1994) und Spindler et al. (1997) und die aktuellen Nachweise des Semlings, der bei Spindler et al. (1997) noch als ausgestorben geführt wird. Neben diesen bisher übersehenen Arten haben einige Arten innerhalb der letzten ein bis zwei Jahrzehnte zweifellos auch reale Veränderungen ihrer Bestandsgröße erfahren. Ebenso waren die meisten Arten (im positiven oder negativen Sinn) von Änderungen in Hinblick auf Wasserqualität und Fließkontinuum betroffen, die Veränderungen der Habitatverfügbarkeit mit sich brachten.

Eine Beschränkung auf einen jüngeren Zeitpunkt als Stichtag für die Datenaufnahme hätte zur Folge gehabt, dass zahlreiche Informationen zur Fischfauna Österreichs für die vorliegende Arbeit nicht hätten herangezogen werden können. Viele größere, fischökologische Studien fanden innerhalb der letzten ein bis zwei Jahrzehnte aufgrund des finanziellen Aufwandes nur einmal statt, so zum Beispiel neben der erwähnten Altenwörth-Studie die Untersuchungen im Gießgang des Kraftwerks Greifenstein (Kummer et al. 1999), die Enns-Studie (Jungwirth et al. 1996), die Studie „Obere Mur“ (Kaufmann et al. 1991) oder verschiedene Gewässerbetreuungskonzepte mit fischökologischen Teilbearbeitungen. Neuere Aufnahmen erreichten meist nicht den Detailgrad der „großen Flusstudien“, was die Vergleichbarkeit in methodischer Hinsicht entsprechend einschränkt.

Erst in den letzten Jahren wurden an einigen Gewässern frühere Untersuchungen mit dem Zweck wiederholt, die zeitliche Veränderung der Fischfauna zu dokumentieren, so z. B. teilweise im oberen Donautal (Waidbacher et al. 1991, Zauner et al. 2001b), am Inn (Jungwirth et al. 1989, Spindler et al. 2002) oder an der Lafnitz (Zauner & Woschitz 1992, laufende Erhebungen im Rahmen des LIFE-Projekts). Allerdings erfolgen solche Wiederholungen oftmals als begleitende Beweissicherung zu Restrukturierungsmaßnahmen. So erfreulich dieser Anlass auch ist – es darf bezweifelt werden, dass diese

Vergleichsstudien einen repräsentativen Überblick über die Entwicklung der Fischfauna in Österreich geben, wenn die negative Entwicklung an anderen Gewässern allenfalls von Fischern wahrgenommen, nicht jedoch wissenschaftlich dokumentiert wird.

Langzeitstudien im Sinne eines kontinuierlichen Monitorings gibt es nur an sehr wenigen Gewässern, so z. B. aus der Donau stromab von Wien (z. B. Spindler 1991c, Schiemer & Reckendorfer 2000, Eberstaller et al. 2001), aus dem Marchfeldkanal (Schmutz & Jungwirth 1990, Giefing 1996, Kucera 1999, Radlmair 2003), von der oberen Drau (Unfer et al. 2004), der mittleren Gurk, der Gail oder Abschnitten an der Lavant (Kärntner Institut für Seenforschung, unveröff. Berichte) oder vom Neusiedler See (Hacker 1979, Herzig et al. 1994, Wolfram et al. 2002, 2004, Wolfram & Mikschi 2003). Im Fall des Bodensees dienen die Ausfänge der Berufsfischer als Anhaltspunkt für die Langzeitentwicklung. Das Defizit fehlender Langzeitstudien ist gerade bei der Bearbeitung einer Roten Liste besonders schmerzlich, da derartige Datenreihen naturgemäß am besten die zeitliche Entwicklung der Fischfauna widerspiegeln.

Datenqualität

Wie die obige Auflistung der Informationsquellen erahnen lässt, erwiesen sich die zusammengetragenen Datensätze als qualitativ sehr unterschiedlich, und zwar hinsichtlich der Vollständigkeit des erfassten Fischartenspektrums, aber auch der Glaubwürdigkeit der Artbestimmung. Eine Garantie, dass ein bestimmter Datensatz das vollständige Artenspektrum eines Gewässers enthält, gibt es natürlich nie; allenfalls in der oberen Forellenregion dürfte man damit rechnen. In anderen Gewässertypen erhöht sich durch Wiederholung von Befischungen an unterschiedlichen Terminen zumindest die Wahrscheinlichkeit, möglichst viele der vorhandenen Fischarten nachzuweisen. Unter den Datensätzen sind oftmals solche Wiederholungen oder Parallelaufnahmen zu einem einzigen Datensatz zusammengefasst. So verbirgt sich hinter den Datensätzen der Datenbank der Universität Wien (Institut für Ökologie und Naturschutz, zusammengestellt von W. Reckendorfer) eine große Zahl von Einzeldaten, das Gleiche gilt für die Befischungen aus dem Neusiedler See (> 1000 Einzelbefischungen aus den Jahren 1994 bis 2004: Wolfram et al. 2002, 2004, Wolfram & Mikschi 2003).

Die Frage der Glaubwürdigkeit der Daten ist vor allem bei den Angaben von Fischereiberechtigten aufzuwerfen. Die Angaben betreffen oft Arten, die im Rahmen normaler Elektrobefischung aus methodischen Gründen oder aufgrund der Seltenheit der Tiere nicht erfasst werden, und können damit eine wertvolle Ergänzung zu wissenschaftlichen Untersuchungen sein. Oft spiegeln sie aber auch das Wunschdenken und die Besatztätigkeit eines Fischereivereins wider und zeichnen damit ein zu günstiges Bild der Fischartenzusammensetzung. Hinzu kommt, dass manche Angaben von Fischereivierpächtern oder -besitzern sich bei näherer Betrachtung als äußerst zweifelhaft erwiesen. Die Ursache dafür liegt teilweise darin, dass viele Fischer ihr Gewässer und die darin vorkommenden Fischarten erstaunlicherweise nur mangelhaft kennen. Aber auch die Verwendung unter-

schiedlicher Namen für gleiche Fischarten in verschiedenen Regionen (und vice versa) führte im Zuge der Auswertung fallweise zu unglaublichen Verbreitungsmustern. Als Beispiele seien folgende Angaben von Fischern aus Niederösterreich (aus Mikschi & Wolfram-Wais 1999) angeführt: der Hundsfisch *Umbra krameri* in den Donauauen auf Höhe von Tulln (nicht auszuschließen, aber trotz intensiver wissenschaftlicher Bearbeitung des Gebietes nicht nachgewiesen), der Goldsteinbeißer in den Stauen Ottenstein und Dobra oder der Strömer in der Mährischen Thaya. Fraglich erschienen auch die verschiedenen Angaben zum Vorkommen der vier Gründlingsarten.

Offensichtliche Irrtümer wurden in der vorliegenden Arbeit aufgrund von Expertenwissen gestrichen. In anderen Fällen, vor allem bei Informationen aus den sehr artenreichen Revieren an der Donau, erwies sich eine Unterscheidung „richtiger“ und „falscher“ Angaben jedoch oft als schwierig. In der Auswertung wurden daher die meisten Angaben von Fischern daher lediglich bei einigen Arten zur Feinjustierung der Bestandsangaben mitberücksichtigt.

Verteilung der Daten auf das Bearbeitungsgebiet

Die Gesamtzahl der Datensätze beträgt 5191, wobei als Datensatz der Befund aus einem beliebigen Gewässer Österreichs innerhalb eines 3 x 5-Minuten-Rasters verstanden wird (Abb. 3, siehe dazu Kap. 4.5). In der Entomologie wird unter einem Datensatz häufig jeder Beleg für eine einzelne Art an einem beliebigen Fundort oder in einem definierten

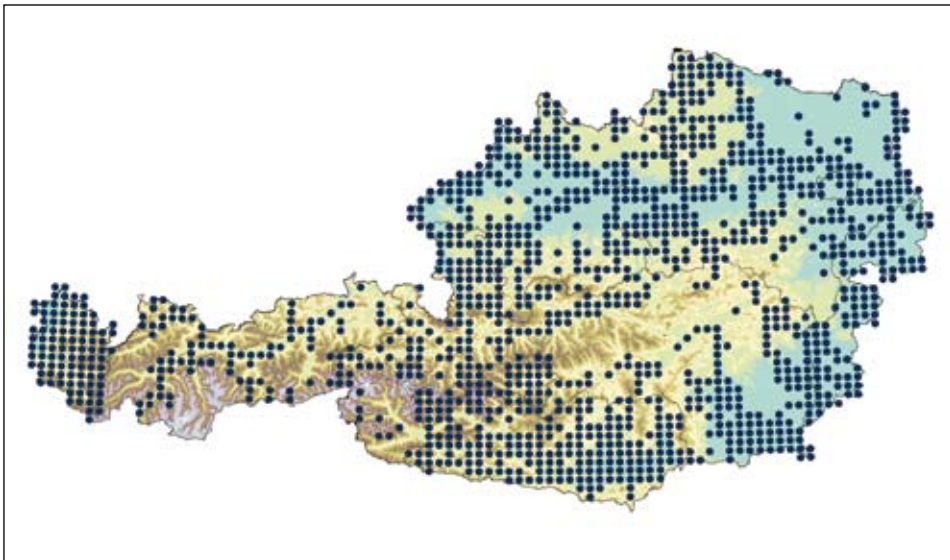


Abbildung 3: Übersicht über jene 3 x 5-Minuten-Rasterpunkte, aus denen faunistische Informationen für die Einstufung in die Rote Liste gefährdeter Fischarten herangezogen wurden. Zur näheren Erläuterung siehe Abschnitt „Verteilung der Daten auf das Bearbeitungsgebiet“.

Areal, und nicht die Aufnahme einer (möglichst) gesamten Zönose verstanden. Unter dieser Definition betrüge die Gesamtzahl der Datensätze mit Angaben zum Vorkommen einer Fischart, also die Summe aller Einzelnachweise pro 3 x 5-Minuten-Raster (siehe dazu Abschnitt „Verbreitung [Arealsituation] und Bestandssituation“) rund 38.000.

Die Verteilung der Datensätze und damit auch die Verteilung der Fischarten auf das Bundesgebiet spiegelt – wie so oft in der Faunistik – deutlich die geographischen Schwerpunkte wissenschaftlicher und fischereiwirtschaftlicher Interessen bzw. die „Einzugsgebiete“ von fischökologisch arbeitenden Institutionen oder Büros wider. In den Tabellen 1 bis 3 ist die Anzahl der Datensätze nach Bundesländern, Seehöhen-Klassen und Haupt-Flusseinzugsgebieten (siehe unten: Tabelle 4 im Abschnitt „Verbreitung [Arealsituation] und Bestandssituation“) aufgeschlüsselt.

Die überwiegende Mehrzahl der Datensätze (4637) stammt aus Fließgewässern, wozu neben Flüssen und Bächen auch die grundwassergespeisten Lauenbäche in den Tallandschaften größerer Flüsse (je nach Region auch Lahnen, Loben oder Gießen genannt), Entwässerungsgräben und Augewässer (oft eindeutige Stillgewässer, die aber dem Flusssystem zugehörig sind) gerechnet werden. Stillgewässer (natürliche Seen, größere Stauseen, Schottergruben, Schlossteiche, Rückhaltebecken, Quelltümpel, Moorblänken, „Biotope“ etc.) machen 554 Datensätze aus.

Tabelle 1: Verteilung der Datensätze auf die neun Bundesländer.

Bundesland	Datensätze
Burgenland	359
Kärnten	1178
Niederösterreich	1209
Oberösterreich	762
Salzburg	412
Steiermark	557
Tirol	179
Vorarlberg	448
Wien	87

Sowohl bei den Fließ- als auch den Stillgewässern konzentrierten sich die fischökologischen Erhebungen seit jeher auf die großen Flüsse und Seen, teilweise aufgrund gesellschaftlicher oder rechtlicher Relevanz (z. B. Beweissicherung im Zuge von Kraftwerksbauten), teilweise aufgrund ihrer fischereiwirtschaftlichen Bedeutung. Kleinere Bäche und Gräben, Tümpel und sonstige Kleingewässer blieben hingegen – auch von wissenschaftlicher Seite – lange Zeit vernachlässigt. In den letzten Jahren wurde allerdings auch

Tabelle 2: Verteilung der Datensätze auf die Seehöhen-Klassen.

Seehöhen-Klassen	Datensätze
< 200 m ü. A.	662
200 bis 500 m ü. A.	2484
500 bis 800 m ü. A.	1373
800 bis 1800 m ü. A.	569
> 1800 m ü. A.	103

diesen, faunistisch oft sehr interessanten Gewässern zunehmend mehr Aufmerksamkeit geschenkt, nicht zuletzt im Bewusstsein, dass es sich hier oftmals um die am meisten bedrohten Gewässertypen in Österreich handelt. In der Folge wurden Arten, die als ausgestorben galten, wiederentdeckt (z. B. Hundsfisch, Wanzenböck 1992). Andererseits sind kleine Gewässer methodisch einfacher zu erfassen und die entsprechenden Angaben deshalb möglicherweise vollständiger als diejenigen aus großen Flüssen und Seen.

Tabelle 3: Verteilung der Datensätze auf die Haupt-Flusseinzugsgebiete.

Einzugsgebiet	Datensätze
Rhein	430
Donau bis Inn	49
Inn bis Salzach	143
Salzach	335
Inn ab Salzach	109
Donau: Inn bis Traun	130
Traun	285
Enns	286
Donau: Traun bis Kamp	456
Kamp	167
Donau: Kamp bis Staatsgrenze	454
Elbe	104
March	184
Leitha	58
Raab	398
Mur	406
Drau	1197

Tabelle 4: Haupt-Flusseinzugsgebiete Österreichs für die Bewertung der Aresituation (und Arealentwicklung).

Fluss-Einzugsgebiet	Teileinzugsgebiet
Elbe	
Rhein inklusive Bodensee	
Inn	stromauf Innsbruck
Inn	Innsbruck bis Grenze Bayern
Inn	in Oberösterreich (inklusive Trumer Seen)
Salzach	Mittel- bis Oberlauf (inkl. Zeller See)
Salzach	Unterlauf (inklusive Wallersee)
Traun inklusive Salzkammergut-Seen	
Enns	stromab Irdning
Enns	stromauf Irdning
Mur	bis Frohnleiten
Mur	Unterlauf
Drau	stromauf Villach
Drau	Unterlauf bis Staatsgrenze (inklusive Seen)
Donau	Einzugsgebiet in Tirol und Staatsgrenze bis Traun
Donau	inklusive Traun bis Kamp
Donau	inklusive Kamp bis Staatsgrenze (inkl. Leitha)
Raab-Rabnitz-System inklusive Neusiedler See	
March	

Aufbereitung und Auswertung der Daten

Alle Daten wurden zunächst in eine einfache, nicht-relationale Datenbank (Claris File-Maker 2.1) eingetragen (in dieser Arbeit als „Projektdatenbank“ bezeichnet). Die einzelnen Rasterpunkte wurden mit einer eindeutigen ID (ID_GIS) versehen, im Programm ArcView wurden ihnen Koordinaten (Rechts- und Hochwerte) zugeordnet. Nach Abschluss der Datenaufnahme erfolgte ein Export in Microsoft Access. Über die ID_GIS wurden die Daten in dieser relationalen Datenbank mit den zugehörigen Koordinaten verknüpft und stehen somit über Export als dBase-Datei für eine raumbezogene Auswertung in ArcView zur Verfügung. Im letzteren Programm wurde das besiedelte Areal („extent of occurrence“ und „area of occupancy“ im Sinne der IUCN 2004) berechnet und eine Verbreitungskarte erstellt. Im vorliegenden Band ist exemplarisch die Verbreitung von 17 Arten dargestellt.

Gefährdungseinstufung

Interpretation der Gefährdungskategorien

Die Definitionen der IUCN-Kategorien haben im Laufe der Jahre mehrmals Veränderungen erfahren, Kategorien wurden eingezogen, andere neu aufgestellt (vgl. Zulka et al. 2001). Vielleicht angesichts der verwirrenden Vielfalt unterschiedlicher Definitionen erfuhren die Gefährdungskategorien in der Folge mitunter eigenwillige Interpretationen durch Bearbeiter von Roten Listen. Die Einstufungen wurden dadurch nicht nur weniger nachvollziehbar, auch die Vergleichbarkeit verschiedener Roter Listen litt unter dieser Entwicklung. Mit einem Leitfaden zur Fortschreibung der Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs versuchten Zulka et al. (2001) eine Vereinheitlichung des methodischen Ansatzes und entwickelten eine Bestimmungshilfe zur Einstufung der Gefährdung. Oberstes Ziel war eine Objektivierung des Bewertungsprozesses. Der Spielraum für subjektive Interpretationen der Kategorien sollte gering gehalten, die Vergleichbarkeit Roter Listen erhöht werden.

Die Vorgaben von Zulka et al. (2001) gehen von der jüngsten Version der IUCN-Kategorien aus (IUCN 2001). Diese beruhen auf verbalen Beschreibungen und mehreren Kriterien oder Gefährdungsindikatoren. Zur Definition des Begriffs „Gefährdung“ rückten Zulka et al. (2001) das Kriterium E der Aussterbenswahrscheinlichkeit (IUCN 2001) in den Vordergrund (siehe folgender Abschnitt). Dieser Ansatz geht auf Mace & Lande (1991) zurück und erfordert – bei strikter Anwendung – detaillierte Populationsüberlebensfähigkeitsanalysen (vgl. Boyce 1992), also Modelle der Populationsentwicklung in einem definierten Zeitraum. Aus Österreich wurde eine Gefährdungseinstufung nach diesem Ansatz bislang nur für eine Art, den Hundsfluss, versucht (Wanzenböck 2004), für einzelne andere Arten wie den Huchen oder den Perlfloss wäre ein solcher Zugang vermutlich ebenfalls realisierbar. Die rechnerische Ermittlung der Aussterbenswahrscheinlichkeit der meisten übrigen Fischarten verbietet sich jedoch aufgrund zu unsicherer Datenlage.

Die konkrete Einstufung in Zulka et al. (2001) erfolgt freilich nicht auf Basis des Kriteriums E alleine, sondern – analog den Ansätzen der IUCN (2001) – als Kombination mehrerer Gefährdungsindikatoren wie Bestandssituation oder Arealentwicklung.

Die Definitionen der Gefährdungskategorien lauten in Anlehnung an das IUCN-Kriterium E (IUCN 2001, 2004) folgendermaßen (siehe auch Zulka & Eder, in diesem Band):

- EX Extinct (weltweit ausgestorben)
- EW Extinct in the Wild (in freier Wildbahn ausgestorben)
- RE Regionally Extinct (regional ausgestorben oder verschollen): Die Populationen sind (in Österreich) nachweisbar ausgestorben, ausgerottet oder verschollen bzw. es besteht der begründete Verdacht, dass ihre Populationen erloschen sind.
- CR Critically Endangered (vom Aussterben bedroht): Es ist mit zumindest 50 %iger Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass die Art in den nächsten 10 Jahren ausstirbt.

- EN Endangered (stark gefährdet): Es ist mit zumindest 20 %iger Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass die Art in den nächsten 20 Jahren ausstirbt.
- VU Vulnerable (gefährdet): Es ist mit zumindest 10 %iger Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass die Art in den nächsten 100 Jahren ausstirbt.
- NT Near Threatened (Vorwarnstufe): Weniger als 10 % Aussterbenswahrscheinlichkeit in den nächsten 100 Jahren, aber negative Bestandsentwicklung oder hohe Aussterbensgefahr in Teilen des Gebiets.
- LC Least Concern (nicht gefährdet): Weniger als 10 % Aussterbenswahrscheinlichkeit in den nächsten 100 Jahren, weitere Attribute wie unter NT treffen nicht zu.
- DD Data Deficient (Datenlage ungenügend): Die vorliegenden Daten lassen keine Einstufung in die einzelnen Kategorien zu.
- NE Not Evaluated (nicht eingestuft): Die Art wurde nicht eingestuft.

Einstufungswege

Nach Zulka et al. (2001) können Arten über die Bestandssituation und -entwicklung oder, sofern keine entsprechenden Daten verfügbar sind, über die Habitatverfügbarkeit und -entwicklung eingestuft werden. Die vorliegende Rote Liste basiert zum überwiegenden Teil auf Bestandsdaten. Angaben zur Bestandsentwicklung liegen ansatzweise vor. Zumindest für alle größeren Gewässer gibt es gute Angaben zum ursprünglichen Fischartenspektrum, anhand derer sich die frühere Arealverbreitung gut erfassen lässt.

Eine Einstufung über die Habitatverfügbarkeit ist hingegen schwierig, wenngleich in vielen Fällen die unmittelbaren Gefahrenquellen (Eingriffe in die Hydromorphologie, saprobielle Belastung, ungeeignete Besatzmaßnahmen) bekannt sind. Eine österreichweite Quantifizierung dieser Aspekte ist jedoch nicht möglich. Aus diesem Grund wurde für die Gefährdungseinstufungen der Weg über die Bestandssituation beschritten.

Die Anwendung des von Zulka et al. (2005, pp. 40 ff) vorgestellten Bestimmungsschlüssels funktionierte im Allgemeinen recht gut. Lediglich zwei Arten, der Huchen und der Karpfen, wurden nicht als „Critically Endangered“ (Kategorie CR; vom Aussterben bedroht) eingestuft, wie es der Schlüssel aufgrund der Gefährdungsindikatoren vorgegeben hätte, sondern als „Endangered“ (Kategorie EN, stark gefährdet). Zu sehr beeinflusst beim Huchen die bisherige negative Bestandsentwicklung die Einstufung gemäß Zulka et al. (2005). Aufgrund derzeit laufender Schutzprojekte (z. B. drei verschiedene LIFE-Projekte in Niederösterreich, der Steiermark und Kärnten) ist nicht damit zu rechnen, dass die Art in den nächsten 10 Jahren mit 50 %iger Wahrscheinlichkeit (Definition der Kategorie CR) ausstirbt. Das Gleiche gilt für den Karpfen, für den der Schlüssel vor allem angesichts starker Arealverluste in der Vergangenheit die höchste Gefährdungskategorie vorgeschlagen hätte.

Verbreitung (Areal-situation) und Bestandssituation

Die Bestandssituation ist nach Zulka et al. (2001) in Form einer Skala von 0 bis 10 einzustufen. Für die Datensammlung zu diesem wichtigsten Kriterium der vorliegenden Roten Liste standen zwei alternative Wege der Datensammlung offen: (1) Jeder Fundort oder Nachweis entspricht einem Datensatz. (2) Jeder Fundort oder Nachweis wird einer vordefinierten Fläche oder einem Rasterfeld zugeordnet. Als Datensatz ist jeder Nachweis in einem bestimmten Rasterfeld anzusehen.

In der ersten Variante werden alle Nachweise exakt verortet. Je nach Befischungsintensität ergibt sich für manche Bereiche (z. B. Donau östlich von Wien) eine starke Klumpung der Nachweise, was zu einer räumlichen Verzerrung der Daten und einer überproportionalen Gewichtung gut bearbeiteter Gewässer führt. In der zweiten Option gehen die genaue Verortung und damit der Vorteil der genauen Zuordnung zu Gewässer und Gewässertyp verloren. Die räumliche Auflösung der Datensammlung wird dabei verringert, die Daten sind jedoch geographisch gewichtet.

Für die vorliegende Rote Liste entschieden wir uns für den zweiten Weg, wobei wir als Fläche einen Raster von 3 x 5 Minuten (3 Bogenminuten des Längengrades x 5 Bogenminuten des Breitengrades, vgl. Abb. 3) auswählten. Dies entspricht einem sphärischen Viereck mit einer Seitenlänge von rund 5,5 bis 6,4 km (je nach geographischer Lage) bzw. einer Fläche von rund 34 bis 35 km². Die gleiche Rastergröße wurde auch von Cabela et al. (2001) im Verbreitungsatlas der Amphibien und Reptilien, von Spitzenberger (2002) für den Säugetieratlas und von Wolfram & Miksch (2002) für die Rote Liste der Fische des Burgenlandes gewählt.

Zu Beginn der Arbeit wurde auch eine andere als die gewählte Auflösung des Bearbeitungsgebietes erwogen, beispielsweise wie im Verbreitungsatlas der Fische der Schweiz (16 km²). Eine höhere Auflösung mit einer entsprechend höheren Anzahl an Rasterfeldern hätte die Zuordnung von Befischungsstandorten zu den Rastern erschwert, eine geringere Auflösung (weniger Rasterfelder) hätte öfters unterschiedliche Gewässertypen in ein Rasterfeld vereint. Insgesamt erschien die gewählte Rasterauflösung (wie auch die Erfahrungen bei der Roten Liste der Fische des Burgenlandes zeigten) ausreichend. In der kartographischen Darstellung sind die linearen Verbreitungsmuster vieler Fischarten (z. B. in der Donau, im Inn oder der Mur) gut erkennbar (vgl. Abb. 1).

Grundsätzlich wurden Nachweise ausschließlich in jenem Raster berücksichtigt, in dem der tatsächliche Fundort lag. Eine Extrapolation auf benachbarte Raster erfolgte nur in wenigen Ausnahmen aufgrund von Expertenwissen. In der Roten Liste der Fische des Burgenlandes (Wolfram & Miksch 2002) wurde dies – mit Einschränkungen – sehr wohl gemacht, da das Bearbeitungsgebiet überschaubar und die Gewässersysteme den Autoren sehr gut bekannt waren. Bei der österreichweiten Bearbeitung für die vorliegende Rote Liste war dies aufgrund unzureichender Kenntnis der lokalen Gegebenheiten (z. B. Kontinuumsunterbrechungen) nicht möglich. Lediglich bei Seen wurden Nachweise und Vorkommen jeweils für das gesamte Gewässer (d. h. für alle betroffenen Rasterfelder)

angenommen. Eine Extrapolation oder Interpolation von Artnachweisen auf benachbarte Rastfelder nahm zum Teil auch A. Lunardon für die Fische Vorarlbergs vor.

Neben den in die Projektdatenbank aufgenommenen, den Rasterfeldern zugeordneten Daten wurde die Datensammlung um allgemeine Informationen zur Verbreitung einzelner Fischarten, oft auf Basis mündlicher Informationen von Fachkollegen, ergänzt.

Die eigentliche Auswertung erfolgte auf drei Ebenen:

1. Erfassung des besiedelten Areals. Dieser Parameter wird in IUCN (2004) als „extent of occurrence“ (EOO) bezeichnet. Dabei werden alle Vorkommen einer Art durch ein umhüllendes minimales Polygon abgedeckt, dessen Fläche (oder Summe der abgedeckten Raster) dem besiedelten Areal entspricht. Die Kennzahl EOO wird öfters für terrestrische Organismengruppen herangezogen, die sich innerhalb eines gegebenen Areals grundsätzlich frei bewegen können und nur selten durch unüberwindliche Barrieren an Wanderungen gehindert werden. Für Fische, deren Verbreitungsmöglichkeit im Allgemeinen an der Wasseranschlagslinie ihres Wohngewässers endet, macht die beschriebene Form der Arealberechnung jedoch wenig Sinn. Das Beispiel des Aals, der abschnittsweise auch über Land wandern kann, und die potenzielle Verbreitung von Fischeiern durch Vögel können hier nicht als Gegenargument dienen.

In der von der IUCN vorgeschlagenen Form schien uns also das Arealkriterium zu grob definiert (vgl. Hartley & Kunin 2003). Wir unterschieden stattdessen das ehemalige oder heutige Vorkommen in 19 Haupteinzugsgebieten Österreichs (Tabelle 4). Die Grenzziehung der Einzugsgebiete erfolgte nach typologischen Kriterien wie der Fischregion oder den bekannten (ehemaligen) Vorkommensgrenzen von dominanten Fischarten (vgl. Schmutz et al. 2000). Die Einzugsgebiete sind unterschiedlich groß und schließen teilweise völlig unterschiedliche Gewässer ein. Wir nahmen damit in Kauf, dass die Areal-situation bei gleichrangiger Bewertung der Teilareale möglicherweise verzerrt dargestellt wird, vermieden damit jedoch eine subjektive Gewichtung der Einzugsgebiete, welche dann für jede Fischart hätte separat gewählt werden müssen.

Die Areal-situation stellt kein eigenes Kriterium in der Bewertung nach Zulka et al. (2001) dar, sehr wohl jedoch die Arealentwicklung (siehe unten).

2. Gewissermaßen eine sehr feine Aufgliederung des Arealvorkommens bietet die Berechnung der von einer Art besetzten **Rasterfrequenzen** („area of occupancy“ AOO im Sinne der IUCN 2004). Die Rasterfrequenzen wurden auf Basis der Projektdatenbank ermittelt und stellen den Kernpunkt für die Bewertung des Bestandes dar. Bewertet wurden grundsätzlich alle Vorkommen. Bei Arten, deren Bestand teilweise oder überwiegend auf Besatz zurückgeht (z. B. Karpfen und Sterlet), wurden jedoch nur jene Rasterfelder berücksichtigt, in denen eine natürliche Reproduktion anzunehmen oder nachgewiesen ist. In vielen Fällen lagen diesbezüglich keine gesicherten Informationen vor. Auch war es im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht möglich, österreichweit eine allzu detaillierte Auswertung beispielsweise zur Populationsstruktur vorzunehmen. Die Entscheidung, welche Rasterfelder letztlich als „gültig“ in die Auswertung aufgenommen wurden, basierte daher meist auf Expertenwissen und den Einschätzungen von Fachkollegen in der Literatur. Die Unsicherheit, die in dieser Einschätzung steckt, wird durch die Zusammenfassung der Rasterfrequenzen zu Klassen aufgehoben (siehe unten).

Die theoretische Rechtfertigung für die Beschränkung des Bestandes auf reproduzierende Populationen gibt die Definition der Bestandsgröße durch die IUCN (2004) als Anzahl adulter („mature“), zur Reproduktion fähiger Individuen. Individuen, die niemals Nachkommen produzieren (zu geringe Dichten, kein Zugang zum Laichplatz), sind nicht zu berücksichtigen. Das Gleiche gilt für ausgesetzte Individuen (Besatz), solange sie keine Nachkommen („viable offspring“) produziert haben.

3. Neben Arealverbreitung und Rasterfrequenzen wurde als dritter Ansatz versucht, die tatsächlichen **Populationsgrößen** einzelner Arten abzuschätzen, ein Weg, der erstmals von Spindler & Wanzenböck (1995) für den Hundsfisch und von G. Zauner (unpubl.) für die heimischen Arten der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinien-Anhänge beschritten wurde. Mittlerweile gibt es aus einzelnen Projektgebieten (z. B. Pielach-Melk-Mank, Zitek et al. 2004a) ähnliche Abschätzungen des Gesamtfischbestandes. Auch aus Seen liegen bereits hydroakustisch erhobene Bestandsschätzungen einzelner Arten vor (vgl. z. B. Gassner et al. 1999, Gassner & Wanzenböck 2004). Hintergrund dieses Ansatzes war die Überlegung, dass die Bewertung auf Basis der Rasterfrequenzen beispielsweise für Arten, die ausschließlich in einem oder wenigen Seen vorkommen, ein zu ungünstiges Bild der Bestandssituation zeichnen mag, zumal die betroffenen Populationen oft sehr individuenreich und vor allem nicht durch Wanderhindernisse in Teilpopulationen fragmentiert sind (z. B. Coregonen Salzkammergutseen, Sichling Neusiedler See). Eine plausible Abschätzung der Populationsgrößen ist freilich nur für wenige Arten möglich. Wir beschränkten uns daher auf die Angabe von Größenordnungen (in Zehnerpotenzen), wobei wir von einigen vergleichsweise gut kalkulierbaren Arten (z. B. Huchen, Sichling, Hundsfisch) ausgingen und die Schätzungen auf andere Arten vergleichbarer Ausbreitung und Häufigkeit übertrugen.

Tabelle 5: Skalierung der Rasterfrequenzen und der geschätzten Populationsgröße (österreichweiter Bestand an adulten Tieren). Fett gedruckt sind jene Indikatorwerte für Kombinationen aus Rasterfrequenz und Populationsgröße, die bei den heimischen Fischarten tatsächlich auftreten.

Raster- frequenz	Populationsgröße						
	0	0 bis 1000	1000 bis 10.000	10.000 bis 100.000	100.000 bis 1 Mio.	1 bis 10 Mio.	> 10 Mio.
0	0	–	–	–	–	–	–
0 bis 10	–	1	1	2	3	4	5
10 bis 20	–	1	1	2	3	4	5
20 bis 40	–	1	2	3	4	5	6
40 bis 80	–	1	2	3	4	5	6
80 bis 160	–	–	3	4	5	6	7
160 bis 320	–	–	3	4	5	6	7
320 bis 640	–	–	4	5	6	7	8
640 bis 1280	–	–	4	5	6	7	8

Die Angaben der Rasterfrequenzen und der Populationsgrößen dienten letztlich zur Berechnung des Indikatorwertes für den Bestand entlang einer Skala von 1 bis 10 (Tabelle 5), wobei die Werte 9 und 10 für keine Fischart vergeben wurden.

Bestands- und Arealentwicklung

Die Bestandsentwicklung und die Arealentwicklung sind nach Zulka et al. (2001) mit Skalenwerten zwischen –10 bis +10 einzustufen, wobei auch eine Zusammenfassung der Skalenwerte zulässig ist (Tabelle 6 und 7). Für die Berechnung der Arealentwicklung wurde das ehemalige Vorkommen der heimischen Fischarten in den oben genannten Haupteinzugsgebieten dem heutigen Vorkommen gegenübergestellt. Basis für die Abschätzung des ursprünglichen Vorkommens bildete die Zusammenstellung von Schmutz et al. (2000) und Gassner et al. (2003), die durch Experteneinschätzung ergänzt wurde (vor allem Haunschmid et al. 2004). Der Zeitpunkt des ursprünglichen Vorkommens kann etwa mit Ende des 19. Jahrhunderts angenommen werden; ein vergleichbarer Referenzzeitpunkt wurde auch in anderen Tiergruppen herangezogen (z. B. Jäch et al. 2005). Das gegenwärtige Vorkommen einer Art in einem der genannten Einzugsgebiete wurde als gegeben gewertet, wenn in den letzten 10 bis 15 Jahren zumindest eine reproduzierende Population im Einzugsgebiet nachgewiesen wurde. Die Arealentwicklung wurde somit als prozentuelle Veränderung der besiedelten Haupteinzugsgebiete innerhalb der letzten 100 Jahre berechnet.

Im Zuge der Auswertung erwogen wir auch die Möglichkeit einer feineren Untergliederung der Einzugsgebiete, welche eine entsprechend genauere Abschätzung der Arealverbreitung zugelassen hätte. Schließlich hat eine Art, die innerhalb eines der genannten Haupteinzugsgebiete früher weit verbreitet war, zweifellos deutlich an Areal verloren, wenn sie heute nur mehr als Reliktpopulation in einem einzigen Gewässer vorkommt. Die feine Abstufung hätte auch gut für Aufstiegshindernisse angewendet werden können, welche oftmals tatsächliche Verbreitungsgrenzen darstellen. Das Problem liegt dabei jedoch in der Abschätzung der ursprünglichen Verbreitung, welche nur für einige Fischarten plausibel hätte rekonstruiert werden können. Wir wollten daher den sicheren Pfad der ehemaligen Verbreitungsareale, wie von Schmutz et al. (2000) zusammengefasst, nicht verlassen und beschränkten uns auf die grobe Einteilung der Einzugsgebiete (siehe aber Bestandsentwicklung).

Kritisch ist auch der *Zeitraum* der Arealentwicklung zu hinterfragen. Die IUCN (2004) sieht eine Bewertung der Arealentwicklung retrospektiv und/oder prospektiv für einen Zeitraum von jeweils 10 Jahren vor. Zulka et al. (2001) schlagen einen Referenzzeitraum von 30 Jahren vor. Im vorliegenden Fall wird die Wahl des Referenzzeitraumes durch die Verfügbarkeit von Vergleichsdaten vorgegeben. Für eine vergleichende Bewertung der Arealverbreitung der Fischfauna von 1970 versus 2000 fehlen schlichtweg die dafür erforderlichen Informationen. Indem wir die Situation um 1900 mit dem Status quo vergleichen, möchten wir jedoch nicht den Eindruck erwecken, die (meist negative)

Tabelle 6: Abschätzung und Skalierung des Gefährdungsindikators „Bestandsentwicklung“.

Bestandsentwicklung	Indikatorwert	Tabellierter Wert
sehr stark abnehmend	–10 bis –8	–9
stark abnehmend	–7 bis –5	–6
abnehmend	–4 bis –1	–3
stabil	0	0
zunehmend	1 bis 4	3
stark zunehmend	5 bis 7	6
sehr stark zunehmend	8 bis 10	9

Arealentwicklung während der letzten 100 Jahre wäre als linearer Prozess verlaufen. Bei manchen Arten ist vielmehr anzunehmen, dass der Arealverlust teilweise recht abrupt, vermutlich oft korreliert mit markanten flussbaulichen Maßnahmen, erfolgte.

Inwieweit die vergangene Arealentwicklung das künftige Szenario abbildet, lässt sich natürlich nicht vorhersagen. Für manche Arten mag dies der Fall sein, für andere dürfte die prospektive Bewertung der Arealentwicklung mitunter günstigere Verhältnisse vortäuschen, als sich aus der teils dramatischen Entwicklung in der Vergangenheit ableiten ließen. So erfuhr beispielsweise der Hundsfisch im Laufe der vergangenen 100 bis 150 Jahre eine dramatische Reduktion seines ursprünglichen Verbreitungsgebietes. Die künftige Entwicklung könnte hingegen als gleich bleibend bis positiv eingestuft werden, was dennoch ein falsches Bild der Situation zeichnen würde.

Der gewählte Ansatz – Vergleich der ursprünglichen Verbreitung autochthoner Arten mit dem heutigen Zustand – lässt eine gleichartige Bewertung eingeschleppter Arten wenig sinnvoll erscheinen. Das Kriterium der Arealentwicklung wurde daher auf die Neozoen nicht angewandt. Lediglich bei den drei in junger Zeit eingeschleppten Arten der Gattung *Neogobius* (Grundeln) wurde die künftige Arealverbreitung angegeben, um auf das hohe Ausbreitungspotenzial dieser Neozoen hinzuweisen.

Die Unsicherheit, die mit dem gewählten methodischen Zugang zu diesem Gefährdungsindikator verbunden ist, wird durch das geringe Gewicht gemildert, das diesem Kriterium im Bewertungsschlüssel von Zulka et al. (2005) zukommt. Erst bei einer Areal-

Tabelle 7: Skalierung des Gefährdungsindikators „Arealentwicklung“.

Rasterfrequenzen	Arealentwicklung	Indikatorwert	Tabellierter Wert
–100 % bis –50 %	stark abnehmend	–10 bis –6	–8
–49 % bis –16 %	abnehmend	–5 bis –1	–3
–15 % bis +15 %	stabil	0	0
+16 % bis +49 %	zunehmend	1 bis 5	3
+50 % bis +100 %	stark zunehmend	6 bis 10	8

entwicklung von –6 bis –10 kann es in der Nachjustierung des Einstufungsergebnisses zu einer Verschiebung um eine Gefährdungsstufe kommen. Ein solcher Wert wurde nur für vier Arten (Sterlet, Hundsfisch, Steingressling und Huchen) vergeben.

So unscharf die Grenze zwischen Areal- und der Bestandssituation ist, so schwierig sind auch Areal- und Bestandsentwicklung zu trennen. Während jedoch die Arealentwicklung noch einigermaßen plausibel anzugeben ist (siehe oben), ergeben sich bei einer Abschätzung der Bestandsentwicklung ungleich größere Probleme, sind hierfür doch grobe Annahmen zur Bestandssituation in historischer Zeit vonnöten.

Als grobe Annäherung wurde versucht, die ehemalige Bestandssituation einerseits auf Basis von Rasterfrequenzen und Populationsgrößen (vgl. Tabelle 5), andererseits anhand geschätzter Häufigkeiten in den Haupteinzugsgebieten (Tabelle 4) und Gewichtung über das gesamte Bundesgebiet abzuschätzen. Die so ermittelten Werte dienten jedoch nur als Orientierungshilfe, um Bestandsänderungen in der Vergangenheit abzuschätzen. Letztlich erfolgte die Zuordnung des Gefährdungsindikators „Bestandsentwicklung“ auf Expertenmeinung, wobei sieben Klassen unterschieden wurden (Tabelle 6).

Habitatverfügbarkeit

Unter den geforderten Gefährdungsindikatoren erwies es sich als besonders schwierig, die Verfügbarkeit der für jede Fischart geeigneten Habitate in objektivierter Form, wenn möglich auf einer quantitativen Basis, abzuschätzen. Die Abschätzung müsste auf drei Ebenen erfolgen:

1. Quantifizierung verschiedener Lebensraumtypen in Österreich, beispielsweise auf Basis der Fließgewässernaturräume (Fink et al. 2000) bzw. Fließgewässertypregionen (Wimmer & Chovanec 2000), Bioregionen (Moog et al. 2001, Hauns Schmid et al. 2004) oder Seentypregionen (Gassner et al. 2003, Wolfram 2004, Pall & Moser 2005);
2. österreichweite Bewertung der Qualität dieser Lebensraumtypen und ihrer Eignung als Lebensraum für bestimmte Fischarten;
3. Gegenüberstellung von Lebensraumangebot und Lebensraumansprüchen der heimischen Fischarten, beispielsweise anhand der ökologischen Gilden nach Balon (Spindler 1997a).

Auswertungen zur „quantitativen Abschätzung“ der Habitatverfügbarkeit in der geschilderten Art und Weise wurden zwar begonnen, mündeten jedoch nur zu rasch in eine generelle österreichweite Bewertung der heimischen Gewässer aus fischökologischer Sicht. Eine Fortsetzung dieses Weges hätte den Rahmen der vorliegenden Arbeit zweifelsfrei gesprengt. Um dem Leser dennoch einen Eindruck der Habitatverfügbarkeit der heimischen Fischarten zu geben, wurden zunächst zwei Beispiele als Endpunkte in der gesamten Spannweite der Habitatverfügbarkeit definiert: Als seltenster und zugleich gefährdetster Lebensraum für heimische Fische sind Tiefland-Autümpel anzusehen. Arten, die auf diesen Lebensraum angewiesen sind (z. B. Hundsfisch und Schlammpeitzger) erhielten den Indikatorwert 1. Am anderen Ende der Skala stehen kleine bis große Rhithralgewässer als der in Österreich

am häufigsten verfügbare Fischlebensraum. Arten, die diesen Lebensraum nutzen können (z. B. Bachforelle), erhielten den Indikatorwert 8. Die beiden höchsten Werte (9 und 10) wurden angesichts der Beeinträchtigung auch vieler Rhithralstrecken (keine natürliche Reproduktion mehr möglich) für keine Art vergeben. Sie können als Ausgangswert einer nahezu idealen Habitatverfügbarkeit für die Bachforelle vor rund 100 Jahren angenommen werden. Innerhalb der Spannweite von 1 (Hundsfisch) bis 8 (Bachforelle) wurden nun sukzessive alle weiteren Fischarten – nach Experteneinschätzung – aufgereiht.

Der Indikatorwert 0 wurde für die ausgestorbenen Weitwanderarten wie z. B. den Hausen oder den Aal vergeben, zu deren Lebensraumanspruch neben den Verhältnissen vor Ort auch die freie Passierbarkeit der Flüsse über viele 100 Kilometer gehört. Keine Einstufung erfolgte für das Bachneunauge, den Goldsteinbeißer und den Semling. Möglicherweise böten zahlreiche Gewässer diesen drei Arten einen geeigneten Lebensraum. Nachdem alle drei jedoch am Rande ihres natürlichen Verbreitungsgebietes vorkommen, lassen sich die tatsächlichen Lebensraumansprüche in Österreich schwer abschätzen.

Entwicklung der Habitatverfügbarkeit

Unter den Kriterien der IUCN (2004) finden sich die Bestandsentwicklung und die Arealentwicklung, nicht jedoch die Entwicklung der Habitatverfügbarkeit. Der Kritik von Harcourt (1996) folgend, übernahmen Zulka et al. (2001) diesen Gefährdungsindikator in ihr Bewertungsschema für Österreich. In der Tat lässt sich die künftige Bestandsentwicklung oftmals besser anhand der Veränderungen des Lebensraumes abschätzen als anhand der bisherigen Bestandsentwicklung. Darin liegt auch ein entscheidender Unterschied zu den beiden erstgenannten Indikatoren, welche ja ebenfalls den zeitlichen Aspekt mitberücksichtigen. Während die Bestands- und Arealentwicklung gemäß den Definitionen der IUCN entweder bisherige oder (zu vermutende, anhand von Prognosemodellen berechnete) künftige Veränderungen in Bestand und Areal widerspiegelt, liegt in der Habitatentwicklung stärker eine prospektive Betrachtung. Zulka et al. (2001) betonen „vor allem die weitere Entwicklung der Habitate“ und „die Fortschreibung gegenwärtiger Trends und die Abschätzung zukünftiger Bedrohungen“.

Auch wir unterstreichen in der vorliegenden Roten Liste ganz bewusst diesen Unterschied, der insofern Sinn macht, als die Bestands- und Arealentwicklung ja meist Ausdruck der bisherigen Habitatentwicklung ist und eine doppelte Bewertung ein und desselben Trends wenig zielführend erscheint. Die verschobene Blickrichtung ist auch bei der Einstufung von Arten bedeutsam, deren bisherige Entwicklung negativ sein mag, aber mitunter wenig über die künftige Entwicklung aussagt. Als Extrembeispiel sei der Huchen genannt, der im Laufe des 20. Jahrhunderts eine dramatische Bestands- und Arealabnahme erfuhr, dessen künftige Habitatentwicklung jedoch keineswegs – in Fortschreibung dieses Trends – als extrem negativ einzustufen ist. Umgekehrt erfuhr der Giebel eine signifikante positive Arealentwicklung, die weitere Entwicklung des von dieser Art besiedelten Lebensraumes ist jedoch weder stark negativ noch stark positiv.

Unabhängig von der zeitlichen Komponente besteht das Problem der Quantifizierung der Habitatentwicklung in der Zukunft, die naturgemäß noch schwieriger ist als die Abschätzung der Habitatverfügbarkeit (siehe oben). Analog der Areal- und Bestandsentwicklung sind für jede Fischart Indikatorwerte zwischen –10 und +10 anzugeben. Im Bewertungsschlüssel von Zulka et al. (2005) ergeben sich jedoch erst bei einem Indikatorwert von < –4 bzw. > +4 Verschiebungen in der Gefährdungseinstufung. Aus diesem Grund beschränkten wir uns auf die sehr grobe Klassifizierung der Indikatorwerte für die Habitatentwicklung (Tab. 8).

Tabelle 8: Skalierung des Gefährdungsindikators „Habitatentwicklung“.

Habitatentwicklung	Indikatorwert	Tabellierter Wert
stark bis extrem negativ	–5 bis –10	–7
(leicht) negativ, gleich bleibend oder (leicht) positiv	–4 bis +4	0
stark bis extrem positiv	+4 bis +10	7

Die Zuordnung zu den Bereichen der Indikatorwerte erfolgte nach Experteneinschätzung, wobei für die meisten Fischarten die Kategorie 0 (entspricht „–4 bis +4“) vergeben wurde. Lediglich im Fall des Hundsfisches und des Schlammpeitzgers, welche beide auf verlandende Autümpel als nahezu einzigen geeigneten Lebensraum angewiesen sind, wurde auch für die Zukunft eine stark negative Habitatentwicklung (–5 bis –10) angenommen. Verlandende Autümpel sind Lebensräume mit Ablaufdatum; eine Neubildung erfolgt in Österreich kaum mehr. Wo doch noch neue Autümpel entstehen, ist deren Besiedelbarkeit durch die beiden genannten Arten meist nicht möglich.

Direkte anthropogene Beeinflussung

Unter diesem Begriff verstehen Zulka et al. (2001) alle menschlichen Einflüsse auf die Fischfauna, die nicht indirekt, z. B. über Habitatveränderungen, wirken. Zulka et al. (2001) nennen als Beispiel direkter anthropogener Beeinflussung Fischbesatz. Bei näherer Betrachtung kann jedoch in vielen Fällen keine Rede von einer positiven Beeinflussung der Fischfauna durch Besatz sein. Zunächst ist einmal aus Sicht der Bearbeiter einer Roten Liste nur jener Besatz zu bewerten, der zu einer erfolgreichen Reproduktion im Gewässer führt (vgl. IUCN 2004). Damit fallen alle Besatzmaßnahmen in ungeeignete oder überformte Gewässer, in denen kein Eigenaufkommen möglich ist, aus dem für eine Rote Liste relevanten Rahmen.

Leider ist in vielen Fällen auch Besatz mit Arten, die im Fischwasser erfolgreich reproduzieren, aus Sicht des Artenschutzes kritisch zu hinterfragen. Wie Holzer et al. (2004) ausführen, hat Besatz in den allermeisten Fällen rein wirtschaftliche Gründe, wobei an dieser Stelle nicht näher erörtert werden soll, dass die wirtschaftliche Sinnhaftigkeit – bei-

spielsweise bei intakten Gewässern mit hohem Naturaufkommen – oft ohnehin nicht gegeben ist. Arten- und Naturschutz sind jedenfalls in den seltensten Fällen Motivation für Fischbesatz – und selbst wenn doch, bleibt zu überprüfen, ob das Einbringen von Fischen sich auch tatsächlich nachhaltig positiv auf den Fischbestand auswirkt. Häufig wird zu wenig auf Herkunft und Qualität des Besatzmaterials geachtet, was negative Einflüsse auf die autochthonen Fischbestände nach sich ziehen kann (siehe Referenzen in Holzer et al. 2004).

Für das Kriterium der direkten anthropogenen Beeinflussung wurden daher folgende Varianten von Fischbesatz unterschiedlich bewertet, wobei betont werden soll, dass hier natürlich nicht fischereiwirtschaftliche Aspekte, sondern nur solche des Artenschutzes berücksichtigt werden.

1. Besatz innerhalb des natürlichen Verbreitungsareals in geeignete Habitate mit standortgerechtem Material zur Schaffung eines selbstreproduzierenden Bestandes, idealerweise wissenschaftlich begleitet oder zum Beispiel im Rahmen von Artenschutzprogrammen. Sofern die Besatzmaßnahmen aus Sicht des Artenschutzes bundesweit oder zumindest überregional bedeutend sind, wird hierfür der Indikatorwert 5 (ohne gleichzeitige wirtschaftliche Nutzung der Art) oder 3 (mit nachhaltiger wirtschaftlicher Nutzung) vergeben. Beispiele sind der Versuch der Wiedereinbürgerung des Hundsfisches im Seewinkel (Indikatorwert 5) oder Besatz mit Huchen zur Stützung des geringen Naturbestandes (Indikatorwert 3).
2. Initialbesatz innerhalb des natürlichen Verbreitungsareals in geeignete Habitate mit standortgerechtem Material zur Schaffung eines selbstreproduzierenden Bestandes. Bei lokaler bis regionaler Relevanz aus Sicht des Artenschutzes wird der Indikatorwert 1 vergeben. Ein Beispiel ist der wissenschaftlich begleitete Besatz von Strebern in der Melk (Mikschi & Wolfram-Wais 1999). Ein wahlloser, oft auf falsch verstandene Naturliebe zurückgehender Besatz mit Kleinfischen (vielleicht noch als Futterfische für gleichzeitig besetzte Raubfische) ist nicht als positive Beeinflussung anzusehen. Erwähnt sei als Beispiel das Einschleppen des Moderlieschens in Kärnten (Honsig-Erlenburg et al. 2002) oder der Bitterling- und Moderlieschen-Besatz in der Leitha (Reutterer 1991).
3. Mit Indikatorwert 0 werden Arten bedacht, die innerhalb des natürlichen Verbreitungsareals mit standortgerechtem Material aus primär fischereiwirtschaftlichem Interesse besetzt werden, wobei dem aus Sicht des Artenschutzes höchstens lokal Bedeutung zukommt. Bestes Beispiel hierfür ist die vielerorts besetzte Bachforelle.
4. Bei Besatz mit standortfremdem Material ist in Hinblick auf die genetische Verfälschung autochthoner Populationen eine negative Beeinflussung anzunehmen, die durchaus auch überregional bedeutsam sein kann. Für solche Fälle, zu denen in zahlreichen Gewässern erneut die Bachforelle, vielleicht auch die Äsche zu zählen ist, wird der Indikatorwert –3 vergeben.

Einwanderung

Die Frage einer ständigen Stützung eines Bestandes durch Einwanderung aus einem der Nachbarländer mag für Vögel oder mobile Tiergruppen unter den Evertebraten von Bedeutung sein. Bei den Fischen ist Einwanderung naturgemäß an wenige Wanderwege gebunden. Diese sind oftmals aufgrund von Kontinuumsunterbrechungen nur erschwert oder gar nicht passierbar und kommen daher für einen mengenmäßig bedeutsamen Zuzug nicht in Frage.

Unter den heimischen Fischarten mag Einwanderung allenfalls für zwei Arten eine Rolle spielen, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im Südosten Mitteleuropas haben, nämlich den Semling und den Goldsteinbeißer. In beiden Fällen erfolgt jedoch möglicherweise ein sporadischer, wahrscheinlich aber kein signifikanter, die österreichischen Populationen stützender Zuzug.

Einer der Gründe dafür ist wohl die Tatsache, dass die beiden genannten Arten auch in den Nachbarländern eher selten sind; in der Roten Liste der Fische Sloweniens ist der Semling – aus nicht erkennbaren Gründen – nicht einmal angeführt. Hinzu kommen die taxonomischen Unsicherheiten sowohl im Falle des Semlings als auch des Goldsteinbeißers.

Für einen signifikanten Beitrag der Einwanderung zum Bestand in Österreich könnte man auch im Fall der Coregonen aus dem Bodensee argumentieren. Nachdem hier jedoch nicht von einer eigenständigen österreichischen Subpopulation, die von ausländischen Populationen gestützt wird, die Rede sein kann, erübrigt sich dieser Punkt auch für die drei Coregonenarten dieses Sees.

Weitere Risikofaktoren

Dieser Indikator hat im Bewertungsschlüssel der Gefährdung nach Zulka et al. (2005) ein großes Gewicht, erfolgt doch im Zuge der Nachjustierung bereits bei einem Risikofaktor eine Höherstufung der Gefährdungsklasse. Entsprechend behutsam ist bei der Frage nach zusätzlichen negativen Einflüssen vorzugehen.

Nicht berücksichtigt wird hierbei der Aspekt der genetischen Verfälschung, der bereits im Indikator „Direkte anthropogene Beeinflussung“ seinen Niederschlag findet.

Als weitere Risikofaktoren sind jedoch Konkurrenz und Räuberdruck durch eingeschleppte oder besetzte Arten anzusehen. In vielen Gewässern sind Bachforelle und Äsche durch Besatz mit der um Nahrung und Laichplatz konkurrierenden Regenbogenforelle betroffen. Vermutlich besteht in einigen Alpenseen auch eine Konkurrenz zwischen besetzten und autochthonen Coregonen-Populationen. Beobachtungen aus der Donau östlich von Wien geben Anlass zur Sorge, dass einige bodenlebende Fischarten wie die Marmorierte Grundel unter der Konkurrenz durch die drei neu eingeschleppten *Neogobius*-Arten leiden und in ihrem Bestand zurückgehen könnten (Wiesner 2003a, b).

In den Gräben des Seewinkels, vielleicht auch in anderen Gewässern Ostösterreichs,

dürfte der Schlammpeitzger vom Räuberdruck durch besetzte Aale betroffen sein (vgl. Wanzenböck & Keresztessy 1991). Der generelle Rückgang der Art im Neusiedler-See-Gebiet wird ebenfalls auf Aalbesatz zurückgeführt (Herzig-Straschil 1989, Mikschi et al. 1996). Auch die Bestände anderer Arten wie Elritze, Koppe oder Bachschmerle sind lokal durch übermäßigen Besatz mit Bach- oder Regenbogenforellen bedroht (z. B. Honsig-Erlenburg et al. 2002), eine österreichweite Gefährdung ist daraus jedoch nicht abzuleiten. Im Gegensatz dazu stellt für den Bitterling die Tatsache, dass viele heimische Muschelbestände eine deutliche Überalterung aufweisen (z. B. Taurer & Mildner 2002, Gumpinger et al. 2002), einen zwar indirekten, aber besonders nachhaltigen Risikofaktor dar.

Verantwortlichkeit

Unabhängig von den Gefährdungseinstufungen sind die bearbeiteten Arten gemäß Zulka et al. (2005) auch dahin gehend auszuweisen, ob Österreich im internationalen Rahmen eine besondere Verantwortung für sie trägt. Je nach Grad der Verantwortlichkeit sind in der Roten Liste ein oder zwei Rufzeichen zu vergeben.

Eine besonders hohe Verantwortlichkeit trägt Österreich zweifelsohne für alle endemischen oder subendemischen Arten, wobei unter subendemisch jene Arten bezeichnet werden, deren Bestand in Österreich drei Viertel der Weltpopulation ausmacht. Es sind dies die Coregonen, der Perlfisch und der Seerüssling. Für den Semling, dessen Population in Österreich die Funktion eines Vorpostens im gesamten Verbreitungsareal einnimmt, wird gemäß Tabelle 4 in Zulka & Eder (in diesem Band) ein Rufzeichen vergeben. Es sei allerdings angemerkt, dass der tatsächliche Status eines Vorpostens – nach der strengen Definition von Gruttke & Ludwig (2004) – im Falle des Semlings nur schwer nachzuweisen ist. Inwieweit die österreichische Population als „eigenständige Evolutions-einheit“ anzusehen ist, die sich durch „signifikante morphologische, ökologische oder physiologische Differenzierungen“ auszeichnet, werden künftige Untersuchungen zeigen müssen. Als „starke geographische Barriere“ könnten die Kontinuumsunterbrechungen an der Mur gelten (siehe Anmerkung 15). Wie hoch der österreichische Anteil am weltweiten Huchen-Bestand ist, lässt sich derzeit nicht mit Sicherheit sagen, der Grad der Verantwortlichkeit daher auch nicht abschätzen.

Handlungsbedarf

Wie von Zulka et al. (2001) gefordert, weisen wir im Rahmen der Roten Liste jene (gefährdeten) Arten aus, für die sehr dringender (!!) oder dringender (!) Handlungsbedarf besteht. Zur Gruppe jener Arten, für die ein sehr dringender Handlungsbedarf gegeben ist, zählen mehrere Vertreter der Coregonen, aber auch der Seerüssling, deren taxonomische Stellung unklar ist. Bei den Coregonen besteht die Gefahr, durch allochthonen Besatz und damit verbundene Hybridisierung oder aber durch Verdrängung der autochthonen



Abbildung 4: Der Frauennerfling *Rutilus pigus* (La Cepède, 1803) besiedelte ehemals alle größeren Potamalflüsse des oberen und mittleren Donaueinzugsgebietes, zählt heute aber bereits zu den seltensten Arten der heimischen Fischfauna. Der Schwerpunkt seines Vorkommens in Österreich liegt in der Donau östlich von Wien, wo die Art sowohl im Donaustrom selbst als auch in den verbliebenen Altarmen des Auensystems und im neu geschaffenen Marchfeldkanal lebt. Reliktpopulationen sind auch aus der burgenländischen Leitha, der Sulm bei Leibnitz sowie der Drau stromab von Klagenfurt und dem Unterlauf der Lavant bekannt. Der Frauennerfling ist heute in Österreich als „Endangered“ (stark gefährdet) eingestuft (Foto: Wolfgang Hauer).

Bestände Arten, möglicherweise sogar Endemiten, zu „verlieren“, noch ehe sie als solche erkannt werden konnten. Genetische Untersuchung und restriktive Besatz- sowie Nutzungskonzepte für die betroffenen Gewässer zählen zu den vordringlichsten Aufgaben zur Erhaltung dieser Arten. Ebenfalls sehr großer Handlungsbedarf ist für vier Arten gegeben, die außerordentlich selten (geworden) sind bzw. an deren Kapazität, die verbliebenen Populationen aufrechterhalten zu können, ernste Zweifel bestehen. Hierzu zählen die mit „CR“ (vom Aussterben bedroht) beurteilten Arten Sterlet, Steingressling, Semling und Schlammpeitzger, für die dringend adäquate Schutz- und Monitoringprogramme erstellt werden müssen. Im Falle der fünften vom Aussterben bedrohten Art, des Hundsfisches, existieren bereits Monitoring- und Schutzprogramme.

Handlungsbedarf (!) besteht darüber hinaus auch für einige überregional verbreitete Taxa, für die mit hoher Wahrscheinlichkeit (wenigstens mittelfristig) eine taxonomische Aufspaltung anzunehmen ist. Ein solcher Schritt wäre mit Änderungen in Hinblick auf verschiedenen Kriterien zur Beurteilung der Gefährdung (Bestand, Areal) verbunden, wobei bei der Aufspaltung eines Taxons auszuschließen ist, dass eine der neuen Arten besser

beurteilt wird als die ursprüngliche Sammelart, d. h., die erwarteten taxonomischen Änderungen werden mit Sicherheit nicht nur einen Zuwachs an Arten für die Checkliste, sondern sehr wahrscheinlich auch eine vergleichsweise höhere Einstufung der neuen Taxa mit sich bringen. Zu erwarten ist dies für die heimischen Steinbeißer und Goldsteinbeißer. Bei den Neunaugen könnten sich die bekannten Verbreitungsgrenzen nach Überprüfung der Artzugehörigkeit verschieben und so zu einer kritischeren Gefährdungssituation führen.

Ein „?“ kennzeichnet im Zusammenhang mit einem möglichen Handlungsbedarf allochthone Arten, deren Förderung aus der Sicht des Artenschutzes mehr als fragwürdig erscheint. Für alle in der Roten Liste angeführten, aber der Kategorie NE (Not Evaluated, nicht eingestuft) zugeordneten Neozoen sind Schutzmaßnahmen abzulehnen.

Auf einen gegebenenfalls bestehenden Handlungsbedarf wird in den Anmerkungen zu den Arten gesondert eingegangen.

Rote Liste der Fische Österreichs

Nähere Erläuterungen zu den Gefährdungsindikatoren, zur nationalen Verantwortung und zum Handlungsbedarf finden sich im Abschnitt „Gefährdungseinstufung“ (Tabellen 4 bis 8) sowie im Eingangskapitel „Zur Methode der Gefährdungseinstufung: Prinzipien, Aktualisierungen, Interpretation, Anwendung“ (Zulka & Eder, in diesem Band). Rot gesetzt sind Arten in den Kategorien RE, CR, EN, VU, NT und DD sowie Arten, für die Österreich besonders verantwortlich ist oder für die besonderer Handlungsbedarf besteht. Die Reihung der Arten erfolgt rein alphabetisch nach dem wissenschaftlichen Namen. In der Tabelle 9 (Abschnitt „Geographische Verbreitung der gefährdeten Arten in Österreich“) sind die Arten nach Gefährdungskategorien zusammengefasst. Endemische (end.), subendemische (sub.) und neozooische (neo.) Arten sind in der Spalte „Status“ gesondert gekennzeichnet. Bei einigen Arten ist die nationale Verantwortung derzeit nicht genau abschätzbar, was mit einem Fragezeichen in der entsprechenden Spalte vermerkt wurde.

Gefährdungskategorie	Art	Status	Bestandsituation	Bestandsentwicklung	Arealentwicklung	Habitatverfügbarkeit	Habitatentwicklung	Dir. anthr. Beeinflussung	Einwanderung	Weitere Risikofaktoren	Anmerkungen	Verantwortlichkeit	Handlungsbedarf
EN	<i>Abramis ballerus</i> (Linnaeus, 1758), Zope		3	-3	-3	3	0	0	0	0	1		
LC	<i>Abramis bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758), Güster		6	0	0	4	0	0	0	0	2		
LC	<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758), Brachse		6	0	0	5	0	0	0	0	3		
EN	<i>Abramis sapa</i> (Pallas, 1814), Zobel		3	-3	-3	3	0	0	0	0	4		

Gefährdungskategorie	Art	Status	Bestandsituation	Bestandsentwicklung	Arealentwicklung	Habitatverfügbarkeit	Habitatentwicklung	Dir. anthr. Beeinflussung	Einwanderung	Weitere Risikofaktoren	Anmerkungen	Verantwortlichkeit	Handlungsbedarf
RE	<i>Acipenser gueldenstaedtii</i> Brandt & Ratzeburg, 1833, Waxdick		0	0	0	0	0	0	0	0	5		
RE	<i>Acipenser nudiventris</i> Lovetzky, 1828, Glattdick		0	0	0	0	0	0	0	0	6		
CR	<i>Acipenser ruthenus</i> Linnaeus, 1758, Sterlet		1	-6	-8	1	0	3	0	0	7		!!
RE	<i>Acipenser stellatus</i> Pallas, 1771, Sternhausen		0	0	0	0	0	0	0	0	8		
LC	<i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782), Schneider		6	-3	0	5	0	0	0	0	9		
LC	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758), Laube		7	0	0	5	0	0	0	0	10		
RE	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758), Aal		0	0	0	0	0	0	0	0	11		
EN	<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758), Schied, Rapfen		3	-3	0	4	0	0	0	0	12		
LC	<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758), Bachschmerle, Bartgrundel		8	0	0	6	0	0	0	0	13		
NT	<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758), Barbe		5	-3	0	5	0	0	0	0	14		
CR	<i>Barbus</i> sp. (<i>petenyi</i> -Gruppe), Semling		1	-6	-3	?	?	0	0	0	15	!	!!
EN	<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758), Karausche		3	-6	0	2	0	0	0	0	16		
LC	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782), Giebel, Silberkarausche		4	0	3	3	0	0	0	0	17		
LC	<i>Chalcalburnus chalcoides</i> (Gueldenstaedt, 1772), Seelaube		4	0	0	2	0	0	0	0	18		
NT	<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758), Nase		5	-3	-3	5	0	0	0	0	19		
VU	<i>Cobitis</i> sp., „Steinbeißer“		4	-3	-3	3	0	1	0	1	20		!
VU	<i>Coregonus arenicolus</i> Kottelat, 1997, Sandfelchen		2	0	0	2	0	?	0	?	21	!!	
VU	<i>Coregonus atterensis</i> Kottelat, 1997, Reinanke	end.	3	0	0	2	0	?	0	?	22	!!	!!
VU	<i>Coregonus danneri</i> Vogt, 1908, Riedling	end.	2	0	0	2	0	?	0	?	23	!!	!!
EX	<i>Coregonus gutturosus</i> (Gmelin, 1818), Kilch		0	0	0	1	0	0	0	0	24		
LC	<i>Coregonus macrophthalmus</i> Nüsslin, 1882, Gangfisch		4	0	0	2	0	?	0	?	25	!!	
VU	<i>Coregonus renke</i> (Paula Schrank, 1783), Renke, Reinanke	sub.?	3	0	0	2	0	?	0	?	26	!!	!!
LC	<i>Coregonus wartmanni</i> (Bloch, 1784), Blaufelchen		4	0	0	2	0	?	0	?	27	!!	
CR	<i>Coregonus</i> sp. „Kröpfung“	end.	1	-3	0	2	0	?	0	?	28	!!	!!
DD	<i>Coregonus</i> sp. „Kärnten“	end.?	2	-1	0	1	0	?	0	?	31	?	!!
DD	<i>Coregonus</i> sp. „Tirol“	sub.?	2	?	0	1	0	?	0	?	29	?	!!
DD	<i>Coregonus</i> sp. „Trumer Seen“	end.?	2	?	0	1	0	?	0	?	30	?	!!
NE	<i>Coregonus</i> sp.	neo.	2	-	-	-	-	-	-	-	32		
NT	<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758, Koppe, Groppe		7	-6	0	8	0	0	0	0	33		
EN	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758, Karpfen		3	-3	-8	3	0	?	0	0	34		
NT	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758, Hecht		5	-3	0	5	0	?	0	0	35		
VU	<i>Eudontomyzon mariae</i> (Berg, 1931), Ukrainisches Bachneunauge		4	-6	-3	3	0	0	0	0	36		!
NE	<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758, Dreistachliger Stichling	neo.	2	-	-	-	-	-	-	-	37		?

Gefährungskategorie	Art	Status	Bestandsituation	Bestandsentwicklung	Arealentwicklung	Habitatverfügbarkeit	Habitatentwicklung	Dir. anthr. Beeinflussung	Einwanderung	Weitere Risikofaktoren	Anmerkungen	Verantwortlichkeit	Handlungsbedarf
LC	<i>Gobio albipinnatus</i> Lukash, 1933, Weißflossengründling		5	0	0	3	0	0	0	0	38		
LC	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758), Gründling		8	0	0	6	0	0	0	0	39		
EN	<i>Gobio kesslerii</i> Dybowski, 1862, Kesslergründling		2	-3	-3	3	0	0	0	0	40		
CR	<i>Gobio uranoscopus</i> (Agassiz, 1828), Steingressling		1	-3	-8	3	0	0	0	0	41		!!
VU	<i>Gymnocephalus baloni</i> Holčík & Hensel, 1974, Donaukaulbarsch		3	0	0	3	0	0	0	0	42		
LC	<i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758), Kaulbarsch		6	0	3	3	0	0	0	0	43		
VU	<i>Gymnocephalus schraetser</i> (Linnaeus, 1758), Schrätzer		3	0	-3	4	0	0	0	0	44		
EN	<i>Hucho hucho</i> (Linnaeus, 1758), Huchen		2	-6	-8	3	0	3	0	0	45	?	
RE	<i>Huso huso</i> (Linnaeus, 1758), Hausen		0	0	0	0	0	0	0	0	46		
EN	<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784), Bachneunauge		2	-6	0	?	0	0	0	0	47		!
NE	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758), Sonnenbarsch	neo.	5	-	-	-	-	-	-	-	48		?
EN	<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843), Moderlieschen		3	-6	0	1	0	0	0	?	49		
LC	<i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758), Aitel, Döbel		8	0	0	7	0	0	0	0	50		
EN	<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758), Nerfling, Seider, Aland		3	-3	-3	3	0	0	0	0	51		
NT	<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758), Hasel		5	-3	-3	5	0	0	0	0	52		
EN	<i>Leuciscus souffia</i> Risso, 1826, Strömer		4	-6	-3	3	0	0	0	0	53		
VU	<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758), Aalrutte, Quappe, Trüsche		4	-6	0	4	0	0	0	0	54		
CR	<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758), Schlammpeitzger		1	-9	0	1	-7	0	0	1	55		!!
NE	<i>Neogobius gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857), Nackthalsgrundel	neo.	1	-	-	-	-	-	-	-	56		?
NE	<i>Neogobius kessleri</i> (Günther, 1861), Kesslergrundel	neo.	2	-	-	-	-	-	-	-	56		?
NE	<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814), Schwarzmundgrundel	neo.	2	-	-	-	-	-	-	-	56		?
NE	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792), Regenbogenforelle	neo.	7	-	-	-	-	-	-	-	57		?
NT	<i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758), Sichling, Ziege		5	0	-3	3	0	0	0	1	58		
LC	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758, Flussbarsch		8	0	0	7	0	0	0	0	59		
NT	<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758), Elritze, Pfrille		6	-6	0	5	0	0	0	0	60		
EN	<i>Proterorhinus marmoratus</i> (Pallas, 1814), Marmorierte Grundel		3	0	0	3	0	0	0	1	61		
NE	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846), Blaubandbärbling	neo.	5	-	-	-	-	-	-	-	62		?
VU	<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782), Bitterling		4	-3	0	4	0	0	0	1	63		
EN	<i>Rutilus meidingeri</i> (Heckel, 1851), Perlfisch	sub.	2	-3	-3	2	0	0	0	0	64	!!	
EN	<i>Rutilus pigus</i> (La Cépède, 1803), Frauennerfling		2	-6	0	3	0	0	0	0	65		
LC	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758), Rotauge, Plötze		8	0	0	7	0	0	0	0	66		
EN	<i>Sabanejewia balcanica</i> (Karaman, 1922), Balkan-Goldsteinbeißer		2	-6	-3	?	0	0	0	0	67		!
NT	<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758, Bachforelle		8	0	0	8	0	-3	0	1	68		

Gefährdungskategorie	Art	Status	Bestandsituation	Bestandsentwicklung	Arealentwicklung	Habitatverfügbarkeit	Habitatentwicklung	Dir. anthr. Beeinflussung	Einwanderung	Weitere Risikofaktoren	Anmerkungen	Verantwortlichkeit	Handlungsbedarf
NE	<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1814), Bachsaibling	neo.	4	–	–	–	–	–	–	–	69		?
EX	<i>Salvelinus profundus</i> Schillinger, 1901, Bodensee-Tiefensaibling		0	0	0	1	0	0	0	0	70		
LC	<i>Salvelinus umbla</i> (Linnaeus, 1758), Seesaibling		5	0	0	4	0	?	0	0	71		
NT	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758), Zander, Schill, Fogosch		4	–3	0	4	0	?	0	0	72		
EN	<i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1788), Wolgazander		2	–3	0	3	0	0	0	0	73		
LC	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758), Rotfeder		6	–3	0	4	0	0	0	0	74		
VU	<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758, Wels, Waller		3	0	–3	3	0	?	0	0	75		
VU	<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758), Äsche		5	–6	0	5	0	?	0	0	76		
VU	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758), Schleie		4	–6	0	3	0	?	0	0	77		
CR	<i>Umbra krameri</i> Walbaum, 1792, Hundsfisch		1	–9	–8	1	–7	5	0	0	78		
EN	<i>Vimba elongata</i> (Valenciennes, 1844), Seerüssling	end.	2	–3	0	2	0	0	0	0	79	!!	!!
VU	<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758), Rußnase		3	0	–3	4	0	0	0	0	80		
EN	<i>Zingel streber</i> (Siebold, 1863), Streber		3	–6	–3	3	0	1	0	0	81		
VU	<i>Zingel zingel</i> (Linnaeus, 1766), Zingel		3	0	–3	3	0	0	0	0	82		

Anmerkungen

Die Reihung der Arten in den folgenden Anmerkungen erfolgt wie im Falle der Roten Liste rein alphabetisch nach dem wissenschaftlichen Namen. Angeführt sind zunächst die Rasterfrequenzen mit Nachweisen der Art sowie die geschätzte Populationsgröße (vgl. Abschnitt „Verbreitung [Areal-situation] und Bestandssituation“). Für einige Arten folgen kurze Anmerkungen zur Taxonomie und Nomenklatur, grundsätzliche Aspekte zu diesem Thema sind anhand der Neunaugen, Salmoniden und Coregonen im Abschnitt „Taxonomische und nomenklatorische Anmerkungen“ abgehandelt. Nach einer Darstellung der geographischen Verbreitung mit Angabe der Vorkommen in Österreich sind schließlich zum Vergleich die Gefährdungseinstufungen der beiden letzten Roten Listen Österreichs (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997), von drei regionalen Roten Listen (Niederösterreich: Mikschi & Wolfram-Wais 1999, Kärnten: Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b, Burgenland: Wolfram & Mikschi 2002), der Listen der Nachbarstaaten (Deutschland: Freyhof 2002; Schweiz: Kirchhofer et al. 1994; Liechtenstein: Bohl et al. 2001; Tschechien: Lusk et al. 2004; Slowakei: Holčík 1996; Ungarn: Keresztessy 1996, ergänzt um Keresztessy 2004; Slowenien/Donau-Einzugsgebiet: Povž 1996) sowie der weltweiten Roten Liste (IUCN 2003) angeführt. Für Italien liegen keine Gefährdungseinstufungen vor.

Die Rote Liste der Fische der Steiermark (Igler & Kreissl 1981, Kreissl 1991) und die regionale Liste der im Raabfluss-System gefährdeten Fischarten (Tiefenbach et al. 1981) wurden, da veraltet und daher wenig aussagekräftig, nicht berücksichtigt. Die neue Rote Liste der Fische der Steiermark (Woschitz 2006) erschien nach Redaktionsschluss und konnte daher nicht mehr berücksichtigt werden. Die weltweiten Einstufungen wurden „<http://www.redlist.org>“ sowie (für neuere Taxa) Freyhof (2002) entnommen. In der ungarischen Roten Liste (Keresztessy 1996) sind einige Arten nicht eingestuft, die seit längerer Zeit nicht mehr gefangen wurden. Im Sinne der Definitionen der IUCN-Kriterien wären diese Arten vermutlich als regional ausgestorben einzustufen. Eine entsprechende Bewertung wurde jedoch nicht vergeben. Die früher üblichen Gefährdungskategorien anderer Roter Listen wurden unverändert übernommen; Erläuterungen dazu siehe Zulka et al. (2001) und Zulka & Eder (in diesem Band).

1 *Abramis ballerus* (Linnaeus, 1758), Zope

Rasterfrequenz: 42 (gesicherte Angaben), 58 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Die Zope ist ein typischer Vertreter der Donaufauna und von Österreich bis in den Mündungsbereich am Schwarzen Meer nachgewiesen. Sie wurde jedoch auch in andere Gewässersysteme eingeschleppt und kommt heute in verschiedenen polnischen und tschechischen Flüssen vor (P. Jurajda, pers. Mitt.). Der Hauptlebensraum der Zope sind große Potamalflüsse mit kommunizierenden Altarmen, in welche die Art zur Laichzeit zieht. Sie wird daher der Laichgilde „rheophil-B“ zugerechnet (Spindler 1997a). In Österreich zählen die gesamte Donau, die March, die Thaya, der Unterlauf der Mur und der Unterlauf von Lafnitz und Raab zum natürlichen Verbreitungsgebiet der Zope. Bis Mitte des 20. Jahrhunderts kam die Art auch vereinzelt im Süden des Neusiedler Sees vor (Wolfram & Mikschi 2002). Heute ist ihr Vorkommen auf Donau und vor allem March und Thaya beschränkt. Die Zope ist aufgrund ihrer engen Bindung an funktionierende Auensysteme des Tieflandes stark gefährdet. Dieser Lebensraumtyp erfuhr im 20. Jahrhundert dramatische Verluste durch Regulierungen und Kraftwerksbauten. Entsprechend gingen die Bestände in der Donau nach Errichtung der großen Staue stark zurück. Außer der Population östlich von Wien (Eberstaller et al. 2001) gibt es nur wenige Nachweise aus der Donau stromauf der Bundeshauptstadt (Schiemer et al. 1994), unter anderem auch aus dem Mündungsbereich der Traisen (Mikschi & Wolfram-Wais 1999), Erlauf (Eberstaller & Wohlschlager 1991) und Melk (Bauer & Kaufmann 2004). Generell ist die Zope, im Gegensatz zum nahe verwandten Zobel, in den Donaustauen nur sehr vereinzelt anzutreffen (Schiemer et al. 1994). Ein besonderer Handlungsbedarf ist nicht zu definieren.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): stark gefährdet, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Vulnerable, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Vulnerable, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Susceptible, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Intermediate, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Indeterminate (seit 10 Jahren nicht mehr gefangen), Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

2 *Abramis bjoerkna* (Linnaeus, 1758), Güster

Rasterfrequenz: 153 (gesicherte Angaben), 170 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1 bis 10 Millionen.

Der Güster ist in Europa weit verbreitet und fehlte in Österreich ursprünglich nur in Tirol (Spind-

ler 1997a). Als euryöke Art des Epi- bis Metapotamals besiedelt die Art neben großen Tieflandflüssen mit funktionierenden Auensystemen auch stehende Gewässer. Schwerpunkte der heutigen Verbreitung sind die March (Spindler 1994a), die Donau östlich von Wien (Schiemer & Waidbacher 1992) und der Neusiedler See (Herzig et al. 1994, Wolfram et al. 2002). In allen drei genannten Gewässern zählt der Güster zu den häufigsten Arten, ja kann geradezu als Massenfisch bezeichnet werden. In der mittleren und oberen Donau bis zur deutschen Staatsgrenze ist der Güster zwar regelmäßig, tendenziell aber in geringeren Dichten zu finden (z. B. Zauner & Pinka 1998). Häufiger fanden Zauner et al. (2001a) die Art im Inn bei Reichersberg, die Bestände in der Salzach sind hingegen schon sehr gering (z. B. Petz-Glechner & Petz 2002a). In Kärnten tritt der Güster vor allem in Seen, vereinzelt auch in Stauräumen der Drau auf. Im Mur-Einzugsgebiet hat die Art ihren ursprünglichen Lebensraum, die Murauen, eingebüßt (Zauner et al. 2000), kommt aber nach Aussagen von Fischern in den rechtsufrigen Zubringern Gleinz, Stainz und Lassnitz vor. Österreichweit ist der Güster nicht gefährdet (Kategorie LC). Nur in der Roten Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002) wird die Art als „Near Threatened“ (nahezu gefährdet) eingestuft. Aus den meisten Nachbarländern liegen keine Gefährdungsmeldungen vor. In der Roten Liste Ungarns scheint der Güster in der Kategorie „Intermediate“ auf (Keresztesy 2004), in Liechtenstein ist der Güster gefährdet (Bohl et al. 2001).

3 *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), Brachse

Rasterfrequenz: 259 (gesicherte Angaben), 321 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1 bis 10 Millionen.

Die Brachse ist österreichweit verbreitet, als Massenfisch kommt sie in der Donau östlich von Wien und in der March und Thaya vor (Spindler 1994a, Eberstaller et al. 2001). Häufig ist sie weiters in tiefer gelegenen Seen und Teichen Salzburgs, Oberösterreichs und Kärntens. Als euryöke Art ist sie von der Errichtung der Stauketten in den großen Tieflandflüssen nicht so sehr betroffen wie andere Arten und besiedelt heute auch die Stauräume von Donau, Drau und Mur. Bestands- und Arealentwicklung der Brachse können als stabil bezeichnet werden, wenngleich sie in manchen Gebieten auch zurückgegangen sein mag (z. B. Kofler 1980). Die Art ist in Österreich und in den meisten Nachbarländern nicht gefährdet, lediglich in Liechtenstein wird die Brachse als „potentiell gefährdet“ eingestuft (Bohl et al. 2001).

4 *Abramis sapa* (Pallas, 1814), Zobel

Rasterfrequenz: 52 (gesicherte Angaben), 87 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Als Donau-Endemit kam der Zobel ursprünglich nur im Donaueinzugsgebiet vor, infolge von Besatzmaßnahmen ist die Art mittlerweile auch aus dem Rhein nachgewiesen (Bischoff et al. 1998). In Österreich war der Zobel früher neben der Donau in der Salzach, dem unteren Inn, der Grenzmur, der Leitha, der Raab und Lafnitz sowie der March und Thaya verbreitet. Mika (1962) führt den Zobel auch in seiner Liste der Arten des Neusiedler-See-Gebietes (inkl. Zuflüsse Kroisbach, Ikva und Rakpatak) an. Gegenüber dem ursprünglichen Vorkommen erfuhr der Zobel – wie die nah verwandte Zope – deutliche Arealverluste und Bestandseinbußen. Die Populationen im Westen und im Südosten Österreichs sind erloschen. Auch aus der slowenischen Mur ist die Art verschwunden (Povž 1996). In der Donau wurden die Bestände infolge der Regulierung und der Kraftwerksbauten (Abtrennung von Altarmen!) markant reduziert (vgl. Zauner & Pinka 1998), doch scheint die Art mit den neuen Verhältnissen in den Donaustauen deutlich besser zurecht zu kommen als andere rheophile Donauarten (Schiemer et al. 1994). Schwerpunkt der Verbreitung

sind heute die March und die Donau östlich von Wien (Eberstaller et al. 2001), von wo der Zobel beispielsweise bei Hochwasser auch in das Rußbach-Marchfeldkanal-System einwandert (Radlmair 2003). Auch im Stauraum Aschach ist die Art sehr häufig anzutreffen (Zauner et al. 2001b). Ein besonderer Handlungsbedarf besteht nicht.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): nicht gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Critically Endangered, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Susceptible, Rote Liste Ungarn (Keresztesy 2004): Intermediate, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Presumably Extinct, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

5 *Acipenser gueldenstaedtii* Brandt & Ratzeburg, 1833, Waxdick

Rasterfrequenz: 0.

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 0.

Der Waxdick, wie die anderen Acipenseriden im Anhang V der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) aufgelistet, ist eine ponto-kaspisch verbreitete Art, die nach Vlasenko et al. (1989) ehemals als anadrome und als potamodrome Form vorkam. Erstere zog regelmäßig zum Laichen aus dem Schwarzen Meer in die Donau und andere Zubringer auf. Für das mittlere und obere Donau-Einzugsgebiet vermuten die Autoren die Existenz einer reinen Fließgewässerform, während Zauner (1997a) den Waxdick als rein wandernde Art angibt. In Österreich war der Waxdick früher weitgehend auf die Donau beschränkt, kam hier jedoch im gesamten Bundesgebiet bis Passau vor und wird von Freyhof (2002) zur autochthonen Fischfauna der bayerischen Donau gezählt. Darüber hinaus wurde ein ehemaliges Vorkommen in der österreichischen Drau vermutet (Kähsbauer 1961), das jedoch umstritten ist (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b). Auch in der Grenzmur dürfte der Waxdick vereinzelt vorgekommen sein (Zauner et al. 2000). Keine gesicherten Nachweise für ein ehemaliges Vorkommen gibt es aus der Salzach (Petz-Glechner & Petz 2004a); der einzige „Beleg“ ist ein Gemälde im Schloss Hellbrunn, auf dem ein störrischer „Visch“ abgebildet ist. Weder die Artzugehörigkeit noch die Herkunft des Tieres sind gesichert (R. Petz-Glechner, pers. Mitt.). Heute ist der Waxdick österreichweit ausgestorben, in der slowakischen Donau wurden die letzten Exemplare 1987 gefangen (Holčík 1996, 84: „supposed to be the Russian sturgeon“). Ob jüngste Besatzmaßnahmen in den Donau-Auen (Anonymus 2005) zur Etablierung einer stabilen, reproduzierenden Population führen werden, ist abzuwarten.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Regionally Extinct (regional ausgestorben oder verschollen), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Extinct, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): resident form Critically Endangered, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Endangered.

6 *Acipenser nudiiventris* Lovetzky, 1828, Glattdick

Rasterfrequenz: 0.

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 0.

Der Glattdick, wie die zuvor genannte Art ponto-kaspisch verbreitet und in Österreich ehemals auf die Donau beschränkt, ist heute in Österreich ausgestorben. Sokolov & Vasil'ev (1989) folgend, kam bei uns früher vermutlich die rein potamodrome Form des Glattdick vor. Auch wenn die

Art somit nicht auf die Möglichkeit des Abwanderns bis zum Schwarzen Meer angewiesen war, gelten neben der Überfischung vor allem Verbauungen und Unterbrechungen des Kontinuums der Donau als Hauptursache für den Bestandsrückgang und das regionale Erlöschen der Population. Für die Theiß und die Drau im Grenzgebiet zwischen Kroatien und Ungarn ist der Glattdick nach Zauner (1997a) noch belegt.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Regionally Extinct (regional ausgestorben oder verschollen), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Extinct, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Endangered; Donaupopulation Critically Endangered.

7 *Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758, Sterlet

Rasterfrequenz: 32 (gesicherte Angaben, davon nur 4 mit nachgewiesener Reproduktion), 58 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: < 1000.

Von den fünf in Österreich autochthonen Störartigen ist der Sterlet die einzige Art, die heute noch in unseren Gewässern anzutreffen ist. Nachweise gibt es in Österreich aus verschiedenen Gewässern, vor allem aus der Donau im gesamten österreichischen Abschnitt, weiters aus der Drau und der Mur und schließlich vereinzelt aus verschiedenen Grundwasserseen (z. B. Badesees Kirschen-theuer in Unterkärnten, Ratzersdorfer See bei St. Pölten). Gassner et al. (2003) führen den Sterlet auch in der rezenten Artenliste des Walchsees. Bei den genannten stehenden Gewässern handelt es sich zweifelsohne um einen Bestand, der sich ausschließlich auf Besatz stützt. Eine funktionierende Reproduktion existiert in diesen für die Art völlig ungeeigneten Habitaten nicht. Doch auch in den genannten Fließgewässern wird der Bestand vielerorts nur durch Besatz aufrechterhalten (vgl. Kiwek 1995). Ein sich selbst erhaltender Bestand kann wohl nur für wenige Fließstrecken der Donau, so z. B. im oberösterreichischen Abschnitt (Zauner 1997a), angegeben werden. In der deutschen Donau reproduziert der Sterlet derzeit nicht (Freyhof 2002). Inwieweit der Sterlet östlich von Wien eine stabile, selbstreproduzierende Population ausbildet, ist fraglich. Eberstaller et al. (2001) konnten mehrere Individuen der Art im Unterwasser des Kraftwerks Freudenau fangen. Reproduktionsnachweise liegen auch aus der Drau vor (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999a, Honsig-Erlenburg et al. 2002), wobei allerdings umstritten ist, ob der Sterlet in Kärnten überhaupt ursprünglich heimisch war (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b). Das ehemalige Vorkommen in der March dürfte erloschen sein (Spindler 1994a), doch führt Holčík (1996) die Art in der Roten Liste der Slowakei noch nicht als ausgestorben. Angesichts des sehr eingeschränkten, nur selten selbstreproduzierenden Vorkommens muss der Sterlet in Österreich als vom Aussterben bedroht (Kategorie CR) eingestuft werden. Der Handlungsbedarf wird als sehr hoch eingestuft, wobei ein gezieltes Monitoring und Untersuchungen zur Biologie der Art prioritär wären.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Critically Endangered, Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): Vorkommen nur durch ständiges Nachbesetzen gesichert, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): regional ausgestorben/wieder eingebürgert, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Extinct, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Not Evaluated, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Susceptible, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Vulnerable, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Presumably Extinct, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Vulnerable.

8 *Acipenser stellatus* Pallas, 1771, Sternhausen

Rasterfrequenz: 0.

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 0.

Wie der Hausen und der Waxdick erreichte früher auch der Sternhausen auf seinen Laichwanderungen die österreichischen Donauabschnitte, er dürfte jedoch seltener als die beiden erstgenannten Vertreter der Störe gewesen sein (Zauner 1997a). Wie bei diesen Arten sind die Unterbrechungen des Wanderwegs durch Verbauung bzw. Stauhaltungen für das regionale Verschwinden des Sternhausens verantwortlich. Das heutige Verbreitungsgebiet des Sternhausens ist auf das Schwarze Meer und das Kaspische Meer sowie die jeweiligen größeren Zubringer beschränkt (Hochleithner 1996).

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Regionally Extinct, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997) und Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Extinct, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Endangered.

9 *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782), Schneider

Rasterfrequenz: 205 (gesicherte Angaben), 273 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1 bis 10 Millionen.

Der Schneider, eine in vielen europäischen Ländern verbreitete Kleinfischart, kam ursprünglich in ganz Österreich mit Ausnahme von Tirol vor (Spindler 1997a). Abgesehen von Wien gibt es auch heute in allen Bundesländern und in allen Haupteinzugsgebieten reproduzierende Populationen (Abb. 5). In der March und ihren kleinen rechtsufrigen Zubringern im Weinviertel fehlt der Schneider, doch gibt es eine größere Population in der Rudava, die bei Jedenspeigen einmündet (Spindler et al. 1992) sowie in der Thaya im Waldviertel (Schlott & Gratzl 1994, 2000). Schwerpunkt des Vorkommens des Schneiders sind kleinere bis mittlere Potamalflüsse, wo die Art massenhaft (mehrere 1000 Individuen pro Hektar) auftreten kann und als Leitart der Barbenregion anzusehen ist (Haunschmid et al. 2004). Typische Wohngewässer des Schneiders sind die Grabenlandbäche in der Südoststeiermark (B. Depisch, pers. Mitt.), kleinere potamale Fließgewässer im Klagenfurter Becken (z. B. Glan, Wölfnitz: W. Honsig-Erlenburg, pers. Mitt.) oder burgenländische Tieflandflüsse wie die Rabnitz, der Stoober Bach, die Pinka oder die Lafnitz (Wolfram & Mikschi 2002). Auch im Kamp (Spindler 1997b), in der Mattig (Petz-Glechner 1998) oder in der Gusen (Siligato & Gumpinger 2004) tritt der Schneider sehr häufig auf. In der Donau und den großen Potamalfüssen sind die Bestände hingegen meist gering (mit Ausnahme der Mur, Zauner et al. 2000, Zauner & Ratschan 2004a, 2004b). Heute kann der Schneider aufgrund des häufigen Vorkommens in Ostösterreich als „nicht gefährdet“ (Kategorie LC) eingestuft werden. Frühere pessimistischere Einstufungen dürften auf den zu geringen Wissensstand zur Fischfauna kleinerer Flüsse und Bäche zurückzuführen sein.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Least Concern (nicht gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): Gefährdung anzunehmen, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): nicht gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Vulnerable, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Vulnerable, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Susceptible, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Endangered, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): in keiner Gefährdungskategorie angeführt, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

10 *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758), Laube

Rasterfrequenz: 291 (gesicherte Angaben), 354 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: > 10 Millionen.

Die Laube ist europaweit verbreitet (Spindler 1997a) und besiedelt in Österreich zahlreiche Tief- und -bäche, Seen und Teiche. Für Potamalgewässer unterschiedlicher Größe ist sie neben Barbe und Nase als Leitart anzusehen (Haunschmid et al. 2004), Gassner et al. (2003) benannten einen eigenen Seentyp nach ihr. Ungeachtet dessen gibt es auch Berichte über einen Rückgang der Art, beispielsweise in verschiedenen Seen Mittel- und Unterkärntens (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Als Ursache vermuten die Autoren die Ausbreitung der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) und den Verlust von Laichhabitat. Dennoch ist die Laube angesichts ihrer weiten Verbreitung sowie weitgehend stabiler Areal- und Bestandsentwicklung österreichweit als nicht gefährdet (Kategorie LC) anzusehen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Least Concern (nicht gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Miksch & Wolfram-Wais 1999), Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b) und Burgenland (Wolfram & Miksch 2002): nicht gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): potenziell gefährdet, Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): in keiner Gefährdungskategorie angeführt, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Common, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004) und weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

11 *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758), Europäischer Aal

Rasterfrequenz: 204 (gesicherte Angaben), 298 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 0.

Der Europäische Aal zeichnet sich durch eine einzigartige Fortpflanzungsweise aus. Weltweit ziehen alle Aale zum Laichen in die Sargasso-See im West-Atlantik, um als Glasaale wieder den Tausende Kilometer langen Weg in die eigentlichen Wohngewässer anzutreten. Diese waren ursprünglich in ganz Europa anzutreffen. Zu den wenigen europäischen Gewässersystemen, die ursprünglich nicht vom Aal besiedelt wurden, gehört das Donau-Einzugsgebiet (Herzig & Herzig-Straschil 2001). In Österreich beschränkte sich das ursprüngliche Vorkommen des Aals daher auf wenige Bachläufe im Einzugsgebiet der Elbe. Vereinzelte ehemalige Vorkommen im Alpenrhein sind umstritten (vgl. Spindler 1997a, Schmutz et al. 2000). In der vorliegenden Arbeit wird das österreichische Rhein-Einzugsgebiet nicht zum autochthonen Verbreitungsareal des Aals gezählt (vgl. aber Bohl et al. 2001).

Heute gibt es in Österreich (in allen drei Haupteinzugsgebieten Donau, Rhein und Elbe) kaum einen See oder größeren Teich, in dem keine Aale vorkommen. Nach Gassner et al. (2003) gibt es Aalbestände in 60 % aller natürlicher Seen > 50 ha. Auch zahlreiche Fließgewässer beherbergen kleinere Bestände dieser Art. Sehr häufig ist der Aal, auch nach dem offiziellen Besatzstopp vor wenigen Jahren, im Neusiedler See anzutreffen (Wolfram et al. 2004). So weit verbreitet der Aal in Österreich auch ist, sämtliche Bestände sind ausschließlich auf Besatz zurückzuführen. Ein Abwandern in die Sargasso-See und ein Aufsteigen der Jungaale ist der Art aufgrund zahlreicher Kontinuumsunterbrechungen verwehrt. Das gilt auch für weiter stromab gelegene Abschnitte im tschechischen Elbe-Einzugsgebiet (P. Jurajda, pers. Mitt.). Nachdem gemäß den Vorgaben der IUCN (2004) bei der Gefährdungseinstufung nur selbstreproduzierende Populationen zu berücksichtigen sind, ist der in Österreich weit verbreitete Europäische Aal als regional ausgestorben einzustufen. Diese konsequente Auslegung der IUCN-Vorgaben wurde und wird in den meisten Roten Listen (regional, national und international) bislang oft nicht angewandt, weshalb der Aal in diesen Län-

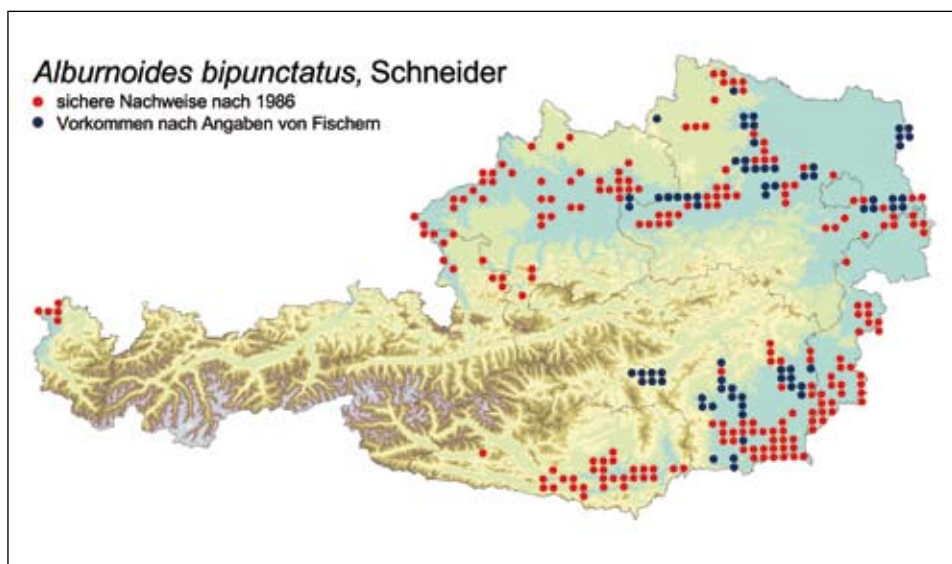


Abbildung 5. Verbreitung des Schneiders, *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782), in Österreich. Auch wenn diese Kleinfischart früher weiter verbreitet war als heute und vor allem infolge flussbaulicher Maßnahmen Einbußen hinnehmen musste, ist sie derzeit in Österreich nicht gefährdet (Least Concern, Kategorie LC).

dern meist nur als „vom Aussterben bedroht“ oder „gefährdet“ eingestuft wird.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Regionally Extinct (regional ausgestorben oder verschollen), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): Vorkommen nur durch ständiges Nachbesetzen gesichert, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): stark gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): potenziell gefährdet (praktisch ausschließlich von Besatzmaßnahmen abhängig), Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Lower Risk, Conservation Dependent, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Near Threatened, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Conservation Dependent, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Intermediate.

12 *Aspius aspius* (Linnaeus, 1758), Schied, Rapfen

Rasterfrequenz: 96 (gesicherte Angaben, ohne Neusiedler See), 136 (inkl. Angaben von Fischern). Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Der Schied, eine im Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (1992) geführte Art, ist ein typisches Element der Donaufischfauna und besiedelte entsprechend das gesamte Bundesgebiet mit Ausnahme von Tirol, Vorarlberg und Kärnten. Heute fehlt die Art in Salzburg, wurde jedoch in Kärnten vor einigen Jahren eingeschleppt und kommt dort heute unter anderem im Abfluss des Ossiacher Sees und in der Drau vor. Nach Honsig-Erlenburg et al. (2002) reproduziert die Art im Völkermarkter Stausee. Der ursprüngliche Lebensraum des Schieds in Österreich sind jedoch nicht Seen, sondern größere Tieflandflüsse und Altarme. Der Schwerpunkt der heutigen Verbreitung liegt in der Donau und einigen Zubringern im Tullner Feld und östlich von Wien (z. B. Schiemer & Waidbacher 1992, Kummer et al. 1999), in geringen Beständen kommt der Schied auch in den

oberen Donauabschnitten vor (z. B. Waidbacher et al. 1991, Zauner & Pinka 1998, Zauner et al. 2001a, Wiesner 2003a, Siligato & Gumpinger 2004). Gute Bestände gibt es weiters in Thaya (Zauner 1993) und March (Spindler 1994a), vereinzelt besiedelt der Schied auch den Unterlauf der Lafnitz (Waidbacher et al. 1999, G. Wolfram unpubl.) und Strem (Woschitz 1996b). Die Grenz- und Mur-Zubringer beherbergen nur mehr eine Reliktpopulation: Zauner et al. (2000) bzw. Zauner & Ratschan (2004b) fingen in der Grenz- und Mur sowie in zwei Nebengewässern insgesamt nur vier Individuen, Woschitz (2002) wies den Schied vereinzelt in der Kainach nach, laut G. Schidl (pers. Mitt.) ist die Art auch in der Lassnitz und Gleinz beheimatet. Im Neusiedler See, in dem der Schied noch in den 1970er-Jahren recht häufig war (A. Herzig, pers. Mitt.), ist der Schied so gut wie verschwunden; nur sehr vereinzelt werden größere Exemplare (kein Reproduktionsnachweis!) von den Berufsfischern gefangen, zuletzt im Jahr 2003 (Wolfram & Mikschi 2003). Angesichts dessen wird der Gefährdungsindikator „Bestandssituation“ trotz einer nennenswerten Anzahl von Rasterfrequenzen nur mit 3 angegeben. Im Bewertungsschlüssel von Zulka et al. (2001) führt dies zur Einstufung in die Kategorie „Endangered“ (stark gefährdet). Ein besonderer Handlungsbedarf ist nicht zu definieren.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Least Concern, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Intermediate, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Endangered, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Data Deficient.

13 *Barbatula barbatula* (Linnaeus, 1758), Bachschmerle

Rasterfrequenz: 327 (gesicherte Angaben), 364 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: > 10 Millionen.

Die Bachschmerle oder Bartgrundel ist eine der häufigsten Kleinfischarten Österreichs (Kainz & Gollmann 1989b) und österreichweit verbreitet (Spindler 1997a). In einigen Gebieten ist sie jedoch heute schon selten geworden. Mark (2003) sieht die Bachschmerle in Tirol als bedroht an. Spindler (1994a) wies die Art nur in kleineren Zubringern der March nach, am häufigsten noch in der Rudava (Mündung Höhe Jedenspeigen) auf slowakischem Gebiet. Erlöschen sind die Bestände in der Lavant und im Ossiacher See; die Schmerle ist im südlichsten Bundesland auf einige Zubringer zur oberen Drau und den Zufluss zum Griffener See beschränkt (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Vergleichsweise häufig (mit Beständen bis über 100 000 Individuen pro Hektar) tritt die Bachschmerle hingegen in vielen kleineren Hügellandbächen des Alpenvorlandes, des Burgenlandes und der Südoststeiermark auf.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Least Concern (nicht gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999) und Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): nicht gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): stark gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994) und Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): in keiner Gefährdungskategorie angeführt, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Least Concern, Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): potenziell gefährdet, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Intermediate, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): nicht aufgelistet.

14 *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758), Barbe

Rasterfrequenz: 307 (gesicherte Angaben), 386 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 100 000 bis 1 Millionen.

Die Barbe, namensgebend für die Barbenregion oder das Epipotamal, ist österreichweit verbreitet (Spindler 1997a). Sie besiedelt vor allem Tieflandflüsse, steigt aber auch in Gewässer der Äschenregion (Hyporhithral) auf. Die Barbe ist neben Nase und Rußnase die Leitart der Donau in den verbliebenen Fließstrecken (Wachau, östlich Wien, Stauwurzelbereiche). In den Donaustauen ist die Barbe hingegen deutlich zurückgegangen (Schiemer & Waidbacher 1992), wenngleich die Stauräume als Winterhabitat, aber auch als Nahrungshabitat dienen mögen (Unfer et al. 2003, C. Ratschan, pers. Mitt.). Daneben kommt die Barbe in zahlreichen Potamalfüssen vor, so z. B. in den Unterläufen verschiedener Donauzubringer, der Salzach, der Mur, der Lafnitz oder der Gurk. Verschwunden ist die Barbe jedoch aus dem Tiroler Inn und dem (ehemaligen!) Potamalabschnitt der Salzach bei Mittersill. Petz-Glechner & Petz (2002b) berichten von Barbenvorkommen in der Salzach auf Höhe von Neukirchen am Großvenediger, die vermutlich auf Besatz zurückgehen. Ein Reproduktionsnachweis aus diesem Flussabschnitt existiert nicht. Als Art mit ausgeprägter Laichwanderung ist die Barbe von Kontinuumsunterbrechungen und Aufstauungen im Besonderen betroffen (vgl. Honsig-Erlenburg et al. 2002). Aufgrund lokaler Gefährdung und Bestandsrückgänge ist die Barbe bei österreichweiter Betrachtung auf der Vorwarnliste (Kategorie NT). In der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) ist die Barbe in Anhang V angeführt.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Near Threatened (nahezu gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): gefährdet, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999) und Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): nicht gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): potenziell gefährdet, Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Near Threatened, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Susceptible, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Intermediate, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): in keiner Gefährdungskategorie angeführt, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

15 *Barbus* sp. (*petenyi*-Gruppe), Semling

Rasterfrequenz: 10 (gesicherte Nachweise, ohne Funde aus der Donau stromab von Wien von Mitte der 1980er-Jahre).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: < 1000.

Die Gattung *Barbus* kommt in der Westpaläarktis mit zahlreichen Arten vor, deren taxonomischer Status zum Teil sehr unklar ist (vgl. Banarescu & Bogutskaya 2003). Der Großteil der Arten besiedelt den mediterranen Raum, oftmals in geographisch eng begrenztem Gebiet (Berrebi et al. 1996, Banarescu & Bogutskaya 2003).

Die mit Abstand häufigste Art der Gattung *Barbus* ist die Barbe, *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758), die von England und Frankreich bis zum Schwarzen Meer verbreitet ist (Banarescu et al. 2003). Daneben kommt in Österreich mit dem Semling noch eine weitere *Barbus*-Art vor, die erst vor wenigen Jahren wiederentdeckt wurde (Zauner 1998). Seit seiner Erstbeschreibung erfuhr der Semling mehrfach nomenklatorische Änderungen. Heckel & Kner (1858) bezeichnen den „Zsemling“ als *Barbus petenyi* Heckel, und weisen auf die weite Verbreitung der Art im 19. Jahrhundert hin. Der Name *petenyi* findet sich als Unterartbezeichnung von *B. meridionalis petenyi* Heckel, 1847, etwa in der Roten Liste der Fische Österreichs aus dem Jahr 1994 (Herzig-Straschil 1994). Weitere Bezeichnungen für den Semling sind bzw. waren *B. meridionalis* (Karakousis et al. 1993) und *B.*

peloponnesius (Economidis et al. 2003, Kottelat 1997). In der jüngeren österreichischen Literatur wurde sowohl die Bezeichnung *B. petenyi* (Spindler 1997a, Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b, Mikschi & Wolfram-Wais 1999) als auch *B. peloponnesius* (z. B. Schmutz et al. 2000, Honsig-Erlenburg 2001a, Honsig-Erlenburg et al. 2002) verwendet.

Nach Bianco (1998) ist *B. peloponnesius* jedoch endemisch in Griechenland verbreitet, kann also nicht mit dem in Österreich vorkommenden Semling identisch sein. Dieser dürfte der *petenyi*-Gruppe angehören, welche nach Machordom & Doadrio (2001) in keiner engen Verwandtschaft zu *peloponnesius* steht. Die Phylogenie der *petenyi*-Gruppe des gesamten Donauraumes wurde in einer jüngeren Studie mittels mtDNA untersucht, wobei sich drei genetisch deutlich unterscheidbare und geographisch (weitgehend) getrennte Linien unterscheiden ließen, was zur Aufspaltung der Art *petenyi* in drei Taxa führte (Kotlík & Berrebi 2002):

B. petenyi: auf das östliche Donau-Einzugsgebiet in Rumänien beschränkt

B. carpathicus: in den Oberläufen des Theiß-Einzugsgebietes; von *petenyi* nur genetisch, nicht aber morphologisch abtrennbar

B. balcanicus: nach Kotlík & Berrebi (2002) im mittleren Donau-Einzugsgebiet bis zu den Oberläufen der Save zu finden; neben genetischen auch (geringe) morphologische Unterschiede zu *petenyi* und *carpathicus*

Ob sich diese drei Taxa in der künftigen Fachliteratur als eigene Arten „etablieren“ werden, lässt sich derzeit nicht abschätzen. Fraglich ist auch, welchem der drei Taxa der österreichische Semling überhaupt angehört. Kotlík & Berrebi (2002) erwähnen „isolierte Exemplare einer rheophilen Barbe, welche wiederholt im oberen Donau-Einzugsgebiet in Österreich (Zauner 1998) nachgewiesen wurde und möglicherweise zu *B. carpathicus* gehört“. Diese Einschätzung ist angesichts der Verbreitung von *carpathicus* im Theiß-Oberlauf allerdings wenig überzeugend. Die Autoren schreiben weiters, dass *balcanicus* „sehr wahrscheinlich ... auch das Einzugsgebiet der Drau in Slowenien“ besiedelt (vgl. Šumer & Povž 1998). Die Vermutung liegt somit nahe, dass *balcanicus* mit dem in der österreichischen Drau bzw. ihren Zubringern sowie im Mur-Einzugsgebiet vorkommenden Semling identisch ist. Eine eindeutige Klärung der Artzugehörigkeit muss jedoch offen bleiben. Selbst das Vorkommen zwei verschiedener Taxa (Drau/Mur und Donau) ist nicht auszuschließen (vgl. die Anmerkung zur Taxonomie des Goldsteinbeißers).

Kottelat (1997) führt *Barbus petenyi* als Synonym von *B. peloponnesius*, verweist aber auf die Notwendigkeit weiterer Untersuchungen dieser Art. Angesichts der mittlerweile erfolgten Studien und den oben erwähnten Unklarheiten folgen wir im Falle des Semlings nicht Kottelat (1997), sondern führen die Art unter *Barbus* sp. (*petenyi*-Gruppe).

Angesichts der taxonomischen Unsicherheiten ist nicht eindeutig zu entscheiden, ob der Semling im Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) angeführt ist oder nicht. Wir gehen jedoch davon aus, dass der dort aufgelistete *Barbus meridionalis* (siehe oben) den in Österreich heimischen Semling einschließt.

Auch das natürliche Verbreitungsgebiet des Semlings ist angesichts der taxonomischen Unsicherheiten nicht klar anzugeben. Der Schwerpunkt dürfte im mittleren bis oberen Donau-Einzugsgebiet liegen (z. B. Harka & Farkas 2001). In Österreich war der Semling ursprünglich vorwiegend auf Randbereiche des Bundesgebietes beschränkt und besiedelte die Bundesländer Wien, Niederösterreich, Steiermark und Kärnten. Bis vor wenigen Jahren galt die Art österreichweit als ausgestorben (Spindler 1997a), nachdem Herzig-Straschil (1994) noch sporadische Vorkommen in Niederösterreich vermutet hatte (basierend auf einem nicht sicher belegten Fund aus der Donau bei Haslau, T. Spindler, pers. Mitt.). Ein sicherer Nachweis gelang jedoch bereits 1995 im Gamlitzbach (Woschitz 1996a; in Spindler 1997a nicht berücksichtigt). 1998 wies Zauner (1998) den

Semling in der Donau bei Engelhartzell in Oberösterreich nach. Weitere Vorkommen des Semlings wurden in den letzten Jahren entdeckt. Dazu zählen die untere Lavant (Honsig-Erlenburg 2001a), die Grenzmur (Zauner et al. 2000) sowie einige rechtsufrige Zubringer zur unteren Mur wie Pößnitz und Saggau (Woschitz & Parthl 1998). Im gesamten ursprünglichen Verbreitungsgebiet in Österreich erfuhr die Art einen dramatischen Bestandsverlust, der noch dadurch verdeutlicht wird, dass die Art auch an den genannten Fundorten extrem selten ist. So fanden Zauner et al. (2000) in der Grenzmur unter vielen Tausenden gefangenen Fischen nur einen einzigen Semling. Größere Bestände sind aus der Save im benachbarten Slowenien bekannt (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Für Österreich muss der Semling aufgrund der extrem geringen Bestandsdichten als „vom Aussterben bedroht“ (Kategorie CR) eingestuft werden. Zum Schutz des Semlings besteht zweifelsohne ein sehr hoher Handlungsbedarf, nicht zuletzt angesichts der Verantwortung, die Österreich für diese Art trägt. Vorrangig wären Gewässervernetzung und -restrukturierung in der unteren Mur und Drau, und zwar nicht nur diesseits der Grenze, sondern auch länderübergreifend, um die Reliktpopulationen in Slowenien besser an die österreichischen Bestände anzubinden.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Critically Endangered (vom Aussterben bedroht), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b) und Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Susceptible, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Endangered.

16 *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758), Karausche

Rasterfrequenz: 154 (gesicherte Angaben), 216 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1000 bis 10 000.

Die Karausche ist eine ursprünglich österreichweit verbreitete Art (Spindler 1997a), die bevorzugt in Altarmen und Autümpeln, aber auch im Litoral von Seen vorkommt. Auch aktuell besiedelt die Karausche Gewässer in allen Bundesländern und fast allen Haupteinzugsgebieten, in denen sie autochthon ist. Verschwunden ist sie lediglich aus dem Haupteinzugsgebiet Tiroler Inn und Nebengewässer (Spindler et al. 2002). Innerhalb ihres angestammten Verbreitungsgebietes ist die Art heute oft nur mehr in wenigen Kleingewässern zu finden, vielfach auch hier in sehr geringen Beständen. Zu erwähnen sind einige abgedämmte Auweiher an der March (Spindler 1994a) und Altwässer der Donau (z. B. Zauner & Pinka 1998, Spindler & Wanzenböck 1995). Sehr dünn sind die Bestände im Neusiedler See (Wolfram et al. 2002, 2004, Wolfram & Mikschi 2003) und an der unteren Lafnitz, wo die Karausche im Rahmen jüngster Erhebungen nur aus einem einzigen Tümpel nachgewiesen werden konnte (G. Wolfram, unpubl.). Stark zurückgegangen sind die Bestände auch in Kärntner Gewässern (Honsig-Erlenburg et al. 2002), während es aus der Grenzmur keine rezenten Nachweise gibt (Zauner et al. 2000), Neben dem Lebensraumverlust dürften Besatz und Bewirtschaftung mit standortfremden Fischarten für den Rückgang der Karausche mitverantwortlich sein (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Die Art muss als „Endangered“ (stark gefährdet) eingestuft werden.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): stark gefährdet, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): potenziell gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): stark gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Endangered, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Vulnerable, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Endangered, Rote

Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Vulnerable, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): in keiner Gefährdungskategorie angeführt, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Least Concern (Einstufung für die europäische Subpopulation: Near Threatened).

17 *Carassius gibelio* (Bloch, 1782), Giebel, Silberkarausche

Rasterfrequenz: 171 (gesicherte Angaben), 222 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Entgegen früheren Auffassungen, denen zufolge der Giebel als Unterart *Carassius auratus gibelio* (Bloch, 1782) galt, der zusammen mit dem Goldfisch (*C. auratus auratus*) aus Asien nach Europa importiert wurde, ist nach Kottelat (1997) davon auszugehen, dass der Giebel, *C. gibelio* (Bloch, 1782), eine autochthone Art im östlichen Mitteleuropa ist. Während für den Goldfisch recht gute Unterlagen für einen Import aus Asien vorliegen (Erstimport nach Europa jedenfalls im 17. Jahrhundert, Mikschi 2002) fehlen vergleichbare Angaben über Importe von Giebeln, was nicht überrascht, da der Giebel wohl kaum als Zierfisch geeignet ist und ein (teurer) Import im 17. Jahrhundert äußerst unwahrscheinlich erscheint. Für ein autochthones Vorkommen des Giebels spricht auch die Nennung der Art durch Gesner (1558, „Chiblichen“) für die Elbe, aber auch die Erwähnung in Marsilius (1726) für die Donau. Innerhalb des angestammten Arealen erfuhr die Art jedoch im letzten Jahrhundert sicherlich eine Ausdehnung der Verbreitung. So war der Giebel ursprünglich vermutlich in Kärnten und Vorarlberg nicht heimisch (vgl. Honsig-Erlenburg et al. 2002).

Der Giebel zeichnet sich durch eine hohe Anpassungsfähigkeit aus und besiedelt Altarme, Auweiher, Kleingewässer und Gräben des Flach- und Hügellandes. Die Fähigkeit, potenzielle Wohngewässer rasch zu erobern, beruht zum Teil auf einer unter den heimischen Fischarten einzigartigen Fortpflanzungsstrategie, der so genannten Gynogenese; fast alle heimischen Populationen bestehen aus Weibchen. Nur sehr selten entwickeln sich Giebel auch zu Männchen. So gelang erst kürzlich ein Fang eines Giebelmännchens im Neusiedler See (Wolfram & Mikschi unpubl.). Größere Populationen von Giebeln gibt es in den Donau- und Marchauen (z. B. Spindler & Wanzenböck 1995) sowie im Neusiedler See. Auch in den vielen Teichen des Waldviertels tritt der Giebel massenhaft auf, kann sich aber nach Schlott (1993) nicht in der Thaya und Lainsitz halten. Vereinzelt Vorkommen gibt es in der unteren Lafnitz (G. Wolfram unpubl.), der Grenzmur (Zauner et al. 2000) und in Kärnten (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Aufgrund der Arealzunahme und des hohen Ausbreitungspotenzials kann der Giebel als nicht gefährdet angesehen werden.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Least Concern (nicht gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999) und Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): nicht gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): in keiner Gefährdungskategorie angeführt, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Common.

18 *Chalcalburnus chalcoides* (Gueldenstaedt, 1772), Seelaube, Maireнке

Rasterfrequenz: 31 (gesicherte Angaben).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1 bis 10 Millionen.

Zur Gattung *Chalcalburnus* zählen derzeit zwei Arten, *C. belwica* (Verbreitung: Albanien, Griechenland, Mazedonien) und *C. chalcoides*, die ein enormes Verbreitungsgebiet aufweist, das von Österreich bis Kasachstan reicht und praktisch alle Zubringer zum Schwarzen Meer und Kaspischen Meer einschließt. Angesichts dieser Verbreitung ist es nicht verwunderlich, dass eine Reihe von Unterarten von *C. chalcoides* beschrieben wurden, darunter *C. chalcoides mento*, die in Öster-

reich heimische Seelaube. Eine Revision dieser Gattung ist überfällig, wobei davon auszugehen ist, dass entsprechende Untersuchungen in die Beschreibung mehrerer Arten münden werden. Für den Fall, dass die Donaupopulation von *Chalcalburnus* sich als eigene Art erweisen sollte, urgiert Kotelat (1997) für diese den Namen *Chalcalburnus mento* (Heckel, 1836), derzeit (als *Aspius mento* Heckel, 1836) ein Synonym für *C. chalcoides*.

Die Verbreitung der Seelaube reicht von Mitteleuropa bis Kasachstan, wobei der Schwerpunkt der Verbreitung in den Unterläufen der Zubringer zum Schwarzen Meer und Kaspischen Meer liegt (Lelek 1987). In Österreich kommt sie in guten Beständen im Mond-, Atter-, Traun-, Grundl- und Wörthersee vor, sehr gering sind die Bestände im Hallstätter und Irrsee, keine gesicherten Informationen zur Bestandssituation gibt es aus dem Fuschl- und Wolfgangsee (H. Gassner, pers. Mitt., Siligato & Gumpinger 2005). Neben den genannten Seen ist die Seelaube in einigen Zubringern anzutreffen, in welche sie zur Laichzeit oft massenhaft aufsteigt, z. B. am Attersee unter anderem in die Seeache (Siligato & Gumpinger 2005) oder in Kärnten in die Glanfurt und den Reifnitzbach, wo zur Laichzeit Anfang Mai zwischen 400 000 und 500 000 Exemplare gezählt werden können (Kerschbaumer & Lorenz 2004). Sehr vereinzelt werden wohl Einzelindividuen auch in die Seeausrinne abgeschwemmt und bis in die Donau abgedriftet (Einzelfund bei Linz, Zauner 2002). Aufgrund der sehr hohen Bestandsdichten in den genannten Seen, in denen sie neben den Reinanken als dominante Fischart anzusehen ist (H. Gassner, pers. Mitt.), kann die Seelaube als nicht gefährdet eingestuft werden. Ein besonderer Handlungsbedarf für die Art, die allerdings im Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) geführt wird, ist nicht abzuleiten.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Least Concern (nicht gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): nicht gefährdet, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Endangered, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Indeterminate (seit 10 Jahren in Slowenien nicht mehr gefangen; Honsig-Erlenburg et al. [1997] berichten allerdings von einem Nachweis 1996 in der Kolpa), Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Data Deficient.

19 *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758), Nase

Rasterfrequenz: 301 (gesicherte Angaben), 366 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 100 000 bis 1 Millionen.

Neben der Barbe ist die Nase die Leitart epipotamaler Fließgewässer (Barbenregion) und in geeigneten Gewässern in ganz Österreich anzutreffen (Spindler 1997a, Haunschmid et al. 2004). Als Massenfisch kann die Nase in der Donau stromab von Wien gelten (Schiemer & Waidbacher 1992), doch dominiert sie auch in den stromauf gelegenen Fließstrecken der Donau und in einer Reihe anderer mittlerer bis größerer Potamalflüsse. Nennenswerte Bestände mit guter Reproduktion gibt es unter anderem in einer Reihe von Donauzubringern wie z. B. der Pielach (Zitek et al. 2004a), der Fischa (H. Keckeis, pers. Mitt.) oder der Aschach (Siligato & Gumpinger 2006), in der burgenländischen Leitha (Kummer et al. 2000) und Lafnitz (Zauner & Woschitz 1992, G. Wolfram unpubl.), in der mittleren bis unteren Mur inkl. Zubringer (z. B. Woschitz 1996a, Zauner et al. 2000) sowie der Drau und ihren größeren Zubringern (Honsig-Erlenburg et al. 2002). In den Metapotamalabschnitten der Thaya und March tritt die Nase bereits hinter Brachse, Güster und Nerfling zurück (Zauner 1993, Spindler 1994a). Da die Nase hohe Ansprüche an ihre Wohngewässer stellt und zur Laichzeit oft weite Wanderungen zu den Laichplätzen unternimmt, ist sie besonders empfindlich gegenüber hydromorphologischen Beeinträchtigungen der Gewässer, insbesondere gegenüber Kontinuumsunterbrechungen. Aus diesem Grund sind die Nasenbestände

vielerorts bereits stark zurückgegangen, in manchen Haupteinzugsgebieten (vgl. Abschnitt „Verbreitung [Areal-situation] und Bestandssituation“) sogar völlig erloschen. Keine Nasen mehr gibt es zum Beispiel im Tiroler Inn (Spindler et al. 2002), im ehemaligen Potamalabschnitt der Salzach Höhe Mittersill und in der Traun mit Ausnahme der untersten Abschnitte. Sehr gering sind die Bestände im Alpenrhein und seinen Zubringern (Lunardon, pers. Mitt., Bohl et al. 2001). Selbst in der Wachau inkl. der einmündenden Pielach schätzen Zitek et al. (2004a) den Bestand an adulten Nasen nur mehr auf rund 4000 bis 5000 Individuen. Ob diese Bestandsrückgänge durch Besatzmaßnahmen kompensiert werden können, ist fraglich. In der Salzach und Zubringern gelang es aber immerhin, durch gezielte Aufzucht und die Ausdehnung der Schonzeit auf das ganze Jahr die Nase wieder zu etablieren (Petz-Glechner & Petz 2002a). Trotz der weiten Verbreitung und abschnittsweise guter Bestände muss die Nase aufgrund lokaler Bestandseinbußen und Arealverluste auf die Vorwarnliste (Kategorie NT) gesetzt werden.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Near Threatened (nahezu gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): gefährdet, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999) und Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): Gefährdung anzunehmen, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): stark gefährdet, Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): stark gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Endangered, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Susceptible, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Intermediate, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Vulnerable, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

20 *Cobitis* sp., „Steinbeißer“

Rasterfrequenz: 106 (gesicherte Angaben), 145 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Innerhalb der Gattung *Cobitis* gibt es in Osteuropa verschiedene Arten oder Arten-Hybrid-Komplexe mit unterschiedlichen Reproduktionsweisen, die sich unter anderem im Ploidie-Grad unterscheiden (z. B. Osinov et al. 1990, Vasil'ev et al. 1991). In Mitteleuropa wiesen erstmals Bohlen et al. (2002) sechs verschiedene Arten-Hybrid-Komplexe nach, und zwar in Fließgewässern der Einzugsgebiete der Oder, Elbe, Weser, Issel und des Rheins. Neben *C. taenia* dürften in Mitteleuropa zumindest zwei weitere Arten vertreten und an der Hybridenbildung beteiligt sein: *C. elongatoides* Bacescu & Maier, 1969 und *C. tanaitica* Bacescu & Maier, 1969 (Ráb et al. 2000, Bohlen et al. 2002). Der Diploid-Polyploid-Komplex der Gattung *Cobitis* in tschechischen Fließgewässern geht nach Ráb & Slavík (1996) auf die Elternarten *C. taenia* Linnaeus, 1758 und eine weitere, vermutlich unbeschriebene Art zurück. Laut Ráb (*in litt.*) kommt *C. taenia* in Österreich gar nicht vor, dafür jedoch *C. tanaitica* und *C. elongatoides* (vgl. Ráb et al. 2000). Angesichts der offenen Diskussion führen wir den Steinbeißer als *Cobitis* sp.

Nachdem die geschilderten taxonomischen Unklarheiten zum Zeitpunkt der Verabschiedung der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) nicht ausreichend bekannt waren, ist davon auszugehen, dass die dort im Anhang II angeführte Art *Cobitis taenia* auch den in Österreich heimischen Steinbeißer beinhaltet.

Ursprünglich war der Steinbeißer nahezu in ganz Österreich verbreitet, jedoch auf tiefere Lagen beschränkt (Spindler 1997a, Abb. 6). Hervorzuheben ist ein älterer Nachweis (1975) aus der auf rund 670 m über Adria gelegenen Tristacher Aue in Osttirol (Kofler 1980). Heute fehlt die Dorngrundel, wie die Art auch genannt wird, im Rhein-Einzugsgebiet; ein ehemaliges Vorkommen in den Bächen Liechtensteins ist allerdings nach Bohl et al. (2001) fraglich. Auch aus den Gewässern

Salzburgs und Wiens sowie dem Einzugsgebiet der unteren Drau ist der Steinbeißer verschwunden (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b). In Kärnten wurden jüngst Versuche unternommen, den Steinbeißer wieder einzubürgern: Im Zuge des LIFE-Projekts „Auenverbund Obere Drau“ erfolgte in den Jahren 2000 und 2002 ein Besatz mit Steinbeißern – welcher Art auch immer! – in einen Lauenbach und einen Altarm bei Kleblach (F. Ublein Vortrag SIL 2003). Die Fische wurden dem Badeseer Copacabana bei Graz entnommen; der Erfolg dieser Maßnahme wird noch abzuwarten sein (Honsig-Erlenburg et al. 2004). Wenige Steinbeißer-Nachweise gibt es aus der oberen Donau inkl. Nebengewässern (Waidbacher et al. 1991, R. Haunschmid, pers. Mitt., S. Siligato, pers. Mitt.) sowie der Mur (Woschitz 1996a, Leger & Perger 1999, Zauner et al. 2000), auch in der Donau östlich von Wien gehört der Steinbeißer zu den selteneren Taxa (Eberstaller et al. 2001). Ein Einzelfund eines Steinbeißers gelang Spindler et al. (2002) im Inn bei Völs. Zahlreich kommt *Cobitis* hingegen in Mur-Zubringern (Ahnelt & Tiefenbach 1994, Woschitz 2002, B. Depisch, pers. Mitt.), weiters in verschiedenen Bächen und Gräben Niederösterreichs (Mikschi & Wolfram-Wais 1999) und des Burgenlandes (Woschitz 1996b, 2001b, Wolfram & Mikschi 2002, G. Wolfram unpubl.) vor. In der March selbst fehlt der Steinbeißer weitgehend, besiedelt jedoch zahlreich die bei Jedenspeigen einmündende slowakische Rudava (Spindler 1994a) sowie mehrere, oft organisch stark belastete Weinviertler Bäche (T. Spindler, pers. Mitt.). Die Gefährdungsindikatoren ergeben für den Steinbeißer eine Einstufung in die Kategorie „nahezu gefährdet“ (NT). Die vermutlich bevorstehende taxonomische Aufspaltung, die in der Auswertung gleichsam als weiterer Risikofaktor gewertet wurde, rechtfertigt jedoch eine Einstufung als „gefährdet“ (VU), was auch der Einschätzung von Spindler et al. (1997) entspricht. Es besteht Handlungsbedarf, allein um die unsichere taxonomische Situation der *Cobitis*-Arten zu klären.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Vulnerable (gefährdet). Die folgenden Roten Listen beziehen sich, wenn nicht anders vermerkt, auf *Cobitis taenia*. Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): stark gefährdet, Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): regional ausgestorben oder verschollen (laut Honsig-Erlenburg et al. [2002] mittlerweile erfolgreiche Wiedereinbürgerungsversuche), Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): nicht gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Endangered (sub *C. elongatoides* Bacescu et Mayer, 1969), Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Susceptible, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Intermediate, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Insufficiently Known, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

21 *Coregonus arenicolus* Kottelat, 1997, Sandfelchen

Rasterfrequenz: 4.

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Der Sandfelchen ist eine von vier im Bodensee beheimateten Coregonenformen, welche von Kottelat (1997) in den Rang einer Art gehoben wurden (Abb. 5, vgl. Abschnitt „Taxonomische und nomenklatorische Anmerkungen“). Er kommt vorwiegend im Untersee vor, in geringerer Anzahl im westlichen Oberseebereich (Überlinger See) und am Vorarlberger Seeufer (A. Lunardon, pers. Mitt.). Die Art wurde seit jeher als seltener bezeichnet als die beiden anderen großwüchsigen Formen, der Blaufelchen und der Gangfisch (Berg 1993). Der im Litoral laichende Sandfelchen erfuhr nach 1950 einen dramatischen Rückgang infolge der Eutrophierung des Bodensees. Der Bestand konnte sich jedoch wieder erholen. Heute werden Sandfelchen getrennt von den anderen Coregonenformen des Sees abgestreift und besetzt (Freyhof 2002). Das sehr kleinräumige Vor-

kommen im Bodensee mit Schwerpunkt im Untersee führte zur Einstufung VU (gefährdet) für die österreichische Rote Liste. Die Verantwortung für diese im Bodensee endemische Art ist sehr hoch einzuschätzen. In keiner der bisherigen Roten Listen (national oder international) ist der Sandfelchen als eigenes Taxon eingestuft, lediglich Freyhof (2002) sieht die Art für Deutschland und weltweit als stark gefährdet (Kategorie EN) an.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Vulnerable (gefährdet), Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Endangered, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Endangered.

22 *Coregonus atterensis* Kottelat, 1997, Reinanke

Rasterfrequenz: 8

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000

Nach Kottelat (1997) kommt diese Art im Mond- und Attersee vor (Abb. 2) und ist gegenüber den Reinanken des Traun-Systems als eigene phylogenetische Linie anzusehen. Zu den taxonomischen Fragen rund um die österreichischen Coregonenpopulationen siehe Abschnitt „Taxonomische und nomenklatorische Anmerkungen“.

Der Bestand der fischereilich genutzten Reinanke nahm im Laufe des 20. Jahrhunderts durch Überfischung zwischenzeitlich stark ab (Homepage des Fischereireviere Attersee: <http://www.fischen-am-attersee.at/>). Auch heute ist der Bestand der ursprünglichen Formen in beiden Seen als schwach zu bezeichnen, jedenfalls deutlich geringer als jener der besetzten Coregonen (Luczynsky & Ritterbusch-Nauwerck 1995, Hassan 2000, H. Gassner, pers. Mitt.). Die Gefährdungseinstufung (Kategorie VU, gefährdet) erfolgt vor allem angesichts des sehr eingeschränkten Verbreitungsgebietes. Es besteht ein dringender Handlungsbedarf, um den taxonomischen Status der Art zu klären. Sollte sich der Artstatus (d. h. die reproduktive Isolation und genetische Eigenständigkeit der Populationen) bestätigen, so wäre *C. atterensis* in Österreich endemisch. Entsprechend hoch ist die Verantwortung Österreichs zum Schutz der Attersee-Reinanke anzusehen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (gefährdet).

23 *Coregonus danneri* Vogt, 1908, Riedling

Rasterfrequenz: 3.

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Der Riedling ist eine ausschließlich im Traunsee (Abb. 2) vorkommende Zwergform, die von Kottelat (1997) im Sinne des phylogenetischen Artkonzepts als eigene Art angesehen wird (vgl. Abschnitt „Taxonomische und nomenklatorische Anmerkungen“). Der Bestand des Riedlings ist nach Wanzenböck et al. (2000b) und H. Gassner (pers. Mitt.) gut, zeigt jedoch Anzeichen einer Überfischung. Aufgrund des eingeschränkten Vorkommens wird der Riedling als „gefährdet“ (Kategorie VU) eingestuft. Es besteht ein dringender Handlungsbedarf zu dieser in Österreich endemischen Form, deren taxonomischer Status zu klären wäre. Die Verantwortlichkeit für den in Österreich endemischen Riedling ist entsprechend sehr hoch.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (gefährdet).

24 *Coregonus gutturosus* (Gmelin, 1818), Kilch

Rasterfrequenz: 0.

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 0.

Der Kilch (oftmals unter dem wissenschaftlichen Namen *C. acronius* angeführt, z. B. Klein 1993) war eine Zwergform, die ausschließlich in der Tiefenzone des Bodensees vorkam, im Zuge der Eutrophierung des Gewässers jedoch verschwand und heute als ausgestorben gilt (Freyhof 2002).

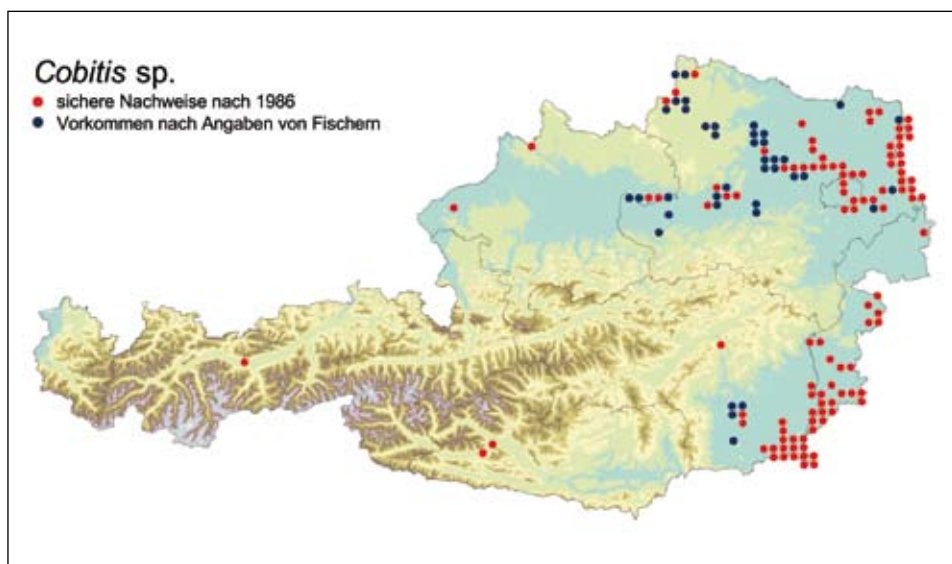


Abbildung 6: Verbreitung des Steinbeißers, *Cobitis* sp., in Österreich. Der taxonomische Status der österreichischen Steinbeißer-Populationen ist ungewiss. Nach Ráb (*in litt.*) kommen in Österreich *C. tanaïtica* Bacescu & Maier, 1969 und *C. elongatoides* Bacescu & Maier, 1969 vor, nicht jedoch die bekannte Art *Cobitis taenia* Linnaeus, 1758. Die vermutlich bevorstehende taxonomische Aufspaltung von *Cobitis* sp. rechtfertigt eine Einstufung als „Vulnerable“ (gefährdet; Kategorie VU).

Nach der Reoligotrophierung des Bodensees entwickelte sich zwar erneut eine in der Tiefe lebende Zwergform, die sich aber morphologisch vom Kilch unterscheidet (Berg 1993). Dieser Umstand und die Tatsache, dass sich die drei übrigen Bodensee-Coregonenformen nicht nur morphologisch und ökologisch, sondern auch genetisch als unterschiedlich erwiesen (Douglas et al. 1999), bewogen Kottelat (1997) dazu, den Kilch als eigene Art anzuerkennen. Eine endgültige Entscheidung über den Artstatus dieser heute nicht mehr existierenden Form wird wohl kaum möglich sein. Der Kilch wird dennoch als valide (wenngleich ausgestorbene) Art in die Checkliste zur Roten Liste aufgenommen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Extinct (weltweit ausgestorben oder verschollen), Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Extinct, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Extinct.

25 *Coregonus macrophthalmus* Nüsslin, 1882, Gangfisch

Rasterfrequenz: 4.

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1 bis 10 Millionen.

Der Gangfisch ist eine von drei heute noch im Bodensee lebenden Coregonenarten (Abb. 2). Er unterscheidet sich vom Blaufelchen durch das Laichhabitat (Litoral) und besiedelt im Gegensatz zu diesem auch den gesamten Bodensee (Berg 1993). Er wird wirtschaftlich genutzt, der Bestand gilt heute als gut (Freyhof 2002). Bedingt durch die Bewirtschaftungspraxis mit jährlicher Laichfischerei und künstlicher Erbrütung scheint sich der Coregonenbestand im Bodensee derzeit zugunsten der Gangfische zu verschieben (Berg 1993). Die Gefährdungsindikatoren ergeben aufgrund der beachtlichen Populationsgröße eine Einstufung als „Least Concern“ (nicht gefährdet).

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Least Concern (nicht gefährdet), Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Endangered, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Endangered.

26 *Coregonus renke* (Paula Schrank, 1783), Reinanke, Renke

Rasterfrequenz: 8.

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 100 000 bis 1 Millionen.

Unter dem wissenschaftlichen Namen *C. renke* führt Kottelat (1997) den im Attersee vorkommenden Kröpfling sowie die Reinanke des Traunsees an. Wie im Abschnitt „Taxonomische und nomenklatorische Anmerkungen“ erläutert, wird dieser Name im Folgenden auf die Populationen des Traun-Einzugsgebietes (Traunsee, Hallstätter See, Wolfgangsee; Abb. 2) beschränkt, während der kleinwüchsige Kröpfling aus dem Attersee eigens eingestuft wird. Die Populationen der drei Traunfluss-Seen wurden im Laufe des 20. Jahrhunderts teilweise überfischt (Traunsee: Wanzenböck et al. 2000a), sind heute aber (insbesondere die Population des Hallstätter Sees, H. Gassner, pers. Mitt.) als stabil zu bezeichnen. Eine unmittelbare Gefährdung besteht nicht, doch rechtfertigt das eingeschränkte Vorkommen eine Einstufung in die Gefährdungskategorie VU (gefährdet). Die Typuslokalität von *C. renke* ist der Starnberger See. Möglicherweise sind auch die Tiroler Coregonenpopulationen konspezifisch mit jenen des Traunsees und einiger bayrischer Seen. Freyhof (2002) stuft die Art als in Deutschland und weltweit gefährdet (Kategorie VU) ein. Dringender Handlungsbedarf besteht darin, den taxonomischen Status der Art zu klären. Wie bei den anderen (sub)endemischen Coregonenformen besteht für Österreich aus der Sicht des Artenschutzes eine sehr hohe Verantwortlichkeit.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (gefährdet), Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Vulnerable, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Vulnerable.

27 *Coregonus wartmanni* (Bloch, 1784), Blaufelchen

Rasterfrequenz: 4.

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1 bis 10 Millionen.

Die Blaufelchen des Bodensees (Abb. 2) sind im Gegensatz zu den Gangfischen pelagische Laicher. Sie kommen fast ausschließlich im Obersee vor, wurden aber in vielen zentraleuropäischen Seen besetzt (Freyhof 2002). Die wirtschaftlich intensiv genutzte Art ging in den 60er- und 70er-Jahren des vorigen Jahrhunderts infolge Eutrophierung zugunsten des Flussbarsches zurück. In den letzten Jahren nahmen die Bestände wieder zu (B. Wagner, Vortrag 2003), auch wenn Berg (1993) eine Verschiebung der Coregonenbestände zugunsten der Gangfische angibt. Die Gefährdungsdiktoren führen aufgrund der Populationsstärke zur Einstufung als „nicht gefährdet“. Wir weichen damit beim Blaufelchen wie beim Gangfisch in der Einschätzung der Gefährdung deutlich von Freyhof (2002) ab.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Least Concern (nicht gefährdet), Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Endangered, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Endangered.

28 *Coregonus* sp. „Kröpfling“

Rasterfrequenz: 5.

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1000 bis 10 000.

Der Kröpfling wird von Kottelat (1997) als *C. renke* bezeichnet, doch dürfte diese kleinwüchsige Form nicht mit den Populationen des Traunsees identisch sein und ausschließlich im Attersee vorkommen (Abb. 2, vgl. Abschnitt „Taxonomische und nomenklatorische Anmerkungen“). Im Gegensatz zu den anderen Coregonenarten ist der Bestand des Kröpflings schlecht, von den Be-

rufsfischern am Attersee wird diese Form nur mehr sehr selten gefangen (H. Gassner, pers. Mitt). Aufgrund des geringen Bestands bzw. des Bestandsrückganges im Laufe des 20. Jahrhunderts besteht eine sehr hohe Gefährdung des in Österreich endemischen Kröpfings, der daher als vom Aussterben bedroht anzusehen ist. Entsprechend hoch sind Handlungsbedarf und Verantwortlichkeit für Österreich anzusetzen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Critically Endangered (vom Aussterben bedroht), Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Critically Endangered.

29 *Coregonus* sp. „Kärnten“

Rasterfrequenz: 8.

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Coregonen kommen in mehreren Kärntner Seen vor, seit mehreren Jahrhunderten sind jedoch nur Vorkommen aus dem Wörthersee und dem Faaker See belegt. Ein späterer Besatz (unbekannter Herkunft) erfolgte im Klopeiner See. Im Falle des Millstätter und Weißensees ist die Herkunft des Besatzmaterials (u.a. Renken aus dem Hallstätter See, später auch Maränen) hingegen bekannt (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Trotz der komplizierten phylogenetischen Situation innerhalb der mitteleuropäischen Coregonen (vgl. Abschnitt „Taxonomische und nomenklatorische Anmerkungen“) werden die Populationen des Wörthersees, Faaker und Klopeiner Sees in der vorliegenden Arbeit separat eingestuft (Abb. 2). Der Bestand in den beiden erstgenannten Seen ist gut; am Wörthersee werden seit über 15 Jahren nur mehr die Nachkommen der eigenen Population (Laichfischfang) als Brütlinge besetzt (W. Honsig-Erlenburg, pers. Mitt.). Deutlich schlechter ist hingegen der Bestand im Klopeiner See (W. Honsig-Erlenburg, pers. Mitt.). Angesichts der Unsicherheiten hinsichtlich des Vorkommens (Besatz auch in andere Seen? Artzugehörigkeit Klopeiner-See-Population?) sowie einer möglichen Vermischung von autochthonen Formen mit Besatzmaterial wird für die Coregonen der Kärntner Seen keine Gefährdungsstufe angegeben. Dringender Handlungsbedarf besteht hinsichtlich der Klärung des taxonomischen Status, insbesondere ob überhaupt noch die autochthone Population in ursprünglicher Form vorhanden ist. Sollten sich die Kärntner Coregonen als phylogenetisch eigenständige Linie herauskristallisieren, so bestünde für Österreich eine entsprechend hohe Verantwortlichkeit zu deren Schutz.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Data Deficient (Datenlage ungenügend).

30 *Coregonus* sp. „Tirol“

Rasterfrequenz: 7.

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Zur Felchen-Population des Achensees liegen zwar morphologische (Schulz 1974) und genetische Untersuchungen vor (Douglas et al. 1999), doch ist der taxonomische Status unklar (vgl. Abschnitt „Taxonomische und nomenklatorische Anmerkungen“). Das Gleiche gilt für die Populationen des Plan- und Heiterwanger Sees, wo es – im Gegensatz zum Achensee (Schulz 1978) – neben der besetzten auch eine autochthone, morphologisch unterscheidbare und reproduktiv isolierte Form geben soll. Derzeit dominieren im Plan- und Heiterwanger See die besetzten Coregonen, die auch im See ablaichen. Die autochthone Form wird nur in sehr geringen Stückzahlen (2004 nur drei Exemplare) gefangen.

Solange keine genetischen Untersuchungen vorliegen, werden die Coregonenpopulationen des Achensees, Plansees und Heiterwanger Sees gemeinsam, aber getrennt von den übrigen Coregonenpopulationen eingestuft (Abb. 2). Angesichts der schlechten Datenlage ist jedoch keine definitive Zuordnung zu einer Gefährdungsstufe möglich. Es ist nicht auszuschließen, dass die autochthonen

Renken der Tiroler Seen in die höchsten Gefährdungskategorien einzureihen wären. Entsprechend hoch sind Verantwortlichkeit und Handlungsbedarf anzusehen. Vor allem gilt es zunächst, den taxonomischen Status der Populationen abzuklären.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Data Deficient (Datenlage ungenügend).

31 *Coregonus* sp. „Trumer Seen“

Rasterfrequenz: 3.

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Unter den drei Seen der Trumer Seenkette waren Coregonen ursprünglich im Mattsee und im Obertrumer See, nicht jedoch im Grabensee beheimatet (Abb. 2, H. Gassner, pers. Mitt.). Es gibt derzeit keine Angaben zu den Verwandtschaftsverhältnissen mit anderen Populationen, doch erscheint es fraglich, ob die ursprüngliche Population überhaupt noch taxonomisch, d. h. morphologisch und genetisch fassbar ist (vgl. Abschnitt „Taxonomische und nomenklatorische Anmerkungen“). Nach H. Gassner (pers. Mitt.) waren die Coregonenbestände der Trumer Seen infolge der Eutrophierung zusammengebrochen, vielleicht sogar vollständig erloschen. In der Zwischenzeit konnte sich wieder ein recht guter Bestand etablieren, der sich jedoch im Vergleich zu den Salzkammergutseen durch Kleinwüchsigkeit auszeichnet. Ob dieser Bestand aus den Resten der ursprünglichen Population hervorging oder vielmehr auf Besatz zurückzuführen ist, wird sich nur durch genetische Untersuchungen klären lassen. Angesichts dieser Unsicherheiten wird die Coregonenpopulation der Trumer Seen in die Kategorie DD („Data Deficient“, ungenügende Datenlage) eingereiht. Aufgrund der taxonomischen Unsicherheit besteht ein Handlungsbedarf, den Artstatus der Trumer-Seen-Coregonen zu klären. Hinsichtlich der Verantwortlichkeit gilt das Gleiche wie für die Kärntner Coregonen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Data Deficient (Datenlage ungenügend).

32 *Coregonus* sp.

Neben den bisher genannten Seen sind Coregonen für eine Reihe weiterer Seen (z. B. Irrsee, Fuschlsee), aber auch für diverse Baggerseen oder die Donau belegt. Es ist denkbar, dass in diese Gewässer Arten aus anderen heimischen Seen besetzt wurden, sicherlich oft auch großwüchsige Formen aus Nordeuropa (z. B. Maränen im Millstätter See: Honsig-Erlenburg et al. 2002; angeblich Peled-Maränen *Coregonus peled* im Feldsee: W. Honsig-Erlenburg, pers. Mitt.). Oftmals werden diese Populationen nur durch Besatz aufrechterhalten und weisen keine natürliche Reproduktion auf. In Einklang mit den Vorgaben der IUCN, nur reproduzierende Populationen einzustufen, erfolgt daher keine Einstufung dieser Populationen. Die unten stehenden Einstufungen in anderen Roten Listen gefährdeter Fische beziehen sich jeweils auf die gesamte Gattung oder das Taxon *C. lavaretus* (nicht sensu Kottelat 1997!).

Hervorzuheben ist die Tatsache, dass *Coregonus* sp. – und damit auch alle oben angeführten *Coregonus*-Arten! – im Anhang V der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) angeführt ist, welche „Arten von gemeinschaftlichem Interesse auflistet, deren Entnahme aus der Natur und Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können“.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Not Evaluated (nicht eingestuft), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): Gefährdungsgrad nicht genau bekannt, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): nicht gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): potenziell gefährdet, Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): gefährdet, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Data Deficient.

33 *Cottus gobio* Linnaeus, 1758, Koppe, Groppe

Rasterfrequenz: 547 (gesicherte Angaben), 667 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1 bis 10 Millionen.

Die Koppe ist österreichweit verbreitet (Spindler 1997a) und unter den im Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) genannten Arten hierzulande sicherlich die häufigste. Sie besiedelt vor allem Rhithralgewässer, kommt aber selbst in der Donau in größerer Zahl vor. Natürlicherweise fehlt die Koppe in Wildbächen, in kleineren glazial geprägten Bächen mit starkem Geschiebe und in warmen Tieflandbächen und -gräben. Unter den stehenden Gewässern werden die Seen des Salzkammergutes ebenso besiedelt wie hoch gelegene Bergseen. Zwar musste die Art im Laufe des 20. Jahrhunderts keinen Arealverlust hinnehmen, erfuhr jedoch regional oft starke Bestandseinbußen. Zurückgegangen oder verschwunden ist die Koppe vor allem in hydromorphologisch beeinträchtigten Gewässern sowie in Gewässerabschnitten mit zu hohem Forellenbesatz. So konnte die Koppe beispielsweise im Rahmen einer umfangreichen Studie an Nebengewässern des Inn nur mehr an 32 % der untersuchten Strecken nachgewiesen werden, der Bestand im Einzugsgebiet des Tiroler Inn wird von Mark (2003) generell als schwach bezeichnet. Die Wasserqualität stellt heute ein geringeres Problem dar als noch vor rund 20 Jahren. Insgesamt muss die Koppe jedoch aufgrund regionaler Bestandsrückgänge als eine Art mit drohender Gefährdung (Kategorie „Near Threatened“) eingestuft werden. Inwieweit der Koppenbestand in der Donau künftig auch von dem massiven Vordringen der gebietsfremden *Neogobius*-Arten betroffen sein wird, ist derzeit noch nicht abzuschätzen (vgl. Wiesner 2003a, b).

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Near Threatened (nahezu gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): potenziell gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): stark gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994) und Liechtenstein (Bohl et al. 2001): potenziell gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Vulnerable, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Vulnerable, Rote Liste Ungarn (Keresztesy 2004): Endangered, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

34 *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, Karpfen

Rasterfrequenz: 50 (gesicherte Angaben mit wahrscheinlicher oder nachgewiesener Reproduktion), 378 (inkl. gesicherte Angaben ohne Reproduktion und Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Immer wieder findet sich in der Literatur die Unterscheidung von „Wildkarpfen“ und „Zuchtkarpfen“ bzw. wird auf die besondere Gefährdung des heimischen Wildkarpfens hingewiesen (vgl. Schiemer et al. 1994, Spindler 1997a, Mikschi & Wolfram-Wais 1999). So verständlich es aus ökologischer Sicht ist, durch Besatz in natürliche Gewässer gelangte Zuchtformen von autochthonen (Rest-)Beständen des Karpfens, eben des „Wildkarpfens“, zu unterscheiden, so schwierig, besser gesagt unmöglich ist diese Unterscheidung aus Sicht der Taxonomie. Weder die Beschreibung von Arten (z. B. *Cyprinus hungaricus* Heckel, 1836 aus Donau, Neusiedler See und Balaton) noch die Etablierung infrasubspezifischer Taxa (z. B. *Cyprinus carpio* morpho *oblongus* Antipa, 1909 für die untere Donau) haben den Wildkarpfen von seinen Zuchtformen taxonomisch „unterscheidbar“ gemacht. Dabei muss man sich vor Augen halten, dass Zuchtformen nun einmal zwingend in einer genetischen Linie mit ihren Stammformen liegen, Zucht- und Stammform im Fall des Karpfens oft sympatrisch auftreten und die aus anthropogener Sicht lange Tradition der Karp-

fenzucht gemessen an Zeiträumen der Evolution lächerlich kurz ist – Umstände, die unter jedem Artkonzept die Bildung neuer Taxa unmöglich machen. Banarescu et al. (2001) führen (nur) drei Unterarten des Karpfens an: *C. carpio viridiviolaceus* für den Raum Südchina und Vietnam, *C. carpio haematopterus* für den Fernen Osten, Nordchina, Korea und Japan, und schließlich *C. carpio carpio* für Europa, Transkaukasien und den Mittleren Osten. Auch angesichts dieser Verbreitung und der hohen Konsistenz der Art scheinen lokale Unterscheidungen innerhalb Österreichs wenig sinnvoll. Hinzu kommt, dass selbst in wissenschaftlichen Studien mitunter nicht zwischen Zucht- und Wildkarpfen unterschieden wird, vermutlich weil die Trennung in die schlanke „Urform“ und hochrückige Zuchtformen infolge von Einkreuzungen des Besatzmaterials oft Schwierigkeiten bereitet.

Was die Beurteilung der Gefährdung von *Cyprinus carpio* anlangt, bietet das Instrument der Roten Liste jedoch über die Einschränkung, nur reproduktive Bestände für das Kriterium „Bestandssituation“ einzubeziehen (IUCN 2004), eine wesentliche Handhabe, um zu einer (aus ökologischer Sicht) nachvollziehbaren Beurteilung der Situation des Karpfens zu gelangen. Erschwert wird dies allerdings durch eine intensive Besatztätigkeit. Nur in wenigen Fällen unter den vielen Nachweisen dieser Art in Österreich gibt es zuverlässige Informationen über die Reproduktion, wobei anzumerken ist, dass auch besetzte Zuchtkarpfen in natürlichen Habitaten reproduzierende Populationen aufbauen können.

Ursprünglich besiedelte der Karpfen ganz Österreich und kam in allen heutigen Bundesländern in den tieferen Lagen mit reproduzierenden Beständen vor (vgl. Spindler 1997a). Auch heute ist der Karpfen in ganz Österreich verbreitet, Bestände mit (gesichertem) gutem Eigenaufkommen sind jedoch rar. Der Schwerpunkt der Verbreitung des Karpfens sind die Flussauen der Donau östlich von Wien (Spindler 1991c, Schiemer et al. 1994), der March (Spindler et al. 1992) und der Thaya (Zauner 1993), eine individuenreiche Population gibt es im Neusiedler See (Wolfram et al. 2002, Wolfram & Mikschi 2003). Nachweislich selbstreproduzierende Bestände sind auch aus Vorarlberg bekannt (A. Lunardon, pers. Mitt.). Ausschließlich auf Besatz gehen hingegen die Karpfenbestände in einigen Potamalfüssen wie der Enns (Stau Staning, Ennsstudie) oder der Mur (Zauner et al. 2000) zurück. In manchen Gewässern hat man in den letzten Jahren begonnen, gezielt „Wildkarpfen“ zu besetzen (vgl. Spindler 1991a). Als Beispiel seien der Faaker und der Längsee in Kärnten erwähnt, von wo jedoch noch kein Reproduktionsnachweis gelang (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Im Weizelsdorfer Badensee gab es in den 1990er-Jahren eine Karpfenpopulation mit funktionierender Reproduktion, die jedoch seit dem massiven Aufkommen des Sonnenbarsches, der sich von der Fischbrut ernährt, zum Erliegen gekommen ist (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Auch in die Leitha bei Gattendorf und Zurndorf im nördlichen Burgenland wurden Ende der 1990er-Jahre „Wildkarpfen“ eingesetzt, nachdem bei den vorhandenen Zuchtkarpfen kein Fortpflanzungserfolg feststellbar war (Homepage des Burgenländischen Naturschutzbundes, Sommer 2004). Insgesamt erfuhr der Karpfen in Österreich im Laufe des 20. Jahrhunderts einen starken Areal- und Bestandsverlust, der unmittelbar auf den Verlust geeigneter Lebensräume (ausgedehnte Auensysteme) zurückzuführen ist. Der Karpfen ist damit als stark gefährdet einzustufen. In der Einschätzung der Gefährdung („nicht gefährdet“) von Herzig-Straschil (1994) wurden offenbar auch nicht reproduzierende Bestände berücksichtigt. Eine Einstufung in die höchste Gefährdungskategorie wie bei Spindler et al. (1997) erschien aber zu pessimistisch. Die Wahrscheinlichkeit, dass der Wildkarpfen in den nächsten 10 Jahren ausstirbt, ist sicherlich nicht mit 50 % anzusetzen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): stark gefährdet,

Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): für Wildform Gefährdung anzunehmen?, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994) und Liechtenstein (Bohl et al. 2001): potenziell gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Critically Endangered, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Critically Endangered („wild form“), Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Intermediate – Rare, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Endangered, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Data Deficient (Einstufung für die Donau-Subpopulation: Critically Endangered).

35 *Esox lucius* Linnaeus, 1758, Hecht

Rasterfrequenz: 360 (gesicherte Angaben, vielfach nur durch Besatz und kein reproduzierender Bestand), 426 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 100 000 bis 1 Millionen.

Der Hecht ist österreichweit verbreitet (Spindler 1997a), der Schwerpunkt des Vorkommens liegt aber im Flach- und Hügelland, vor allem Ostösterreichs. Gute Bestände gibt es in den Altarmen der Donau und March (Schiemer & Waibacher 1992, Spindler 1994a), im Bodensee (A. Lunardon, pers. Mitt.) und Neusiedler See (Wolfram et al. 2002), in den meisten tiefer gelegenen Seen Kärntens (Honsig-Erlenburg et al. 2002), Salzburgs und Oberösterreichs (J. Wanzenböck, pers. Mitt.) sowie in zahlreichen künstlichen Baggerseen mit ausreichenden Beständen an Höheren Wasserpflanzen (K. Donabaum, pers. Mitt.). In Fließgewässern besiedelt die euryöke Art vor allem das Potamal (Barben- und Brachsenregion), sie kommt aber auch bis in die Äschenregion vor. Gerade in vielen Rhithralgewässern wie z. B. dem oberen Inn (Spindler et al. 2002) musste der Hecht infolge der Flussregulierung auch Bestandseinbußen hinnehmen oder verschwand völlig. Das Gleiche gilt für größere Tieflandflüsse, deren Auegebiete im Zuge der Begradigung abgeschnitten wurden. So fingen beispielsweise Zauner et al. (2000) an der regulierten Grenzmur Hechte nur mehr sehr vereinzelt. In vielen Fischereirevieren wird der Hecht unabhängig davon, ob eine natürliche Reproduktion gegeben ist, mehr oder weniger intensiv besetzt. Mitunter gelangte die Art durch Besatz auch in Gewässer, in denen der Hecht nicht autochthon war, so z. B. in den Weißensee in Kärnten (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Obwohl es nach wie vor in allen Flusseinzugsgebieten Österreichs zahlreiche Populationen mit natürlichem Eigenaufkommen gibt, muss der Hecht angesichts des Verlusts von Laichhabitaten als „Near Threatened“ (nahezu gefährdet) eingestuft werden.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Near Threatened (nahezu gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): gefährdet, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): nicht genügend bekannt, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b) und Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): nicht gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): nicht gefährdet („Ohne künstlichen Besatz wären ... zahlreiche Populationen stark gefährdet oder bereits ausgelöscht.“), Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): potenziell gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Least Concern, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Common, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Vulnerable, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): nicht aufgelistet.

36 *Eudontomyzon mariae* (Berg, 1931), Ukrainisches Bachneunauge

Rasterfrequenz: 110 (gesicherte Angaben), 145 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: ?

Wie bereits im Abschnitt „Taxonomische und nomenklatorische Anmerkungen“ erwähnt, gibt es keine gesicherten Informationen über das Vorkommen des Ukrainischen Bachneunauges im Grenzbereich zum Verbreitungsgebiet des Bachneunauges *Lampetra planeri*. Darunter leidet natürlich auch die Einschätzung der Bestandsgröße und der Gefährdung der Art. Aus rein pragmatischen Erwägungen werden im Folgenden die Vorkommen im Einzugsgebiet der Drau, Mur und Raab sowie der rechtsufrigen Donauzubringer inklusive der großen Alpenflüsse wie Inn, Salzach und Enns der Art *E. mariae* zugerechnet, die Nachweise aus dem Lainsitzgebiet und dem Mühlviertel hingegen der Art *Lampetra planeri* (Abb. 1). Es sei jedoch erwähnt, dass *L. planeri* auch aus dem March-Einzugsgebiet bekannt ist (Jurajda & Peňáz 1996) und selbst für Slowenien angegeben wird (Povž 1996).

Ehemals müssen Neunaugen in ihrem gesamten Einzugsgebiet sehr häufig gewesen sein (vgl. z. B. Schroll 1969). Bekannt sind die Schilderungen von so genannten „Neunaugen- oder Huchenzöpfen“, zu denen Neunaugen als Köder für Huchen zusammengebunden wurden. Rezente Nachweise von Ukrainischen Bachneunaugen fehlen aus Wien und Niederösterreich. Im Einzugsgebiet der March wurden Neunaugen lediglich in der bei Jedenspeigen einmündenden Rudava auf slowakischer Seite gefunden (Spindler 1994a). Ein Einzelfund, dessen Artzugehörigkeit allerdings nicht geklärt werden konnte, stammt aus der Donau bei Linz (Zauner 2002). Ansonsten gibt es keine jüngeren Belege aus der Donau, in der Neunaugen jedoch niemals häufig gewesen sein dürften (vgl. Keresztesy 1996). Verbreitet ist *E. mariae* hingegen in Kärnten (Friedl 1995) und im Einzugsgebiet der Mur (z. B. Friedl 1990, Kaufmann et al. 1991, Eberstaller 1993, Greiter & Fachbach 2000). Im Raab-Rabnitz-System existiert eine gute Population in der Lafnitz und einigen Zubringern wie Rittschein, Safen und Lungitzbach (Zauner & Woschitz 1992, Wolfram & Mikschi 2002, G. Wolfram unpubl.), daneben liegt nur noch aus dem Mittellauf der Rabnitz ein sicherer Nachweis vor (Wolfram & Mikschi 2002). Das Vorkommen in der oberen Strem Höhe Kemeten (Wolfram & Mikschi 2002) sowie in einem rechtsufrigen Zubringer zur Raab (Woschitz 2001b) ist nach völligem Austrocknen der beiden Gewässer im Sommer 2003 erloschen (G. Woschitz, mündl. Mitt.). Vereinzelt gibt es auch Bestrebungen, Neunaugenbestände durch Besatzmaßnahmen wieder zu etablieren (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Österreichweit betrachtet ist ein großräumiger Arealverlust für den Inn stromauf von Innsbruck und die Salzach zu konstatieren. Starke Bestandseinbußen gab es innerhalb der Einzugsgebiete von Enns (Jungwirth et al. 1996, Woschitz 1998), Traun (Einzelnachweise durch Uiblein et al. 2000 und R. Haunschmid, pers. Mitt.) sowie mittlerer bis unterer Inn (Spindler et al. 2002). Hauptgefährdungsursache sind meist Flussregulierungen, die zu einem Verlust an langsam überströmten Sandbänken führen. Die Gefährdungskategorien führen zu einer Einstufung des in Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) aufgelisteten Ukrainischen Bachneunauges in die Kategorie VU (gefährdet). Es besteht ein Handlungsbedarf, die taxonomischen Unklarheiten und das tatsächliche Verbreitungsgebiet in Österreich zu klären.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Vulnerable (gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): stark gefährdet, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): nicht genügend bekannt, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): Gefährdungsgrad nicht genau bekannt, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): stark gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002), Ungarn (Keresztesy 2004) und Slowenien (Povž 1996): Endangered, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Critically Endangered, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Vulnerable, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Data Deficient.

37 *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758, Dreistachliger Stichling

Der Dreistachlige Stichling kommt in zahlreichen europäischen Gewässern vor, oftmals im Übergangsbereich Brackwasser – Süßwasser, gilt in Österreich aber nicht als heimisch. Dennoch ist er heute in vielen Gewässern nahezu aller Bundesländer in reproduzierenden Populationen vorhanden, wobei vermutlich meist Aquarianer für das Einbringen der gebietsfremden Art verantwortlich zu machen sind (Mikschi 2002). Der Dreistachlige Stichling kommt heute in geeigneten Habitaten in der gesamten Donau vom Stauraum Aschach (Waidbacher et al. 1991) bis zu den Donauauen östlich von Wien vor (Eberstaller et al. 2001; vgl. Ahnelt 1986). An Donaunebengewässern sind die Traun (Stauraum Pucking, Kainz 2000), verschiedene Gewässer des Machlandes und der Welser Mühlbach in Oberösterreich (C. Gumpinger, pers. Mitt.) sowie die Traisen (Spolwind et al. 2000, Straif 2001), das Marchfeldkanal-Rußbach-System (Kucera 1999, Radlmair 2003), der Wienfluss (H. Keckeis, pers. Mitt.) und die Piesting (Wolfram & Wolfram-Wais 1998) in Niederösterreich zu nennen. Weiters ist die Art vereinzelt aus Kärnten (Honsig-Erlenburg et al. 2002), aus mehreren Kanälen und Gräben Vorarlbergs (Ahnelt et al. 1994, 1998a, A. Lunardon, pers. Mitt.), aus Weihern der Stadt Salzburg (Strasser 2004) sowie in Ostösterreich aus der Mur (Zauner et al. 2000, Komposch 2003), dem in die Leitha mündenden Johannesbach bei Leithaprodersdorf (Wolfram et al. 2003) und mehreren Bächen des Wulka-Einzugsgebietes (Wolfram & Wolfram-Wais 2000) bekannt. Oftmals sind die Wohngewässer organisch belastet oder durch eine erhöhte Leitfähigkeit (z. B. Johannesbach, Wulka) gekennzeichnet, worin sich die Affinität der Art in Hinblick auf brackige Habitate widerspiegeln mag. Als gebietsfremde Art wird der Dreistachlige Stichling nicht in eine Gefährungskategorie eingestuft. Der bundesweite Bestand kann mit dem Indikatorwert 4 angegeben werden.

38 *Gobio albipinnatus* Lukash, 1933, Weißflossengründling

Rasterfrequenz: 100 (gesicherte Angaben), 106 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 100 000 bis 1 Millionen.

Wir folgen in Fragen der Taxonomie und Nomenklatur des Weißflossengründlings Kottelat (1997), dessen Auffassung – abgesehen von der Frage der Etablierung von Unterarten – auch mit jener von Banarescu (1999) übereinstimmt. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass es einige Diskussionen zum Status der europäischen Gründlinge gibt. So führt Naseka (2001) den Weißflossengründling in der Gattung *Romanogobio* (sensu Kottelat 1997 eine Untergattung von *Gobio*) und unterscheidet insgesamt vier Unterarten, von denen nur *R. albipinnatus vladykovi* in der Donau heimisch ist. Die Unterscheidung von *albipinnatus* und *vladykovi* wird auch von unpublizierten genetischen Untersuchungen bestätigt (Freyhof, *in litt.*). Sollte sich die Unterscheidbarkeit dieser Taxa bestätigen, wäre angesichts der Tatsache, dass „*vladykovi*“ als Name verfügbar ist, eine entsprechende Namensänderung der (neuen) Art zu erwarten. Freyhof (2002) führt auch eine weitere Unterart von *R. albipinnatus* als eigene Art in der Fauna Deutschlands, nämlich *R. belingi*, die nach Naseka (2001) allerdings auf Dnjepr, Dnestr und vermutlich Vistula beschränkt ist. Welcher Art jüngere Nachweise von *R. belingi* aus den Niederlanden (Soes et al. 2005) zugehörig sind, ist angesichts der taxonomischen Unklarheiten schwer nachvollziehbar.

Nach dem Gründling (*Gobio gobio*) ist der Weißflossengründling, eine Anhang-II-Art der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG), die am weitesten verbreitete Gründlingsart in Österreich. Er fehlt in Vorarlberg, Tirol und Salzburg (Spindler 1997a) und besiedelt in den übrigen Bundesländern vor allem mittlere und größere Potamalgewässer wie die Donau (z. B. Wanzenböck et al. 1989, Waidbacher et al. 1991, Schiemer et al. 1994, Waidbacher & Spolwind 2002), den Marchfeldkanal (Schmutz et al. 1995, Radlmair 2003), die March und untere Thaya

(Zauner 1993, Spindler 1994a), den Unterlauf von Ybbs, Inn und Mur inkl. mancher Zubringer (Fortmann 2000, Zauner et al. 2000, Zitek et al. 2004b), weiters einige burgenländische Gewässer wie Lafnitz (G. Wolfram unpubl.), Raab, Pinka und Strem (Woschitz 1996b, 2001b, Wolfram & Mikschi 2002) sowie die Drau in Unterkärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b, Honsig-Erlenburg et al. 2002). Somit kommt der Weißflossengründling in seinem gesamten ehemaligen Verbreitungsareal auch heute noch vor. Vor allem angesichts der großen Bestandsdichten entlang der gesamten Donau kann der Weißflossengründling heute – als einzige Anhang-II-Art der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie neben der Seelaube – als nicht gefährdet eingestuft werden.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Least Concern (nicht gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): nicht gefährdet, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): potenziell gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): stark gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): nicht gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Vulnerable, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Intermediate – Vulnerable, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Rare (sub *Gobio [Rheogobius] alpinus vladkovi*), Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Data Deficient.

39 *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758), Gründling

Rasterfrequenz: 361 (gesicherte Angaben), 428 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: > 10 Millionen.

Auch beim Gründling folgen wir hinsichtlich Taxonomie und Nomenklatur Kottelat (1997) und Banarescu (1999). Für *Gobio gobio* existieren allein in Europa sechs Unterarten, Kottelat (1997) weist darauf hin, dass weitere Untersuchungen wahrscheinlich zur Beschreibung neuer Arten aus dieser Gruppe führen werden. Dem entspricht auch eine Mitteilung Freyhofs (*in litt.*), der den europäischen „*Gobio gobio*“ in zumindest zwei Arten (*G. gobio* und *G. obtusirostris*) auftrennt.

Der Gründling ist eine der häufigsten Kleinfischarten Österreichs und besiedelt selbst organisch stark belastete Gewässer in teilweise enormen Dichten und Biomassen (T. Spindler, pers. Mitt.), oft vergesellschaftet mit der Bachschmerle (Wolfram & Mikschi 2002, Siligato & Gumpinger 2006). Der Verbreitungsschwerpunkt der Art liegt im Flach- und Hügelland Ost- und Südostösterreichs, im Alpenvorland Oberösterreichs und in den Tallandschaften Kärntens. Größere Potamalgewässer wie die Donau meidet der Gründling, er wird hier vom Weißflossengründling ersetzt. Auch in der March fehlt der Gründling weitgehend, besiedelt hingegen in großen Dichten die Zubringer auf slowakischer und österreichischer Seite (Spindler 1994a, T. Spindler, pers. Mitt.). Honsig-Erlenburg et al. (2002) berichten, dass Gründlinge vor ca. 100 Jahren in den Millstätter See als Futterfische für Bachforellen besetzt wurden. Bestandsrückgänge gab es in der Vergangenheit vor allem in hyporhithralen, hydromorphologisch beeinträchtigten Gewässern wie dem Inn (Spindler et al. 2002). Dem entspricht auch die Einschätzung der Gefährdung in der stärker rhithral geprägten Schweiz als „potenziell gefährdet“ (Kirchhofer et al. 1994). In Österreich ist der Gründling jedoch nicht gefährdet.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Least Concern (nicht gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999), Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b) und Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): nicht gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): potenziell gefährdet, Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): stark gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): in keiner Gefährdungskategorie angeführt, Rote Liste Ungarn (Keresztessy

2004): Intermediate – Rare, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004) und weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

40 *Gobio kesslerii* Dybowski, 1862, Kessler Gründling

Rasterfrequenz: 16 (gesicherte Angaben), 34 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Gobio kesslerii ist nach Freyhof (*in litt.*) auf den Dnjestr beschränkt. Die Artzugehörigkeit des Kessler Gründlings im Donau-System ist somit, wie jene der übrigen Gründlinge ebenfalls in Diskussion. Wir führen den österreichischen Kessler Gründling bis zur taxonomischen Revision der Gattung *Gobio* unter dem Namen *G. kesslerii*.

Die kleinste heimische *Gobio*-Art, die wie der Weißflossengründling im Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) angeführt ist, wurde erst vor rund 15 Jahren erstmals für Österreich nachgewiesen (Wanzenböck et al. 1989). Sicher belegte Fundorte in Niederösterreich sind die Donau östlich von Wien (Wanzenböck et al. 1989, Waidbacher 1989a, T. Spindler, pers. Mitt.) und die March auf Höhe von Marchegg (T. Spindler, pers. Mitt.). Die Bestände sind vermutlich gering, liegen jedenfalls weit unter jenen des Weißflossengründlings. Der Kessler Gründling gehört auch zu den wenigen Donauarten, die von Eberstaller et al. (2001) nicht in der Fischeaufstiegshilfe des Kraftwerks Freudenua gefangen wurden. In Kärnten wurde die Art erstmals 1997 nachgewiesen (Kerschbaumer & Prochinig 1999), sie besiedelt neben der Drau in der Rossegger Schleife auch den Mündungsbereich der Gurk (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Eine weitere Population beherbergt die burgenländische Lafnitz, wo der Kessler Gründling im Rahmen des aktuellen LIFE-Projekts stromab der Feistritzmündung in größeren Dichten auf den letzten rund 9 km nachgewiesen werden konnte (G. Wolfram unpubl.). Im Einzugsgebiet der Mur fanden Zitek et al. (2004b) eine Population des Kessler Gründlings in der Sulm, während in der Grenzmur keine Exemplare dieser Art gefangen wurden (Zauner et al. 2000). Fundmeldungen aus der mittleren Donau durch Fischer wären zu überprüfen. Angesichts der geringen Bestände muss der Kessler Gründling als stark gefährdet eingestuft werden. Während Arealverlust und Bestandseinbußen (mittlere Donau) in der Vergangenheit vor allem auf Flussregulierung und Aufstau zurückzuführen waren, könnten künftig auch Konkurrenz und/oder Räuberdruck durch die vor wenigen Jahren eingeschleppten *Neogobius*-Arten in der Donau zu einem weiteren Rückgang führen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): stark gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Critically Endangered, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Critically Endangered, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Endangered, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): nicht aufgelistet (für Slowenien erfolgte im Jahre 1996 ein Erstnachweis: Honsig-Erlenburg & Povž 1999), Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Data Deficient.

41 *Gobio uranoscopus* (Agassiz, 1828), Steingressling

Rasterfrequenz: 5 (gesicherte Angaben), 38 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1000 bis 10 000.

Der Steingressling, eine weitere der in Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) aufgenommenen Fischarten, besiedelt ausschließlich die Donau und ihr Einzugsgebiet. Während es alte Belege auch aus einer Reihe von Nebenflüssen wie Inn, Salzach und Mur gibt (Heckel & Kner 1858, Schmutz et al. 2000), ist das heutige Vorkommen auf die Donau in

Niederösterreich (Gießgang Greifenstein: Kummer et al. 1999; Höhe Klosterneuburg bis Nussdorf sowie östlich von Wien: Wanzenböck et al. 1989, Waidbacher et al. 1996, Zauner 1997b, Frangez 2003), die March (T. Spindler, pers. Mitt.) und die Lavant in Kärnten beschränkt (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b; Abb. 7). Hinweise auf Vorkommen in der Thaya sowie einigen Donauzubringern wie Pielach, Traisen, Kamp oder Tulln durch Fischer (Mikschi & Wolfram-Wais 1999) sind wohl auf Fehlbestimmungen zurückzuführen. Ehemals gehörte der Steingressling vermutlich zu den häufigeren Fischarten der Donau. Nach Holčík (1996) machten die Fänge von *Gobio uranoscopus* (zusammen mit *G. kesslerii*) in den 1950er-Jahren noch > 10 % des Gesamtfanges in manchen slowakischen Gewässern aus; ähnliche Verhältnisse dürfen für die österreichischen Flüsse vor den hydromorphologischen Eingriffen angenommen werden. Wie hoch der Bestand in den heute noch besiedelten Fließstrecken ist, lässt sich schwer abschätzen. Jüngere Nachweise sind rar, doch möglicherweise ist die Art auch häufiger als gemeinhin angenommen, besiedelt sie doch fast ausschließlich die Mitte des Donaustromes direkt über Grund, einen Bereich also, der rein methodisch schwer zu erfassen ist (T. Spindler, pers. Mitt.). Aufgrund des Arealverlusts und des starken Bestandsrückganges auf wenige Restvorkommen muss der Steingressling in Österreich als vom Aussterben bedroht angesehen werden. Nach unserer Einschätzung besteht großer Handlungsbedarf, zunächst allein um im Rahmen eines Monitorings die Bestandssituation zu klären. Besonderes Augenmerk ist dabei auf mögliche negative Einflüsse (Konkurrenz, Räuberdruck) durch die ebenfalls bodenlebenden, jüngst eingeschleppten *Neogobius*-Arten zu legen. Auch der Einfluss von Schotterentnahmen oder von Ausbaggerungen der Schifffahrtsrinne auf den Steingressling wäre zu untersuchen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Critically Endangered (vom Aussterben bedroht), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999) und Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Extinct (sub *Romanogobio uranoscopus*), Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Critically Endangered, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Endangered – Rare, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Rare, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Data Deficient.

42 *Gymnocephalus baloni* Holčík & Hensel, 1974, Donaukaulbarsch

Rasterfrequenz: 28 (gesicherte Angaben), 38 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Der Donaukaulbarsch, erst vor 30 Jahren beschrieben, kam ursprünglich in der Donau bis Oberösterreich (Spindler 1997a), aber auch in der Mur vor (Zauner et al. 2000). Heute ist das Vorkommen auf die ober- und niederösterreichische Donau und die March beschränkt. In Zubringer dringt die Art nur in die unmittelbar von der Donau beeinflussten, oftmals aufgestauten Bereiche vor (vgl. Wiesner 2003a). Als rheophil-B-Art nach Balon (1975) weicht der Donaukaulbarsch zur Laichzeit aus dem Hauptstrom in Nebengewässer und Altarme aus (z. B. Siligato 1999, Radlmair 2003). Aus der Fischaufstiegshilfe des Kraftwerks Freudenau ist hingegen nur ein Einzelfund belegt (Eberstaller et al. 2001). Obwohl der Donaukaulbarsch die hydromorphologischen Veränderungen der Donau vergleichsweise gut überstanden hat und in den Laufstauen des Flusses sogar recht häufig anzutreffen ist (Schiemer et al. 1994), wird die Art angesichts des begrenzten Verbreitungsgebietes als gefährdet eingestuft.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Vulnerable (gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): nicht gefährdet (Schmutz et al. [2000], die sich auf Spindler et al. [1997] beziehen, geben den Donaukaulbarsch mit „potenziell gefährdet“ an!), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): potenziell gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): nicht

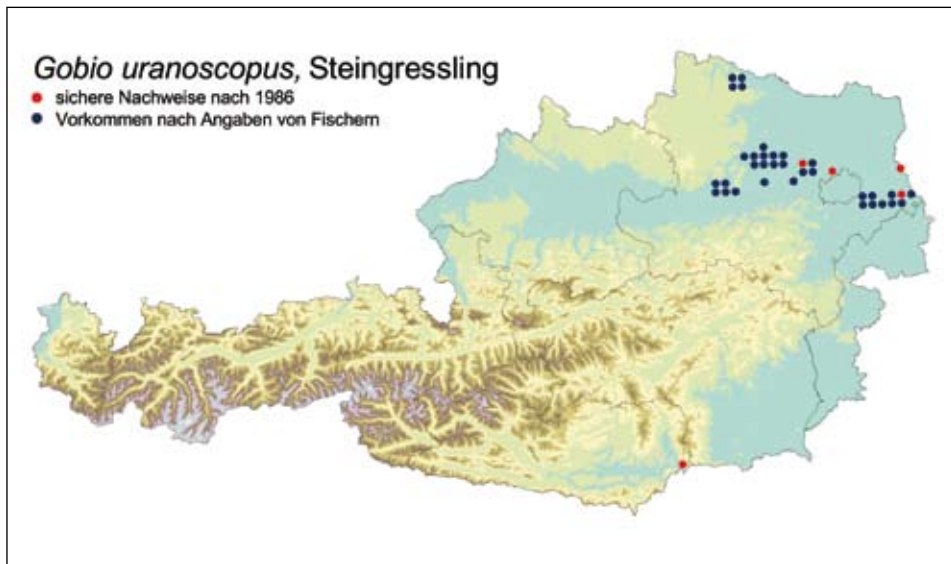


Abbildung 7: Verbreitung des Steingresslings, *Gobio uranoscopus* (Agassiz, 1828), in Österreich. Gesicherte Nachweise für diese vom Aussterben bedrohte Art (Kategorie CR; Critically Endangered) liegen aus der Donau bei Wien, dem Unterlauf der March und der Lavant in Kärnten vor.

gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Data Deficient, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Critically Endangered, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996) und Ungarn (Keresztessy 2004): Vulnerable, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Endangered, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Data Deficient.

43 *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758), Kaulbarsch

Rasterfrequenz: 145 (gesicherte Angaben), 197 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1 bis 10 Millionen.

Der Kaulbarsch besiedelt stehende Gewässer und Tieflandflüsse in weiten Teilen Europas. In Österreich fehlte die Art ursprünglich nur in Tirol, Vorarlberg und Kärnten (Spindler 1997a). Während sie jedoch in Teilen ihres ursprünglichen Lebensraumes infolge flussbaulicher Eingriffe wie Regulierung oder Abtrennung von Nebenarmen verschwand (z. B. untere Mur, Salzach), konnte sie im Gegenzug neu entstandene Lebensräume wie Baggerseen besiedeln. Darüber hinaus wurde der Kaulbarsch auch in einige Seen und Flusstäue Kärntens, Oberösterreichs, Salzburgs und Vorarlbergs, in denen die Art ursprünglich nicht vorkam, eingeschleppt. Heute beherbergen zahlreiche Stillgewässer des Flach- und Hügellandes teilweise große Populationen des Kaulbarsches, so z. B. der Neusiedler See (Wolfram et al. 2002), Bodensee (Berg 1993), Attersee (Siligato & Gumpinger 2005), Mond- und Wallersee (J. Wanzenböck, pers. Mitt.) oder die Trumer Seen (Gassner et al. 2003). Auch in den Auen der Donau östlich von Wien und der March ist die Art häufig (Eberstaller et al. 2001). Eine Gefährdung des Kaulbarsches besteht derzeit nicht.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Least Concern (nicht gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): nicht gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002):

gefährdet, Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994) und Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Common, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Endangered, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004) und weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

44 *Gymnocephalus schraetser* (Linnaeus, 1758), Schrätzer

Rasterfrequenz: 61 (gesicherte Angaben), 85 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Die dritte heimische Art der Gattung *Gymnocephalus*, der Schrätzer, ist stärker an strömende Bereiche gebunden als Donaukaulbarsch und Kaulbarsch, bevorzugt jedoch geringere Fließgeschwindigkeiten als Zingel und Streber (Zauner 1991). Vergleichsweise gut sind die Bestände in der Donau, da sich die Art, ähnlich wie Donaukaulbarsch oder Rußnase, gut an die geänderten Lebensraumbedingungen in den Stauräumen anpassen konnte (Schiemer et al. 1994, Zauner & Pinka 1998). Der Schrätzer kommt hier bis zur deutschen Grenze vor (Waidbacher et al. 1991), aber auch in ruhigeren Bereichen der Fließstrecke östlich von Wien ist der Schrätzer häufig. In die Fischeaufstiegshilfe des Kraftwerks Freudenaus in Wien stieg der Schrätzer vor allem im Herbst in größeren Individuenzahlen auf (Eberstaller et al. 2001). Unter den großen Zuflüssen der Donau fehlt der Schrätzer heute in den Unterläufen von Inn, Traun und Enns. Im Einzugsgebiet der Mur gelang der letzte Nachweis Anfang der 1990er-Jahre (Zauner & Ratschan 2004b, Zauner et al. (2000) und Zauner & Ratschan (2004b) wiesen die Art im Gebiet jedoch nicht mehr nach. Regelmäßig ist der Schrätzer hingegen in der March anzutreffen (Spindler 1994a), etwas häufiger noch in der Thaya (Jurajda & Peňáz 1996). Der geringe Bestand in der unteren Lafnitz, Pinka und Strem (Wolfram & Mikschi 2002, Hofer et al. 1997, Kowarc et al. 1997) ist vermutlich vom Zuzug aus der ungarischen Raab abhängig. Angesichts des vergleichsweise kleinen Verbreitungsgebietes sowie der Arealverluste in der Vergangenheit ist der Schrätzer, der in den Anhängen II und V der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) aufgelistet ist, in Österreich heute als gefährdet anzusehen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Vulnerable (gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): potenziell gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): nicht gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Critically Endangered, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996) und Ungarn (Keresztessy 2004): Vulnerable, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Endangered, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Vulnerable.

45 *Hucho hucho* (Linnaeus, 1758), Huchen

Rasterfrequenz: 96 (gesicherte Angaben, vielfach nur durch Besatz und kein reproduzierender Bestand), 138 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1000 bis 10 000.

Der Huchen oder „Donaulachs“ ist eine endemische Art des oberen Donau-Einzugsgebietes, wenngleich es nicht an Versuchen mangelte, diese Art auch in andere Flusseinzugsgebiete Europas (z. B. Elbe, Weichsel und Rhein) einzubürgern (Pedroli et al. 1991). Ehemals in allen großen Hyporhithral- und Epipotamalfüssen der Ostalpen und in allen Bundesländern außer Vorarlberg und Burgenland beheimatet, verschwand die Art im Laufe des 20. Jahrhunderts beispielsweise aus dem Inn und anderen hydromorphologisch beeinträchtigten Flüssen. Das größte Vorkommen befindet sich heute in der Mur; der Bestand wird hier auf rund 2000 adulte Tiere geschätzt (Kaufmann et

al. 1991). Daneben gibt es reproduzierende Populationen in der Pielach, der Melk und der Mank (insgesamt rund 180 adulte Huchen, Zitek et al. 2004a), sehr vereinzelt auch in der Ybbs (Fortmann 2000), stromab von Kematen vor allem durch Besatzmaßnahmen mäßig häufig (Guttmann 2006), weiters in der Salzach flussaufwärts bis Werfen (Petz-Glechner 1999c, Petz-Glechner & Petz 2004b), in der steirischen Enns und der stromab des Gesäuses einmündenden Salza (Jungwirth et al. 1996) und schließlich in Kärnten in Fließstrecken der mittleren Drau (z. B. Rossegger Schleife) und in der Gail stromab von Hermagor (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Vor allem der Bestand in der Gail kann als sehr gut bezeichnet werden, der Bestand wird auf ca. 200 bis 300 adulte Tiere geschätzt (W. Honsig-Erlenburg, pers. Mitt.). In der oberen Drau stromauf von Spittal wurden im Rahmen jüngster Untersuchungen nur mehr wenige Adulttiere, kaum aber Junghuchen gefangen (W. Honsig-Erlenburg, pers. Mitt.). Schließlich tritt der Huchen selten in fast allen Donauabschnitten auf, wobei vermutlich nur der Bestand in der Wachau selbstreproduzierend ist. In der Großen Ysper gelang Spindler (1998) mit dem Fang eines Junghuchens ein Reproduktionsnachweis, der bislang einzige in einem linksufrigen Donauzubringer. Keine natürliche Huchen-Reproduktion ist aus einer Reihe weiterer Flüsse bekannt, in denen jedoch Huchen besetzt werden, so zum Beispiel der Traisen, der Gurk, dem Inn und der Salzach. Diese Vorkommen werden für die vorliegende Rote Liste auch nicht bewertet (vgl. IUCN 2004). Der Huchen ist in den Anhängen II und V der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) aufgelistet. Davon ausgehend wurden in den letzten Jahren drei LIFE-Projekte (Obere Drau, Pielach und Obere Mur) zum Schutz der letzten Huchen-Vorkommen Österreichs initiiert. Angesichts der fragmentierten Verbreitung sowie der hohen Lebensraumanprüche des Huchens wird für den Gefährdungsindikator „Bestand“ nur der Wert 2 und nicht 3 angegeben, wie es die vergleichsweise hohe Anzahl der Rasterfrequenzen nahelegen würde. Die Art ist damit als „stark gefährdet“ (Kategorie EN) einzustufen. Die Einschätzung von Spindler et al. (1997), dass der Huchen vom Aussterben bedroht sei, erscheint aus heutiger Sicht zu pessimistisch. Angesichts jüngster Bemühungen zum Schutz des Huchens ist die Wahrscheinlichkeit, dass diese Art in den nächsten 10 Jahren ausstirbt, sicherlich geringer als mit 50 % einzuschätzen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): stark gefährdet, Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): ausgestorben, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002) und Slowenien (Povž 1996): Endangered, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Extinct in the Wild, Stocking Dependent, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Critically Endangered, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Endangered – Rare, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Endangered.

46 *Huso huso* (Linnaeus, 1758), Hausen

Rasterfrequenz: 0.

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 0.

Zum ursprünglichen Verbreitungsgebiet des Hausens in Österreich gehörten die Donau, die March und die Salzach (vgl. Zauner 1997a). Die größte Süßwasserfischart Europas zog in diese Gewässer zur Laichzeit aus dem Schwarzen Meer und dem Donauunterlauf. Spätestens seit der Errichtung eines Kraftwerks am Eisernen Tor in Rumänien sind die Wanderwege unterbrochen, doch führte bereits die Überfischung im Lauf des 19. Jahrhunderts zu einem starken Rückgang der Bestände. Die Art ist in Österreich, vermutlich auch in den östlichen Nachbarländern, seit mehreren Jahrzehnten ausgestorben.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Regionally Extinct (regional ausgestorben oder verschollen), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Extinct, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Extinct, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Extinct, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Endangered.

47 *Lampetra planeri* (Bloch, 1784), Bachneunauge

Rasterfrequenz: 19 (gesicherte Angaben), 42 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: ?

Für die Bewertung der Vorkommen des Bachneunauges werden lediglich die Vorkommen im Mühlviertel und im Einzugsgebiet der Elbe berücksichtigt (Abb. 1, vgl. Abschnitt „Taxonomische und nomenklatorische Anmerkungen“ und Artkommentar zu *Eudontomyzon mariae*). In diesem geographisch begrenzten Gebiet sind Neunaugen teilweise recht verbreitet (Mühlviertel: Kozak 1993, Haunschmid & Kozak 1996, Siligato & Gumpinger 2004, R. Haunschmid, pers. Mitt.; Elbe-Einzugsgebiet: Schlott 1990, Schlott & Schlott-Idl 1993a, Hadwiger 1999, Siligato & Gumpinger 2003). Siligato & Gumpinger (2006) bestimmten auch Neunaugen im Sandbach, einem im Kristallin der Böhmisches Masse gelegenen Zubringer zur Aschach südlich der Donau, als *L. planeri*. Angesichts der geringen Rasterfrequenzen und der Unsicherheiten in der geographischen Verbreitung muss das Bachneunauge – wie das Ukrainische Bachneunauge eine im Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) aufgelistete Art – jedoch als stark gefährdet eingestuft werden. Wie im Fall des Ukrainischen Bachneunauges besteht ein Handlungsbedarf, die taxonomischen Unklarheiten und das tatsächliche Verbreitungsgebiet in Österreich zu klären. Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): Gefährdungsgrad nicht genau bekannt, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): nicht genügend bekannt, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): Gefährdungsgrad nicht genau bekannt, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Endangered, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996) und Slowenien (Povž 1996): Endangered, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

48 *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758), Sonnenbarsch

Der Sonnenbarsch wurde 1881 in Europa eingebürgert (Mikschi 2002) und besiedelt heute in Österreich zahlreiche künstliche Teiche und Kleingewässer im Alpenvorland, in Ostösterreich, im Grazer Becken und in Unterkärnten. Unter den natürlichen Gewässern bieten Altarme und Auweiher oft ideale Bedingungen für den Sonnenbarsch. Größere Bestände der Art gibt es beispielsweise in den Altarmen und Autümpeln des Nationalparks Donau-Auen (A. Hain, pers. Mitt., Datenbank Universität Wien), in etlichen Kärntner Seen (Honsig-Erlenburg et al. 2002) und im Neusiedler See. Während Honsig-Erlenburg et al. (2002) von negativen Einflüssen auf andere Arten (z. B. Karpfen im Weizelsdorfer Badensee) berichten, sind die Auswirkungen auf die heimischen Arten des Neusiedler Sees weniger klar (Wolfram-Wais et al. 1999).

49 *Leucaspis delineatus* (Heckel, 1843), Moderlieschen

Rasterfrequenz: 45 (gesicherte Angaben), 71 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Das Moderlieschen fehlte in Österreich ursprünglich in Salzburg und Kärnten. In Kärnten wurde

die Art jedoch Ende der 1980er-Jahre in einigen Gewässern eingesetzt und breitet sich nach Honsig-Erlenburg et al. (2002) sogar weiter aus. Ursprünglicher Lebensraum waren abgetrennte Altarme und Auweiher. Da diese Gewässertypen sehr selten geworden sind, liegen aus den angestammten Lebensräumen wie z. B. den Donauauen östlich von Wien oder von der March nur mehr wenige Nachweise vor. Nahezu völlig verschwunden ist die Art im Laufe des 20. Jahrhunderts aus dem Einzugsgebiet der Mur; eine Restpopulation wurde kürzlich in einem abgetrennten Altarm der Sulm gefunden (Zitek et al. 2004b). Keine rezenten Nachweise gibt es auch aus dem oberen Donautal und dem Inn-Einzugsgebiet. Lediglich vereinzelte Meldungen liegen aus dem Lainsitz (Hadwiger 1999) und dem Rhein-Einzugsgebiet (A. Lunardon, pers. Mitt.) vor. Im Raab-System sind nur drei Fundorte bekannt: einige Gräben im Seewinkel (Wanzenböck & Keresztessy 1991, A. R. Benesch, pers. Mitt.), zwei Schotterteiche an der Lafnitz bei Heiligenkreuz (Zauner & Woschitz 1992) und der in die Strem einmündende Limbach (Gerger, pers. Mitt. cit. in Woschitz 1996b). Die Vorkommen an der Lafnitz und Strem dürften in der Zwischenzeit jedoch erloschen sein (G. Woschitz, mündl. Mitt.; neuere Befischungen Frühjahr 2005, unpubl.). Heute gehören vermutlich auch etliche künstliche Kleingewässer (z. B. Gartenteiche) oder Gräben in anderen Gegenden, die fischereilich nicht bewirtschaftet werden und daher keinen Räuberdruck durch besetzte Forellen aufweisen, zu den Wohngewässern des Moderlieschens. Mitunter werden Moderlieschen aus fragwürdigem Naturschutzverständnis heraus und als Futterfische für fischereilich genutzte Raubfische besetzt (Reutterer 1991). Aufgrund des stark fragmentierten Lebensraumes ist das Moderlieschen in die Kategorie EN (stark gefährdet) einzustufen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): stark gefährdet, Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): Gefährdungsgrad nicht genau bekannt, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): gefährdet, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Endangered, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Susceptible, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Vulnerable, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Rare, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

50 *Leuciscus cephalus* (Linnaeus, 1758), Aitel, Döbel

Rasterfrequenz: 515 (gesicherte Angaben), 595 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: > 10 Millionen.

Der Aitel oder Döbel (in der Schweiz auch Alet genannt) kommt österreichweit vor (Spindler 1997a). Man findet die anspruchslose Art in nahezu allen Potamal- und vielen Rhithralgewässern – von kleinen Bächen des Flachlandes im Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002) bis zum Inn bei Innsbruck (Spindler et al. 2002) oder die Mur stromauf von Zeltweg (Kaufmann et al. 1991). Im Bergland steigt die Art bis in die Äschenregion auf. Der Aitel ist aber auch in zahlreichen Seen und größeren Kiesgruben zu finden, wo er reproduzierende Populationen ausbildet. Trotz der weiten Verbreitung des Aitels gab es auch Bestandsrückgänge infolge von Flussregulierungen (z. B. Salzach bei Mittersill), doch fallen diese in der österreichweiten Bewertung der Gefährdung nicht ins Gewicht. Insgesamt ist der Aitel, wie auch in allen Nachbarländern, nicht gefährdet.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Least Concern (nicht gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999), Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b) und Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): nicht gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994) und Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote

Liste Slowenien (Povž 1996): in keiner Gefährdungskategorie angeführt, Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): potenziell gefährdet, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Common, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004) und weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

51 *Leuciscus idus* (Linnaeus, 1758), Nerfling, Seider, Aland

Rasterfrequenz: 76 (gesicherte Angaben), 102 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Der Nerfling war ursprünglich in ganz Österreich mit Ausnahme von Vorarlberg und Kärnten verbreitet. Spindler (1997a) nimmt auch für Kärnten ein autochthones Nerflingsvorkommen an. Von Haempel (cit. in Findenegg 1948) wird die Art tatsächlich für den Ossiacher See angegeben, doch dürfte es sich laut Findenegg nicht um den Nerfling, sondern um den Aitel gehandelt haben.

Im Laufe der letzten Jahrzehnte musste der Nerfling, der zur Laichzeit in Altarme zieht und damit auf ausgedehnte Auensysteme angewiesen ist, infolge von Flussregulierungen deutliche Bestands-einbußen hinnehmen. Heute ist die Art weitgehend auf die Fließstrecken der Donau, die March und die Thaya beschränkt. Vor allem in der Donau östlich von Wien und in den beiden Metapotamalfüssen ist der Nerfling regelmäßig bis häufig zu finden (Schiemer & Waidbacher 1992, Zauner 1993, Spindler 1994a), daneben aber auch für das obere Donautal belegt (Wiesner 2003a). Weitere Nachweise gibt es aus den Unterläufen einiger Donauzubringer wie zum Beispiel der Gusen (Siligato & Gumpinger 2004), der Traisen (Straif 2001) oder der Erlauf (Radler 1992). Überprüfenswert sind Meldungen von Fischern aus der Perschling, der Tulln und der Fische. Alte Funde aus dem Kamp (Janisch & Spindler 1989) konnten in einer jüngeren Aufnahme (Spindler 1997b) nicht bestätigt werden. Erloschen sind auch ehemalige Vorkommen in der Drau, der Mur, dem Tiroler Inn und anderen größeren Potamalfüssen. Geringe Bestände existieren noch im oberösterreichischen Inn (Höhe Mühlheim, R. Haunschmid, pers. Mitt.), auch im Unterlauf der Lafnitz gelang jüngst ein Einzelnachweis (G. Wolfram unpubl.). Nach G. Schadl (pers. Mitt.) gibt es Nerflinge in den rechtsufrigen Murzubringern Gleinz, Stainz und Lassnitz. Angesichts signifikanter Arealeinbußen und Bestandsrückgänge ist der Nerfling als „Endangered“ (stark gefährdet) anzusehen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): potenziell gefährdet, Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): stark gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Vulnerable, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Vulnerable, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Intermediate, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Endangered, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

52 *Leuciscus leuciscus* (Linnaeus, 1758), Hasel

Rasterfrequenz: 247 (gesicherte Angaben), 287 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 100 000 bis 1 Millionen.

Die Hasel kam ursprünglich in ganz Österreich vor. Als Art der Barbenregion war die Art in Vergangenheit vor allem von den Regulierungen vieler Tieflandflüsse betroffen. In Kärnten war auch in den letzten Jahren noch ein deutlicher Rückgang der Haselbestände zu beobachten (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Verschwunden ist die Art aus der Thaya stromab von Waidhofen (Schlott 1993), aus dem Tiroler Inn, der Salzach bei Mittersill und der Mur im Mittellauf. Daneben gibt es aber Vorkommen in einer Reihe kleinerer Potamalflüsse wie Leitha (Kummer et al. 2000) und

Lafnitz (Zauner & Woschitz 1992, Waidbacher et al. 1999). Für die Donau östlich von Wien bezeichnen Eberstaller et al. (2001) die Hasel geradezu als Massenfisch, dominant ist die Art auch in der Grenzmur (Zauner et al. 2000). Aufgrund der Gefährdungsindikatoren wird die Hasel als „nahezu gefährdet“ (Kategorie NT) eingestuft. Die verbale Beschreibung dieser Gefährdungskategorie trifft die Situation der Hasel sehr gut: österreichweit nicht gefährdet, aber lokal bis regional deutliche Bestandsrückgänge.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Near Threatened (nahezu gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): nicht gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): Vorwarnstufe, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): nicht gefährdet, Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Susceptible, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Rare, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Vulnerable, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004) und weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

53 *Leuciscus souffia* Risso, 1826, Strömer

Rasterfrequenz: 101 (gesicherte Angaben), 127 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Vorweg eine Anmerkung zu weit verbreiteten Irrtümern in der Schreibweise: Entsprechend den Regeln des Codes lautet der korrekte Name des Strömers im Sinne einer Unterart *Leuciscus souffia agassii*, sowohl „*soufia*“ als auch „*agassii*“ (nebst Varianten) sind falsch.

Für Mittel- bzw. Südeuropa sind drei Unterarten von *L. souffia* beschrieben: *L. s. souffia* aus dem Var-Becken (Frankreich), *L. s. agassii* aus dem Rhône-Rhein-Donau-Einzugsgebiet und *L. s. muticellus* aus Italien. Kottelat (1997) definiert die italienischen Populationen als eigene Art (*L. muticellus*), betrachtet die Populationen des Var-Beckens als konspezifisch mit jenen aus Rhône, Rhein und Donau und hebt sie gemeinsam auf Artniveau, wobei aus nomenklatorischer Sicht der Name *soufia* Priorität hat.

Der Strömer ist eine mitteleuropäische Art, die nur in Südfrankreich im Einzugsgebiet der Rhône, in Süddeutschland bis zum Main, in Norditalien und im ehemaligen Jugoslawien sowie in der Schweiz und in Österreich vorkommt. Ursprünglich besiedelte die in Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) angeführte Art ganz Österreich mit Ausnahme des Burgenlandes (Spindler 1997a). Aufgrund hoher Lebensraumansprüche erfuhr die rheophile, in hyporhithralen bis epipotamalen Flüssen beheimatete Art jedoch im Laufe des 20. Jahrhunderts einen starken Areal- und Bestandsverlust. So gibt es beispielsweise keine jüngeren Nachweise von Strömern aus dem Land Salzburg. In der Donau, vor allem östlich von Wien, war der Strömer wohl immer nur vereinzelt anzutreffen (Eberstaller et al. 2001, Nachweis aus der freien Fließstrecke bei Klosterneuburg: Schiemer et al. 1994; Waidbacher et al. 1996); die Art besiedelte eher die Zubringer. Ein neuerer Nachweis gelang im Gießgang Greifenstein (Kummer et al. 1999). Gute Strömerbestände gibt es noch in der Mur (Kaufmann et al. 1991, vereinzelt bis zur Staatsgrenze: Zauner et al. 2000, Zauner & Ratschan 2004b). Weitere Vorkommen sind aus der Enns, in Niederösterreich aus der Ybbs (R. Petz-Glechner, pers. Mitt.), der Kleinen Erlauf und der Traisen, in der Steiermark aus der Kainach, in Kärnten aus der Drau, der Gail, der Gurk und einigen kleineren Bächen sowie aus einer Reihe Vorarlberger Fließgewässer (z. B. Weißbach, Leiblach, Unterlauf der Bolgenach) bekannt. Im Liechtensteiner Alpenrhein findet man noch „mäßige Bestände“ (Bohl et al. 2001). In Tirol konnten im Rahmen der großen Inn-Studie Reliktpopulationen im Inn bei Schwaz und in der Innschleife stromab von Wörgl nachgewiesen werden (Spindler et al. 2002). Die Sensitivität

des Strömers gegenüber flussbaulichen Eingriffen macht die Art zu einer der am stärksten gefährdeten unter den heimischen Rhithralarten. Im Gegensatz zu anderen Arten mit vergleichbar hohen Rasterfrequenzen kommen beim Strömer die hohe Fragmentierung des Lebensraumes und die Aufspaltung in isolierte Teilpopulationen erschwerend hinzu. Trotz einer nennenswerten Anzahl von Rasterfeldern mit gesicherten Nachweisen wird der Gefährdungsindikator „Bestand“ daher nur mit 3 angegeben. Der Strömer ist damit als stark gefährdet (Kategorie EN) anzusehen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): stark gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Miksch & Wolfram-Wais 1999) und Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): stark gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): stark gefährdet, Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Endangered (sub *Telestes souffia*), Rote Liste Slowenien (Povž 1996): nicht aufgelistet (für das Mur-Einzugsgebiet; für das Adria-Einzugsgebiet mit „Critically Endangered/Endangered“ eingestuft), Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

54 *Lota lota* (Linnaeus, 1758), Aalrutte, Quappe, Trüsche

Rasterfrequenz: 210 (gesicherte Angaben), 288 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Ursprünglich war die Aalrutte in ganz Österreich in Gewässern der Barbenregion verbreitet, von wo sie zur Laichzeit in Rhithralgewässer der Äschen-, teilweise auch der unteren Forellenregion aufstieg. Auch in Alpenseen ist die Aalrutte heimisch. Infolge der zahllosen Unterbrechungen des Fließkontinuums, so z. B. der Abtrennung von Nebengewässern der Donau (Schiemer et al. 1994), verlor die Aalrutte im Laufe des 20. Jahrhunderts den Zugang zu vielen ihrer angestammten Laichplätze und musste entsprechend Arealverluste und Bestandseinbußen hinnehmen. Erlöschen sind die Populationen in der March (Spindler 1994a), offenbar auch in der mittleren Mur, stark zurückgegangen sind jene der unteren Mur (Zauner et al. 2000). Schwerpunkte der heutigen Verbreitung sind die niederösterreichische Donau (z. B. Kummer et al. 1999, Eberstaller et al. 2001), der Kamp inkl. Nebengewässer (z. B. Janisch & Spindler 1989, Spindler 1994b, 1997b), die Seen und Flüsse des Salzkammergutes (R. Haunschmid, pers. Mitt., Gassner et al. 2002), der Bodensee und einige Fließgewässer des Rheintales (A. Lunardon, pers. Mitt.) sowie die Drau inkl. der größeren Zubringer (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Vereinzelte Nachweise gibt es aus dem Elbe-Einzugsgebiet (Lainsitz: Hadwiger 1999, Maltsch: Siligato & Gumpinger 2003). Nur noch eine Reliktpopulation existiert im Tiroler Inn (Spindler et al. 2002). Im Raab-System liegen nur aus dem Unterlauf von Lafnitz, Pinka und Strem sichere Nachweise vor (Zauner & Woschitz 1992, Woschitz 1996b, Wolfram & Miksch 2002). Inwieweit sich künftig ein zusätzliches Gefahrenpotenzial für die Aalrutte aufgrund von Konkurrenz und Räuberdruck durch die drei neuen *Neogobius*-Arten ergibt, ist derzeit noch nicht abschätzbar. In der vorliegenden Arbeit wird auf eine Höherstufung der Gefährdung (wie bei der Marmorierten Grundel) verzichtet, da nur ein Teil des österreichweiten Aalrutten-Bestandes durch die genannten Neozoen betroffen ist. Die Aalrutte wird somit in die Kategorie VU (gefährdet) eingestuft.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Vulnerable (gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): gefährdet, Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): stark gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Miksch & Wolfram-Wais 1999): stark gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Miksch 2002): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): nicht gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): gefähr-

det, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Vulnerable, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996) und Ungarn (Keresztessy 2004): Vulnerable, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Endangered, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): nicht aufgelistet.

55 *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758), Schlammpeitzger, Moorgrundel

Rasterfrequenz: 33 (gesicherte Angaben), 77 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: < 1000.

Der ursprünglich in ganz Österreich außer Vorarlberg, Tirol und Kärnten vorkommende und durchaus häufige Schlammpeitzger ist eng an verlandende Autümpel gebunden. Mit dem massiven Rückgang dieser stark gefährdeten Biotope wurden die Bestände des Schlammpeitzgers einerseits stark reduziert, andererseits in oft weit voneinander entfernte Subpopulationen fragmentiert. Heute sind die ehemaligen Vorkommen in Salzburg erloschen (Spindler 1997a). Aus Oberösterreich liegt nur aus dem Biotop „Windstoß“ im Donaustau Aschach (Waidbacher et al. 1991) und aus der Alten Naarn im Machland (hier aber guter Bestand: C. Gumpinger, pers. Mitt.) ein rezenter Nachweis vor. In Niederösterreich gibt es Restbestände in den Donauauen des Tullner Feldes (Kummer et al. 1999) und östlich von Wien (z. B. Lobau: Datenbank Universität Wien, Fadenbach: Wanzenböck & Spindler 1993, 1994, Spindler & Wanzenböck 1995, Rußbach: Schmutz et al. 1994) sowie in einigen Autümpeln der March (Spindler et al. 1992, Wanzenböck & Spindler 1994, Reimer & Zulka 1992), Thaya (Käfel 1991a, b, 1993, Zauner 1993), Traisen (Spolwind et al. 2000) und Lainsitz (Schlott 1990, Schlott & Schlott-Idl 1993a). Aus dem Mur-Einzugsgebiet dürfte der Schlammpeitzger bis auf Restbestände (Stainzbach: Greiter & Fachbach 2000; Altwässer bei Bad Radkersburg: Zauner & Ratschan 2004b) verschwunden sein (Zauner et al. 2000), das Gleiche könnte nach neueren Erhebungen für die von Zauner & Woschitz (1992) noch Anfang der 1990er-Jahre festgestellten Reliktpopulationen an der unteren Lafnitz gelten (G. Wolfram unpubl.). Jüngere Belege gibt es weiters aus einem Quelltümpel an der Strem (Woschitz 1996b) sowie abgetrennten Altarmen der Leitha (Kummer et al. 2000). Ein neuerer Nachweis stammt aus dem Hanság-Kanal im Seewinkel (A. R. Benesch, pers. Mitt, vgl. auch den Hinweis auf ein Vorkommen in der Langen Lacke bei Gassner et al. 2003), ein weiterer aus dem südburgenländischen Zickenbach bei Eisenhüttel (Schabauß et al. 2005). Neben den sehr geringen, fragmentierten Beständen des Schlammpeitzgers kommt als gravierendes Problem der auch in Zukunft anhaltende Verlust potenzieller Lebensräume hinzu. Der Schlammpeitzger, der wie die übrigen heimischen Vertreter der Cobitidae in Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) aufgenommen wurde, ist daher als „vom Aussterben bedroht“ (Critically Endangered) anzusehen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Critically Endangered (vom Aussterben bedroht), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): stark gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): stark gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002) und Ungarn (Keresztessy 2004): Vulnerable, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Endangered, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Endangered, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Critically Endangered, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Near Threatened.

56 *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857), Nackthalsgrundel; *Neogobius kessleri* (Günther, 1861), Kesslergrundel; *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), Schwarzmundgrundel
Innerhalb weniger Jahre, zwischen 1996 und 2000, wurden gleich drei Vertreter der Grundeln als neu für die österreichische Fischfauna gemeldet: die Kesslergrundel (*Neogobius kessleri*, Spindler

1995b), die Nackthalsgrundel (*Neogobius gymnotrachelus*, Ahnelt et al. 2001), welche zunächst irrtümlich als Syrmangrundel bestimmt und beschrieben wurde (Zweimüller et al. 2000), und schließlich die Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*, Wiesner et al. 2000). Alle drei Arten sind in Osteuropa heimisch und zählen (auch) zur Fauna des Mündungsbereichs der Donau bzw. des Schwarzen Meeres. Spekulationen über eine mögliche natürliche Einwanderung der Arten sind jedoch nicht angebracht, dagegen spricht schon die lückenhafte Verbreitung der Arten in den stromabwärts liegenden Donau-Anrainerstaaten. In allen drei Fällen wird von den oben genannten Autoren sowie von Wiesner (2003a, b) die Einschleppung durch die Donauschifffahrt als wahrscheinliche Ursache des Auftretens genannt. An Schiffen geklebter Laich könnte in der Tat die Reise bis in den Bereich um Wien überstehen. Nachdem die Donauschifffahrt eine lange Tradition hat, stellt sich die Frage, wieso erst jetzt und in so kurzer Zeit diese Form der „Verbreitungshilfe“ von gleich drei Arten genutzt wurde. Die Antwort liegt vermutlich schlicht in der Tatsache, dass die Arten lange übersehen bzw. verwechselt wurden. Zweimüller et al. (1996) erwähnen einen zweifelhaften Hinweis auf *N. kessleri* bei Wien bereits vor einigen Jahrzehnten. Sie nehmen dabei Bezug auf Oliva (1960), der sich seinerseits auf einen Hinweis von Drenski aus dem Jahr 1948 bezieht, welchen er jedoch selbst als zweifelhaft einstuft. Gut möglich ist, dass die Art oft mit der heimischen Marmorierten Grundel (*Proterorhinus marmoratus*) oder der Koppe (*Cottus gobio*) verwechselt wurde. Neueinwanderer erreichen oft über längere Zeiträume nur geringe Bestandsdichten, Gobiiden sind zudem aus methodischen Gründen bei „normalen“ wissenschaftlichen Untersuchungen meist unterrepräsentiert – ein Faktum, das erklären könnte, warum die Arten auch im Zuge wissenschaftlicher Studien nicht früher erfasst wurden. Dass durch den Nachweis von *N. kessleri* den Grundeln größere Aufmerksamkeit entgegengebracht wurde, ist naheliegend. Die Funde von *N. gymnotrachelus* und *N. melanostomus* sind wohl zumindest auch das Ergebnis dieser gesteigerten Aufmerksamkeit. Sie dürften jedoch auch auf eine deutliche Steigerung der Bestandsdichten der Arten, insbesondere von *N. kessleri*, aber auch auf die unübersehbare Ausbreitungstendenz der Arten zurückzuführen sein.

Von den drei Neozoen ist heute die Kesslergrundel die am weitesten verbreitete Art. Sie kommt nach Wiesner (2003a, b) in der gesamten österreichischen Donau vor. Nach Freyhof (2002) ist die Art auch aus der deutschen Donau nachgewiesen. Angaben über Nachweise in der March Höhe Marchegg (T. Spindler, pers. Mitt.) und aus der Gusen (Siligato & Gumpinger 2004) weisen auf eine deutliche Ausbreitungstendenz von *N. kessleri* hin.

Das Vorkommen der Nackthalsgrundel ist nach Wiesner (2003a, b) bislang auf den Bereich der Donau unterhalb des Kraftwerks Freudenau beschränkt, wobei auch Altarme bei Haslau und Regelsbrunn besiedelt werden. Laut T. Spindler (pers. Mitt.) ist *N. gymnotrachelus* inzwischen auch in die March (zumindest bis Höhe Marchegg) eingewandert.

Die Schwarzmundgrundel tritt nach Wiesner (2003a) in der Donau unterhalb des Kraftwerks Freudenau sowie im Hafen Krems auf. Funde dieser Art aus der March fehlen. Neuesten Informationen zufolge ist *N. melanostomus* aber bereits bis Engelhartszell und Passau vorgedrungen (Zauner & Ratschan 2004c).

57 *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792), Regenbogenforelle

Nach Salomon (1906) gelang es „um Pfingsten 1881“, in Deutschland „326 lebende importierte Eier von *Salmo irideus* var. *shasta* [Anm: = *O. mykiss*] zur Erbrütung“ zu bringen, und 1884 gelangten Eier von inzwischen laichreifen Tieren aus der deutschen Zucht nach Österreich-Ungarn. Heute ist die aus Nordamerika stammende Regenbogenforelle in praktisch allen Fließgewässern

der Forellen- und Äschenregion Österreichs verbreitet (Spindler 1997a). Dabei bildet die allgemein als robust und, verglichen mit der Bachforelle, als anspruchslos geltende Art oft sehr starke Bestände (z. B. Gail, Honsig-Erlenburg & Petutschnig 2000). Sie dominiert in 86 % der von Mark & Medgyesy (2002) untersuchten Inn-Seitengewässer (z. B. Stanserbach 73 %, Gollnerau- und Vomperbach sogar 100 %). Auch in vielen anderen Gewässern wurden reproduzierende Bestände nachgewiesen, so zum Beispiel durch die Autoren im Oberlauf der Lafnitz oder durch Siligato & Gumpinger (2004) in der Alm. Geringe Bestände gibt es naturgemäß in Potamalgewässern, wenngleich die Regenbogenforelle nach Eberstaller et al. (2001) in der Donau östlich von Wien häufig sein soll. Zu den durch Besatz mit Regenbogenforellen verursachten Problemen zählt die Konkurrenz mit der heimischen Bachforelle. In einigen Abschnitten der oberen Gail (Lesachtal) konnte Honsig-Erlenburg (pers. Mitt.) innerhalb von sieben Jahren eine Verschiebung der Bestandsdichten von zuerst 70 % Bachforellen und 30 % Regenbogenforellen (im Jahr 1994) auf 30 % Bachforellen und 70 % Regenbogenforellen (im Jahr 2001) feststellen. Auch mögliche negative Auswirkungen auf Äschen- und Huchenbestände sowie die Beeinträchtigung autochthoner Krebs- und Flussperlmuschelvorkommen sind zu befürchten (Spindler 1997a).

58 *Pelecus cultratus* (Linnaeus, 1758), Sichling, Ziege

Rasterfrequenz: 44 (gesicherte Angaben), 83 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1 bis 10 Millionen.

Der Sichling ist eine ponto-kaspische Art, die in Österreich auf die östlichen Bundesländer beschränkt ist (Spindler 1997a). Aus der Mur, dem ehemals einzigen Vorkommen in der Steiermark, ist der Sichling im Laufe des 20. Jahrhunderts verschwunden (Zauner et al. 2000), und auch die Bestände im oberen Donautal sind heute bereits sehr gering. Vereinzelt Nachweise gibt es aus der Wachau (Pinka 1998). Etwas besser ist die Bestandssituation in der Donau östlich von Wien und in der March (Spindler 1994a). So stiegen beispielsweise bei einer zweijährigen Untersuchung am Kraftwerk Freudenau bei Wien rund 30 Individuen über die dort errichtete Fischwanderhilfe auf (Eberstaller et al. 2001). In der Thaya konnte Zauner (1993) den Sichling nicht nachweisen, doch existiert hier nach Jurajda & Peňáz (1996) eine kleine, aber stabile Population. Auch nach Angaben von Fischern soll der Sichling hier vorkommen (Mikschi & Wolfram-Wais 1999). Die mit Abstand größte Population beherbergt der Neusiedler See, wo der Sichling zu Beginn des 20. Jahrhunderts vereinzelt vorkam, im Zuge der Eutrophierung in den 1970er-Jahren jedoch stark zunahm und seitdem neben der Laube die häufigste Art des offenen Sees ist (Herzig et al. 1994, Wolfram et al. 2002, Wolfram & Mikschi 2003). Im Bewertungsschlüssel von Zulka et al. (2005) führen die Gefährdungsindikatoren zur Einstufung in die Kategorie „Least Concern“ (nicht gefährdet). Die unsichere Zukunft des Neusiedler Sees (sinkender Wasserstand, Überlegungen einer Zuleitung von Donauwasser mit schwer abschätzbaren Konsequenzen) wird jedoch als Risikofaktor gewertet, der Sichling daher in die Vorwarnstufe (NT) eingereiht.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Near Threatened (nahezu gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): potenziell gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): potenziell gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002) und Slowakei (Holčík 1996): Vulnerable, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Critically Endangered, Rote Liste Ungarn (Keresztesy 2004): Intermediate, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Indeterminate (seit 10 Jahren nicht mehr gefangen), Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Data Deficient.

59 *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758, Flussbarsch

Rasterfrequenz: 398 (gesicherte Angaben), 462 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: > 10 Millionen.

Der Flussbarsch ist eine der anpassungsfähigsten Arten der heimischen Fischfauna und landesweit verbreitet (Spindler 1997a). Er besiedelt kleinere und größere Fließgewässer der Äschen- bis Brachsenregion, wobei der Schwerpunkt in der Barbenregion (Epipotamal) liegt, daneben aber auch verschiedenste Stillgewässer von kleinen Kiesgruben bis zu den großen Alpenseen. Die Art ist weder in Österreich noch in einem der Nachbarländer gefährdet.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Least Concern (nicht gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999), Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b) und Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): nicht gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994) und Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): in keiner Gefährdungskategorie angeführt, Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): gefährdet, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Common, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004) und weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

60 *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758), Elritze, Pfrille

Rasterfrequenz: 257 (gesicherte Angaben), 323 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1 bis 10 Millionen.

Die Elritze ist österreichweit verbreitet (Spindler 1997a, Abb. 8) und besiedelt vor allem Fließgewässer des Rhithrals (Forellen- und Äschenregion) und Seen des Hügel- und Berglandes, aber auch solche bis über 1800 m Seehöhe (z. B. Giglachsee, E. Mikschi, pers. Beobachtung). Gassner et al. (2003) benannten einen eigenen Seentyp, der die großen Salzkammergutseen einschließt, nach der Elritze. In vielen Gewässern noch zahlreich anzutreffen, ist die Art aber mancherorts auch zurückgegangen. Mark (2003) berichtet über eine stark rückläufige Verbreitung der Elritze in Tiroler Gewässern, wo sie nur mehr in 21 % der Inn-Nebengewässer meist sehr vereinzelt vorkommt. Auch in Kärnten sind die Bestände zurückgegangen (Honsig-Erlenburg et al. 2002), während das Burgenland nur mehr zwei Fließgewässer (Leitha und Raab) mit Elritzenbeständen vorweisen kann (Wolfram & Mikschi 2002). Ursache dürfte neben flussbaulichen Eingriffen oft auch ein übermäßiger Besatz mit Forellen sein. Als österreichweit nicht gefährdete, aber lokal bis regional zurückgegangene Art wird die Elritze als „nahezu gefährdet“ (Kategorie NT) eingestuft.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Near Threatened (nahezu gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): gefährdet, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): potenziell gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): stark gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994) und Liechtenstein (Bohl et al. 2001): potenziell gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): in keiner Gefährdungskategorie angeführt, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Vulnerable, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Susceptible, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Intermediate – Rare, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

61 *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814), Marmorierte Grundel

Rasterfrequenz: 79 (gesicherte Angaben), 96 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Die Marmorierte Grundel ist der einzige heimische Vertreter der vier heute in Österreich vorkom-

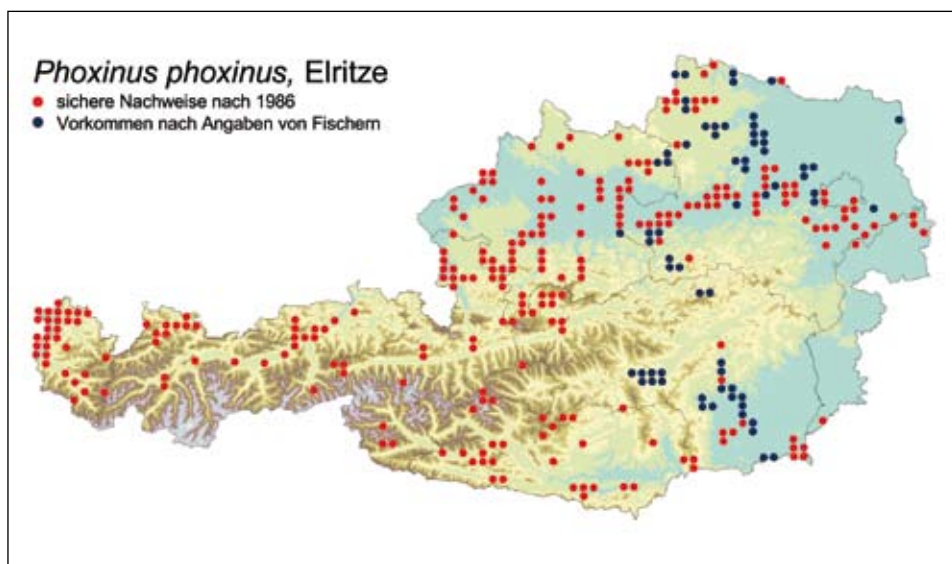


Abbildung 8: Verbreitung der Elritze, *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758), in Österreich. Die Art besiedelt österreichweit Fließgewässer und kühlere Seen, ist aber vielerorts bereits stark zurückgegangen. Ehemals eine Massenart, ist die Elritze heute als nahezu gefährdet (Kategorie NT; Near Threatened) anzusehen.

menden Grundeln (Ahnelt 1988, 1989). Belege aus dem oberen Donaeinzugsgebiet (z. B. der Marchmündung) gibt es bereits aus der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts. Die Art kann hier jedoch nur für den östlichsten österreichischen Donauabschnitt (bis einschließlich Raum Wien) als natürlich vorkommend angesehen werden (Ahnelt et al. 1998b). Weiter westlich liegende Vorkommen in Österreich gelten als verschleppt und faunenfremd. Erste Belege von *P. marmoratus* westlich von Wien gibt es ab 1977, bezeichnenderweise im Raum Linz mit seinen Hafenanlagen (Ahnelt 1988). Ahnelt et al. (1998) diskutieren „jump-like dispersal“ als eine Kombination von passiver und aktiver Ausbreitung, die durch die fast völlig aufgestaute Donau unterstützt wird. Diese „Strategie“ gilt auch für die *Neogobius*-Arten. Die heutige Verbreitung umfasst jedenfalls das Donau-Einzugsgebiet in den Bundesländern Wien, Niederösterreich, Oberösterreich und Burgenland (Spindler 1997a). Über den Rhein-Main-Donau-Kanal kommt die Marmorierte Grundel mittlerweile sogar im Main und Oberrhein vor. Den Schwerpunkt der Verbreitung in Österreich dürfte die Donau selbst darstellen, aber auch in der Leitha gibt es eine größere Population (Kummer et al. 2000). Siligato & Gumpinger (2004 pers. Mitt.) fanden die Marmorierte Grundel in mehreren Gewässern des Aschach-Einzugsgebietes und in der Gusen in Oberösterreich, R. Petz-Glechner (pers. Mitt.) in der Großen Rodl. Ein neuerer Nachweis existiert auch aus dem Traunsee (Wanzenböck et al. 2000a) und aus den Schwarzseen in der Nähe von Graz (Friedl & Sampl 2000). Unwahrscheinlich erscheint ein Vorkommen im Elexenbach im Einzugsgebiet der Lainsitz, das von Fischern gemeldet wurde (Mikschi & Wolfram-Wais 1999). Im Zuge des massiven Auftretens der drei gebietsfremden *Neogobius*-Arten ist eine verstärkte Konkurrenz zur Marmorierten Grundel oder sogar ein Räuberdruck zu vermuten (Ahnelt et al. 1998b, Wiesner 2003a). Unter Berücksichtigung dieses Risikofaktors wird die Marmorierte Grundel im Zuge der Nachjustierung von der Kategorie VU (gefährdet) auf EN (stark gefährdet) höher gestuft.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): nicht gefährdet, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): nicht gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): stark gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Common, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004) und weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

62 *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846), Blaubandbärbling

In Österreich konnte *P. parva* erstmals 1982 im Mündungsbereich der March und in der Tulln nachgewiesen werden (Weber 1984). Weitere Belege für ein Auftreten in der Pinka, der Raab, der Lafnitz und einer Reihe von Fischteichen in Niederösterreich, Burgenland, Steiermark und Kärnten folgten (Ahnelt & Tiefenbach 1991). Heute ist die aus Asien stammende, bei uns aber nicht heimische Art in allen Bundesländern – (noch) mit Ausnahme von Tirol – nachgewiesen. Von einem massenhaften Auftreten des Blaubandbärblings wird oft aus Teichen berichtet, etwa aus dem Einzugsgebiet von Thaya und Lainsitz, wobei sich die Art aber in den Flüssen selbst nicht halten kann (Schlott 1993). In kleineren Fließgewässern des Weinviertels (T. Spindler, pers. Mitt.), in Oberösterreich (z. B. Pram, Siligato & Gumpinger 2004) oder im Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002) ist der Blaubandbärbling weit verbreitet und erreicht mitunter enorme Bestandsdichten (bis >14 000 Ind. ha⁻¹ im Teichbach im Mittelburgenland, Wolfram & Mikschi 2002). Auch im Neusiedler See ist die Art nach dem ersten Auftreten 1994 mittlerweile etabliert (Mikschi et al. 1998, Wolfram et al. 2002), in der Grenzmur nach Zauner et al. (2000) recht häufig. In der Donau kommt *P. parva* nur selten vor (Altarm Schönbühel: Pinka 1998, Abschnitt östlich von Wien: Eberstaller et al. 2001). In seiner Studie über die March führt Spindler (1994) die Art zwar für Zubringer, nicht aber für die March selbst an. Weitere Belege stammen unter anderem aus dem Bodensee, einer Reihe von Kärntner Teichen sowie dem Faaker See.

P. parva ist eine äußerst anpassungsfähige Art, die – wie das Beispiel des Neusiedler Sees und diverser Teiche zeigt – stehende Gewässer zwar bevorzugt, im Verlauf ihrer Ausbreitung aber auch andere Lebensraumtypen zumindest überwunden hat. Darüber hinaus verdankt die Art ihre heutige Verbreitung vor allem menschlichem Zutun, sowohl in Form der unbeabsichtigten Einschleppung bei Besatzmaßnahmen, aber auch der lange geübten Praxis der Nutzung als Köderfisch. Hinsichtlich möglicher naturschutzrelevanter Auswirkungen des Auftretens des Blaubandbärblings auf autochthone Arten gibt es eine Reihe von Befürchtungen (Ahnelt & Tiefenbach 1991), sie reichen vom möglichen Laichräubertum der Art über Nahrungskonkurrenz (vgl. Wolfram-Wais et al. 1999) bis hin zu einem parasitischen Verhalten, dem direkten Attackieren und Verletzen von größeren Fischen, wie Libosvasky et al. (1990) es für dicht besetzte Teichwirtschaften beschreiben.

63 *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782), Bitterling

Rasterfrequenz: 156 (gesicherte Angaben), 175 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Der in europäischen Gewässern beheimatete Bitterling wurde lange als Unterart (*Rhodeus sericeus amarus*) der ostasiatischen Art *Rhodeus sericeus* angesehen. Wir folgen Kottelat (1997) in der Aufwertung des Taxons in den Rang einer Art, *R. amarus*, wenngleich, wie Kottelat (1997) betont, die Unterscheidung der beiden Linien *sericeus* – *amarus* angesichts der geringen Unterschiede nicht unproblematisch ist. Die Tatsache, dass eine Unterscheidung zwar schwierig, aber immerhin möglich ist, und die große räumliche Distanz zwischen den ostasiatischen und den europäischen Popu-

lationen lassen eine Trennung der Arten – unter Anwendung von Prinzipien des phylogenetischen Artkonzeptes – zu. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass Anwender anderer Artkonzepte diesen Schritt nicht nachvollziehen (vgl. Holčík 1999).

Der Bitterling war ursprünglich österreichweit verbreitet, fehlt aber aktuell in Salzburg und Tirol (Spindler 1997a). Die Frage der Gefährdung dieser in Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) aufgenommenen Kleinfischart ist eng mit der Gefährdung von Großmuscheln verknüpft, an die der Bitterling aufgrund seiner speziellen Fortpflanzungsweise gebunden ist. In dem Ausmaß, in dem beispielsweise Flussmuscheln (*Unio* spp.) infolge von Regulierung aus zahlreichen Fließgewässern verschwunden sind, gingen auch die Bestände des Bitterlings zurück. Auch das massive Auftreten von Wandermuscheln, das zu einer Beeinträchtigung lokaler Maler- und Teichmuschelbestände führen kann, mag eine Verarmung von Bitterlingspopulationen verursachen (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Heute sind Altarme und Auweiher typische Lebensräume dieser Art, die hier vor allem mit Teichmuscheln (*Anodonta* spp.) vergesellschaftet ist. Die Schwerpunkte liegen in der Donau östlich von Wien (Mikschi & Wolfram-Wais 1999), der March (Spindler 1994a), der Thaya (Zauner 1993), der unteren Mur und Zubringern (Zauner et al. 2000, Zauner & Ratschan 2004a, 2004b), der unteren Leitha (Wolfram et al. 1997) und der unteren Lafnitz (Zauner & Woschitz 1992, G. Wolfram unpubl.). Im Burgenland findet sich der Bitterling auch in einigen kleineren Bächen und Gräben (z. B. Wolfram & Mikschi 2002, A. R. Benesch, pers. Mitt.). In Kärnten beherbergen vor allem viele Seen und Teiche Populationen von Bitterlingen (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Neuere Nachweise des Bitterlings gibt es aus dem Einzugsgebiet der oberösterreichischen Donau (Aschach-System: Siligato & Gumpinger [2006]; Augewässer des Machlandes, Zubringer zur Pram: C. Gumpinger, pers. Mitt.). Nur mehr vereinzelt kommt die Art in Altarmen der unteren Salzach und des Inns (Zauner et al. 2001a) sowie im Bodensee vor. Der hohe Gefährdungsgrad der heimischen Großmuscheln ist beim Bitterling als Risikofaktor anzusehen, der trotz der weiten Verbreitung und zahlreicher Nachweise eine Einstufung in die Kategorie „Vulnerable“ (gefährdet) notwendig macht.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Vulnerable (gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): stark gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): nahezu gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): stark gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Vulnerable, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Endangered, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Endangered, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Common, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

64 *Rutilus meidingeri* (Heckel, 1851), Perlfisch

Rasterfrequenz: 21 (gesicherte Angaben), 28 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Der Perlfisch galt lange als Unterart (*R. frisii meidingeri*) des im Kaspisee und den nördlichen Zubringern des Schwarzen Meeres beheimateten *Rutilus frisii*. Wir folgen Kottelat (1997) und behandeln den Perlfisch (*R. meidingeri*) als eigene Art, deren Typuslokalität der Attersee ist.

Der Perlfisch, eine endemische Art des oberen Donau-Einzugsgebietes und in Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) aufgelistet, war ursprünglich in fünf Seen der nördlichen Kalkalpen beheimatet: im Atter-, Mond-, Wolfgang- und Traunsee sowie in Bayern im Chiemsee (Gassner et al. 2003). Daneben gab es vermutlich immer schon kleinere Subpopulationen in der Donau. Der Perlfisch wird von Kollmann (1898) auch für die Salzach angegeben (vgl.

Schmutz et al. 2000), doch dürfte es sich dabei um eine Verwechslung mit einer anderen Fischart handeln (Petz-Glechner & Petz 2004a). Heute ist die Art nur mehr in drei der ursprünglich fünf Seen vorhanden, aus dem Traun- und Chiemsee ist die Art verschwunden. In beiden Fällen könnte die Errichtung eines Kraftwerks im Seeausrinn zur Abtrennung, teilweise auch zur Vernichtung der angestammten Laichplätze und damit zum Erliegen der Reproduktion geführt haben (Gassner et al. 2002, Freyhof 2002). Der Bestand in Mond- und Attersee wird von Siligato & Gumpinger (2005) als „sehr gut“ bezeichnet: Ende April bis Ende Mai ziehen knapp 2000 Tiere in die Seeache, um hier abzulaichen. Weitere rezente Vorkommen des Perlfisches sind aus der Donau bekannt. Im oberen Donautal dürfte sogar eine autochthone Population existieren (Zauner & Ratschan 2005a); dies bestätigen auch neuere molekulargenetische Untersuchungen (Schrempf 2005). Auch bei Klosterneuburg wurde kürzlich ein junger Perlfisch gefangen, dessen Herkunft aus den Salzkammergutseen recht unwahrscheinlich ist (C. Wiesner, pers. Mitt.). Eberstaller et al. (2001) konnten in ihrer Untersuchung der Fischeaufstiegshilfe des Kraftwerks Freudenau zwei Perlfische fangen. Ältere Funde stammen aus dem Stauraum Melk (Mikschi & Wolfram-Wais 1999) und Altenwörth (Waidbacher et al. 1989). Schließlich gibt es vereinzelt Berichte über ein Vorkommen des Perlfisches in Kärnten, wo er angeblich die Drau stromab des Stauraumes Lavamünd in geringen Beständen besiedelt (Honsig-Erlenburg et al. 1996, 2002). Dies konnte jedoch wissenschaftlich bislang noch nicht nachvollzogen werden; möglicherweise wurde der Perlfisch von Fischern mit dem Frauennrerfling verwechselt (W. Honsig-Erlenburg, pers. Mitt.). Angesichts der wenigen Nachweise und Vorkommen ist der Perlfisch in Österreich als stark gefährdet (Kategorie EN) anzusehen, aufgrund des stabilen Bestandes in Atter-, Mond- und Wolfgangsee jedoch nicht vom Aussterben bedroht. Nachdem der Perlfisch – abgesehen von möglichen geringen Reliktpopulationen in der Slowakei (Hensel 1979) – in Österreich endemisch ist, besteht eine entsprechend hohe Verantwortung Österreichs zum Schutz dieser Art.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): Gefährdungsgrad nicht genau bekannt, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): stark gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Extinct, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Data Deficient, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Endangered.

65 *Rutilus pigus* (La Cepède, 1803), Frauennrerfling

Rasterfrequenz: 49 (gesicherte Angaben), 71 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1000 bis 10 000.

Heckel & Kner (1858) unterscheiden in ihrer Arbeit über die Fische der Donaumonarchie den „Pigo“ (*Leuciscus pigus* de Filippi) für die norditalienischen Seen und den „Donau-Nerfling oder Frauenfisch“ der Donau. In der jüngeren Vergangenheit wurde der Frauennrerfling meist als Unterart *Rutilus pigus virgo* (Heckel) geführt (z. B. Spindler 1997a, Mikschi & Wolfram-Wais 1999). Allgemein hat sich die Auffassung durchgesetzt, dass *R. pigus* eigentlich aus der Donau stammt und in Italien bereits im Mittelalter eingeführt wurde (Bianco 1995), die beiden Taxa somit konspezifisch seien. Inwieweit sich phänotypische Unterschiede (rote Flossen bei den Frauennrerflingen aus der Donau) auch in genetischer Hinsicht widerspiegeln, ist nicht bekannt (C. Wiesner, pers. Mitt.). Weitere Untersuchungen sind nach Kottelat (1997), dem wir in der Nomenklatur des Frauennrerflings folgen, dringend erforderlich.

In Österreich kommt der Frauennrerfling nur in Wien, Niederösterreich, Oberösterreich, Kärnten, in der Steiermark und im Burgenland vor (Spindler 1997a). Schwerpunkt der ehemaligen Verbreitung war die Donau, wo die Bestände jedoch infolge der Aufstauungen stark abgenommen

haben (Schiemer et al. 1994). Heute zählt die Art zu den seltensten in der oberen (Waidbacher et al. 1991, Zauner et al. 2001b, Zauner 2002, Wiesner 2003a) und mittleren Donau (z. B. Zauner & Pinka 1998, Kummer et al. 1999). Auch in der Donau Höhe Wien und östlich bis zur Staatsgrenze ist der Frauennrerfling eher selten. In den letzten Jahren werden jedoch vor allem Jungfische regelmäßig in größerer Zahl gefangen, was auf eine gute Reproduktion schließen lässt, neben dem Hauptfluss vor allem auch im Marchfeld-Kanal (z. B. Radlmair 2003, Wiesner et al. 2004). Einzelfunde belegen weiters ein Vorkommen in den Donauzubringern Große Rodl (Petz-Glechner 1999a, 1999b), Traisen (Straif 2001), Schwechat (Zauner & Ratschan 2004j) und Inn (Kainz & Gollmann 2000; Zauner & Ratschan 2005b), möglicherweise auch in der unteren Traun (Kainz 1992). In Salzburg gilt der Frauennrerfling als ausgestorben (Petz-Glechner & Petz 2004a), verschollen ist er auch aus March und Thaya (Spindler 1994a, T. Spindler, pers. Mitt.), während am Naturhistorischen Museum noch Belegmaterial aus der Thaya stromab von Karlstein vorliegt (vgl. Lauermaun 1986). Im Burgenland ist der Frauennrerfling aus dem Raab-Lafnitz-System verschwunden, ein kleiner Bestand existiert noch in der Leitha und im Komitatskanal (Friedl 1991, Kummer et al. 2000). Einzelnachweise gelangen Zauner et al. (2004a) in der Grenzmur und im Mur-Mühl-Kanal bei Radkersburg; auch in der bei Leibnitz einmündenden Sulm (inkl. Zubringer wie der Saggau und Lassnitz) gibt es eine Reliktpopulation (Zitek et al. 2004b, C. Wiesner, pers. Mitt.). Schließlich wurde der Frauennrerfling sehr vereinzelt auch aus der unteren Drau und in stärkerer Dichte (Bestandsschätzung: 500 bis 1000 adulte reproduzierende Tiere) in der unteren Lavant nachgewiesen (Honsig-Erlenburg et al. 2002, Kerschbaumer et al. 2004). Wie eine Reihe anderer Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in großen Potamalflüssen ist auch der Frauennrerfling stark gefährdet, was sich auch in der Aufnahme in Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) widerspiegelt.

Alle bisher in Österreich erstellten Roten Listen sowie die Roten Listen von Slowenien (Povž 1996) und Ungarn (Keresztessy 2004) beziehen sich auf *Rutilus pigus virgo*, die Roten Listen der IUCN, von Deutschland (Freyhof 2002), Tschechien (Lusk et al. 2004), Slowakei (Holčík 1996) und Schweiz (Kirchhofer et al. 1994) auf *R. pigus*.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): stark gefährdet, Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): stark gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b) und Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): potenziell gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Data Deficient, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Extinct, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996) und Slowenien (Povž 1996): Vulnerable, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Rare – Vulnerable, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Data Deficient.

66 *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), Rotaue, Plötze

Rasterfrequenz: 415 (gesicherte Angaben), 474 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: > 10 Millionen.

Das Rotaue ist eine der anpassungsfähigsten Arten der heimischen Fischfauna. Es ist österreichweit verbreitet (Spindler 1997a) und besiedelt stehende Gewässer vom Kleingewässer bis zum Bodensee sowie kleinere und größere Potamalgewässer. Lokale Bestandsrückgänge aufgrund des Verlusts vieler Auensysteme konnte die Art durch die Besiedlung zahlreicher künstlicher Gewässer wie Grundwasserseen oder Teiche wettmachen. Das Rotaue ist daher in Österreich, wie auch in allen Nachbarländern, nicht gefährdet.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Least Concern (nicht gefährdet), Rote Liste Österreich

(Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999), Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b) und Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): nicht gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): in keiner Gefährdungskategorie angeführt, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994) und Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Least Concern, Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): gefährdet, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Common, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): nicht aufgelistet.

67 *Sabanejewia balcanica* (Karaman, 1922), Balkan-Goldsteinbeißer

Rasterfrequenz: 29 (gesicherte Angaben), 43 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1000 bis 10 000.

In Österreich wurde der Goldsteinbeißer (als „*Cobitis aurata*“ bezeichnet) erstmals 1989 entdeckt (Kainz 1991a, Stockinger 1992). In einer Untersuchung zur Verbreitung des Goldsteinbeißers in den Bächen des Grabenlandes in der Südoststeiermark konnte dieser Vertreter der Cobitidae als *Cobitis (Sabanejewia) aurata balcanica* Karaman, 1922 determiniert werden (Ahnelt & Tiefenbach 1994). Es handelt sich dabei um eine Unterart, die nach Perdices et al. (2003) als eigenständige Art, *Sabanejewia balcanica* Karaman, 1922, anzusehen ist.

Abgesehen von wenigen Meldungen über Einzelfunde des Goldsteinbeißers aus Kamp, Leitha und Melk, denen dringend weitere gezielte Untersuchungen folgen sollten, sind bisher zwei gesicherte Vorkommen von *S. balcanica* in Österreich bekannt: eine weitgehend isolierte Population in der Südoststeiermark und eine zweite im Einzugsgebiet von Raab bzw. Lafnitz (Burgenland). Der Status dieser beiden genetisch deutlich unterscheidbaren Populationen ist Gegenstand eines derzeit laufenden Projekts (vgl. Ahnelt & Mikschi 2004). Aus heutiger Sicht scheint die Zuordnung der südsteirischen Population zu *S. balcanica* gesichert, der Status der Population des Raab-Einzugsgebietes ist jedoch offen.

Für den Fall, dass die Goldsteinbeißer aus dem Südburgenland bzw. der Südoststeiermark verschiedenen Taxa angehören, wäre eine getrennte Einstufung im Rahmen der Roten Liste aufgrund der geographischen Zonierung relativ einfach. Für die Beurteilung der südoststeirischen Population wäre deren Status als isoliertes Relikt vorkommen relevant, für jene des Südburgenlandes würde der Wegfall der südoststeirischen Grabenlandbäche eine „Verkleinerung“ des Bestandes und Verbreitungsgebietes bedeuten.

Zum autochthonen Verbreitungsgebiet des Goldsteinbeißers *sensu lato* gehören vermutlich die Unterläufe etlicher Donauzubringer in Niederösterreich wie Kamp und Leitha sowie die Potamalgewässer des Lafnitz- und Mur-Systems. Rezente Nachweise der Art, die im Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) als *Cobitis aurata* geführt wird, gibt es aus der Melk (Bauer & Kaufmann 2004), dem Kamp (Spindler 1997b), der Leitha (T. Spindler, *in litt.*), der Lafnitz, Safen, Rittschein und Pinka (Zauner & Woschitz 1992, Wolfram & Mikschi 2002, G. Wolfram unpubl.), den linksufrigen in die Mur mündenden Grabenlandbächen (Ahnelt & Tiefenbach 1994, Zauner & Ratschan 2004b, B. Depisch, pers. Mitt.) sowie den rechtsufrigen Mur-Zubringern Sulm (Zitek et al. 2004b) und Gamitzbach (Zauner & Ratschan 2004b). Jüngere Nachweise aus dem March-Einzugsgebiet, wo der Goldsteinbeißer ursprünglich heimisch war, fehlen (Jurajda & Peňáz 1996), doch erwähnen Lusk et al. (2004) neuere Funde aus dem Fluss Vlára (Einzugsgebiet der Váh), wo die Art sowohl auf slowakischem als auch tschechischem Territorium vorkommt. Die Gefährdungsindikatoren des Goldsteinbeißers führen zur Einstufung in die Kategorie EN (stark gefährdet).

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): potenziell gefährdet, Rote Liste Niederösterreich

(Mikschi & Wolfram-Wais 1999): Gefährdungsgrad nicht genau bekannt, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Critically Endangered, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Vulnerable, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Endangered, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Insufficiently Known, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Data Deficient. In den genannten Roten Listen wird der Goldsteinbeißer teilweise als *Cobitis aurata* oder *Sabanejewia aurata* geführt.

68 *Salmo trutta* Linnaeus, 1758, Bachforelle

Rasterfrequenz: 944 (gesicherte Angaben), 1061 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: > 10 Millionen.

Unter diesem Taxon wird neben der stationär in Flüssen lebenden Bachforelle auch die diadrome Seeforelle, die als Ökotyp der Bachforelle anzusehen ist, gezählt. Zu nomenklatorischen und taxonomischen Fragen betreffend *Salmo trutta* siehe Abschnitt „Taxonomische und nomenklatorische Anmerkungen“.

Das Verbreitungsgebiet der Bachforelle in Österreich umfasst weite Teile des Bundesgebietes und vielerorts finden sich auch noch sehr gute Bestände mit funktionierender Reproduktion. Aufgrund der Begradigung vieler Flüsse und der damit einhergehenden „Rhithralisierung“ wurden die Bestände mancherorts sogar noch begünstigt (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Andererseits wird aber der Bestand in Flüssen mit hoher hydromorphologischer Beeinträchtigung (Regulierung, Schwellbetrieb) oft nur durch Besatz mit fangfähigen Tieren aus Zuchtbetrieben aufrechterhalten (z. B. Alpenrhein, Moritz & Eberstaller 2003). Dieser Umstand, vor allem aber die Gefahr einer (weiteren) genetischen Verfälschung der autochthonen Bachforellenpopulationen durch Besatz waren Anlass für eine Einstufung in die Kategorie „Near Threatened“ (NT, Vorwarnstufe), auch wenn die Art in Österreich insgesamt keineswegs gefährdet ist. Der gleichen Argumentation folgen auch Kirchhofer et al. (1994) in ihrer Einschätzung der Gefährdung der Bachforelle in der Schweiz.

Der Ökotyp Seeforelle ist aus zahlreichen Gewässern bekannt, allerdings verhindern oftmals Kontinuumsunterbrechungen die Laichwanderungen, sodass diese Form in vielen Seen gefährdet ist. Vergleichsweise gut untersucht ist die Seeforelle des Bodensees, die ehemals Laichwanderungen bis 120 km in den Alpenrhein hinauf unternahm (Berg 1993). Der Verbau der Laichplätze und Kinderstuben hatte nach 1960 einen drastischen Bestandsrückgang zur Folge. Nach der Errichtung einer Fischwanderhilfe bei Reichenau (vgl. Jäger 2003) konnte sich der Bestand wieder erholen. Der jährliche Ausfang, der 1927 bis 1936 noch 10 t jährlich betragen hatte und 1977 bis 1986 auf knapp 3 t gefallen war, stieg in den letzten Jahren wieder auf über 4 t an (Ruhlé & Kindle 1993, B. Wagner, pers. Mitt.). Neben der Verbesserung der Lebensraumbedingungen ist vor allem die rigide Kontrolle der Berufsfischerei am Bodensee im Rahmen der Internationalen Bodenseekommission positiv zu sehen und vermutlich ausschlaggebend für die nachhaltige Sicherung des Bestandes.

Die Einstufungen der folgenden Roten Listen beziehen sich, mit Ausnahme der aktuellen Arbeit, nur auf *Salmo trutta* f. *fario*. Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Near Threatened (nahezu gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): nicht genügend bekannt, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): nicht genügend bekannt, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): autochthone Form extrem selten, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): nicht gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): potenziell gefährdet, Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): stark gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Least Concern,

Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004) und Slowenien (Povž 1996): Vulnerable, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): nicht aufgelistet.

69 *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814), Bachsaibling

Der aus Nordamerika stammende, um 1880 nach Europa eingeführte Bachsaibling ist – mit Ausnahme von Wien – in allen Bundesländern anzutreffen. Die häufig besetzte Art bildet auch reproduzierende Bestände, etwa im Stappitzer Seebach (Fiedl et al. 1995), der Feldaist (Kozak 1993) oder im Zamserbach (Schulz et al. 1996). Häufig kommt es auch zu Hybridisierung mit Bachforellen. Das Resultat, so genannte „Tigerfische“, sind aus vielen Gewässern bekannt, so z. B. aus der Feldaist (Moog et al. 1993), der Glan (Honsig-Erlenburg & Wieser 1997), der Salzach (Wiesbauer et al. 1991, Glechner 1997) und der Traisen (Straif 2001). Nach R. Haunschmid (pers. Mitt.) führt die im Vergleich zur Bachforelle größere Toleranz des Bachsaiblings gegenüber niedrigen pH-Werten zu einem oft stärkeren Aufkommen und Verdrängen der heimischen Bachforelle aus Gewässern, die von Versauerung betroffen sind (z. B. im Mühlviertel).

70 *Salvelinus profundus* Schillinger, 1901, Bodensee-Tiefensaibling

Rasterfrequenz: 0.

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 0.

Der von manchen als Tiefenform des Seesaiblings, von anderen hingegen als eigene Art anerkannte *Salvelinus profundus* gilt heute als ausgestorben oder durch Besatz mit allochthonen Formen überformt. Die Art wird nicht in der Schweizer Roten Liste (Kirchhofer et al. 1994), sehr wohl jedoch in der jüngsten deutschen Roten Liste gefährdeter Fischarten angeführt (Freyhof 2002). Es besteht dringender Handlungsbedarf, um zu klären, ob noch Reste der ehemaligen Bestände dieser (sicherlich niemals häufigen) Art existieren (vgl. Abschnitt „Taxonomische und nomenklatorische Anmerkungen“).

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Extinct (weltweit ausgestorben oder verschollen), Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Extinct, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Extinct.

71 *Salvelinus umbla* (Linnaeus, 1758), Seesaibling

Rasterfrequenz: 130 (gesicherte Angaben), 139 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 100 000 bis 1 Millionen?

Der Seesaibling kann als Leitform der Alpenseen angesehen werden (Gassner et al. 2003). In vielen Seen gilt die Art als autochthon, doch wurde sie bereits im Mittelalter in zahlreiche, ursprünglich fischfreie Gebirgs- und Hochgebirgsseen eingesetzt. Als Besatzmaterial dienten dabei meist Tiere aus dem Salzkammergut (H. Gassner, pers. Mitt.). Vermutlich existieren heute noch in isolierten Alpenseen Populationen, welche die genetische Ausstattung der ursprünglichen Salzkammergut-Seesaiblinge in sich tragen. Rezent kommt der Seesaibling in den meisten größeren Salzkammergut-, Kärntner und Tiroler Seen sowie in zahlreichen höher gelegenen Seen vor. Vor allem aus kleineren oder tiefen oligotrophen Seen existiert häufig eine als „Schwarzreuter“ bekannte Zwerg- oder Kümmerform, daneben wächst die Art aber auch zu den großen, piscivoren „Wildfangsaiblingen“ heran. Im Laufe des 20. Jahrhunderts wurden Seesaiblinge oft auch in Gewässer eingesetzt, die dieser Art keinen geeigneten Lebensraum bieten können, so z. B. in Baggerseen (z. B. Reith & Broggi 1986) oder in tiefer gelegene Seen Unterkärntens wie den Längsee (Honsig-Erlenburg et al. 2002).

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Least Concern (nicht gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): Gefährdungsgrad nicht genau bekannt, Rote Liste Österreich (Herzig-Stra-

schil 1994): stark gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): potenziell gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): Gefährdung anzunehmen, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Vulnerable, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Vulnerable.

72 *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758), Zander, Schill, Fogosch

Rasterfrequenz: 226 (gesicherte Angaben), 271 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Der Zander fehlte ursprünglich in Vorarlberg, Tirol, Salzburg und Kärnten (Spindler 1997a, Petz-Glechner & Petz 2004a), wurde jedoch aus fischereilichem Interesse auch in Gewässer dieser Bundesländer eingesetzt. Heute gibt es kaum einen See tieferer Lagen oder einen Tieflandfluss, in dem Zander nicht aufgrund von Besatz oder auch reproduzierend vorkommen. Gute Bestände mit funktionierender Reproduktion beherbergt die Donau im gesamten österreichischen Abschnitt (z. B. Spindler 1991c, Eberstaller et al. 2001, C. Ratschan; pers. Mitt.) sowie die March mit ihren großen Altarmen (Spindler 1994a), daneben existiert eine große Population im Neusiedler See (Wolfram et al. 2004), im Bodensee (jährlicher Ausfang mehrere Tonnen, A. Lunardon, pers. Mitt.) sowie in einigen Kärntner Seen (Honsig-Erlenburg et al. 2002). In Salzburg sind Populationen aus dem Wallersee und den Trumer Seen bekannt (Petz-Glechner & Petz 2004a). Vermutlich gibt es auch in den zahlreichen Baggerseen, in die Zander durch Fischer regelmäßig eingebracht werden, zum Teil ein natürliches Eigenaufkommen, doch ist die Datenlage dazu schlecht. Herzig-Straschil (1994) vermutet beispielsweise, dass der Zander in der gesamten Steiermark nicht mehr reproduziert. In der Tat dürfte der Zander aus einigen seiner ursprünglichen Wohngewässer wie der Salzach oder Enns verschwunden sein. Die Gefährdungsindikatoren führen zu einer Einschätzung der Gefährdung des Zanders als „Near Threatened“ (nahezu gefährdet).

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Near Threatened (nahezu gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): nicht gefährdet, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): nicht genügend bekannt, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): nicht eingestuft, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): stark gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): als nicht-heimische Art nicht eingestuft, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Ungarn (Keresztesy 2004): Intermediate, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Endangered, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004) und weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

73 *Sander volgensis* (Gmelin, 1788), Wolgazander

Rasterfrequenz: 29 (gesicherte Angaben), 37 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1000 bis 10 000.

Im Gegensatz zum „normalen“ Zander ist der Wolgazander, ein ponto-kaspisches Faunenelement, ausschließlich in Wien und Niederösterreich beheimatet (Spindler 1997a) und hier auf die Donau und March sowie vereinzelt die Unterläufe einiger Zubringer wie Fischa (H. Keckeis, pers. Mitt.) oder Rußbach (Radlmair 2003) beschränkt. Die westlichsten Vorkommen liegen in der Wachau (Altarm Schönbüchel: Pinka 1998). Vergleichsweise häufig kommt die Art nach Eberstaller et al. (2001) in der Donau östlich von Wien vor, wenngleich die Autoren in ihrer Untersuchung des Fischeaufstiegs beim Kraftwerk Freudenau in zwei Jahren nur vier Individuen fangen konnten. Zahlreiche im Marchfeldkanal gefangene Jungfische bei gleichzeitigem Fehlen von Adultnachweisen lassen auch auf eine gute Reproduktion in der Donau auf Höhe von Greifenstein bis Freudenau

schließen (Wiesner et al. 2004, C. Wiesner, pers. Mitt). Spindler et al. (1992) geben den Wolgazer für die March, wo er ausschließlich im Hauptfluss zu finden ist, als extrem selten an. Angesichts der schlechten Bestandssituation und der wenigen potenziell besiedelbaren Lebensräume in Österreich ist der Wolgazer als stark gefährdet (Kategorie EN) einzustufen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): Gefährdungsgrad nicht genau bekannt, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): stark gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Near Threatened, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Vulnerable, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Intermediate, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Data Deficient.

74 *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758), Rotfeder

Rasterfrequenz: 264 (gesicherte Angaben), 329 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1 bis 10 Millionen.

Die Rotfeder ist österreichweit verbreitet (Spindler 1997a) und ursprünglich eine Leitart makrophytenreicher Altarme von Tieflandflüssen wie der Donau und March (Datenbank Universität Wien, Spindler et al. 1992). Daneben besiedelt sie das Litoral tiefer gelegener Seen wie der Trumer Seen (Gassner et al. 2002), einer Reihe von Kärntner Seen (Honsig-Erlenburg et al. 2002) oder des Neusiedler Sees, wo sie eine Leitart des ausgedehnten Schilfgürtels darstellt (Wolfram et al. 2002). Regional musste die Rotfeder wie auch andere Potamalarten infolge des Verlusts von Altarmen Bestandseinbußen hinnehmen (z. B. Grenzmur: Zauner et al. 2000). Sie fand jedoch in den zahlreichen im Laufe des 20. Jahrhunderts neu entstandenen Baggerseen und Teichen neue Lebensräume. Die Rotfeder kann daher in Österreich als nicht gefährdet angesehen werden.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Least Concern (nicht gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): nicht gefährdet, Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): potenziell gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999), Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b) und Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): nicht gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994), Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): in keiner Gefährdungskategorie angeführt, Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): gefährdet, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Intermediate, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004) und weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

75 *Silurus glanis* Linnaeus, 1758, Wels, Waller

Rasterfrequenz: 169 (gesicherte Angaben, teilweise nur durch Besatz und kein reproduzierender Bestand), 227 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 1000 bis 10 000.

Der Wels, die größte heimische Fischart nach den Störartigen, ist österreichweit verbreitet (Spindler 1997a), jedoch auf große Potamalflüsse und tiefer gelegene Seen beschränkt. Gute Bestände gibt es beispielsweise in der March (Spindler 1994a), in der Mattig (Seeausrinn des Grabensees, Petz-Glechner 1998) und in einigen Kärntner Seen (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Im Neusiedler See konnten sich die stark reduzierten Welsbestände in den letzten Jahren etwas erholen (Wolfram & Mikschi 2003). Im Bodensee (Fußacher Bucht) wurden in den letzten Jahren gute Reproduktionserfolge bei Welsen beobachtet (A. Lunardon, pers. Mitt.). Keine natürliche Reproduktion dieser räuberischen Art gibt es vermutlich im Tiroler Inn, in der Salzach, der unteren Enns und

Mur (z. B. Zauner et al. 2000) sowie im oberen Donautal (vgl. Waidbacher et al. 1991). Auch in künstlichen Kiesgruben und Teichen, in denen Welse vorkommen, wird der Bestand vermutlich meist nur durch Besatz aufrechterhalten. Berücksichtigt man lediglich Nachweise aus Gewässern mit gesichertem und sehr wahrscheinlichem natürlichem Eigenaufkommen, führen die Gefährdungsindikatoren zur Kategorie VU (gefährdet).

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Vulnerable (gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): stark gefährdet, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): potenziell gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): nicht gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): stark gefährdet, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994): potenziell gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Ungarn (Keresztesy 2004): Intermediate, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Vulnerable, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004) und weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

76 *Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758), Äsche

Rasterfrequenz: 435 (gesicherte Angaben, vielfach nur durch Besatz und kein reproduzierender Bestand), 531 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 100 000 bis 1 Millionen.

Die Äsche, eine Art des Anhangs V der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG), besiedelt Fließgewässer in allen Bundesländern mit Ausnahme von Wien (Spindler 1997a). In längenzonaler Hinsicht liegt der Verbreitungsschwerpunkt in der Äschenregion (Hyporhithral), die Art strahlt aber auch in die untere Forellen- und die Barbenregion aus. Heute ist die Art in zahlreichen ihrer Stammgewässer stark zurückgegangen. Das aktuelle Verbreitungsbild spiegelt die in vielen Regionen dramatische Situation nicht korrekt wider, da die Bestände oftmals durch Besatz aufrechterhalten werden. Symptomatisch ist die Situation im Inn, in dessen Nebengewässern Mark & Medgyesy (2002) einen „alarmierend niedrigen Bestand“ feststellen mussten. Als Ursachen geben die Autoren hydromorphologische Eingriffe (Schwall, Kolmatierung), falsche Besatzmaßnahmen und – lokal – den Räuberdruck durch Kormorane an. Diese Gefährdungsursachen gelten auch im übrigen Verbreitungsgebiet, wobei den flussbaulichen Veränderungen sicherlich die größte Bedeutung beizumessen ist. Hinsichtlich des Besatzes ist vermutlich noch zu wenig bekannt, wie sehr sich die Populationen unterschiedlicher Flusseinzugsgebiete genetisch unterscheiden und eine Einbringung „falschen“ Besatzmaterials negative Auswirkungen auf die Bestandsqualität nach sich ziehen kann (Uiblein et al. 2000, 2001). Der negative Bestandstrend in weiten Teilen Österreichs wird nur wenig durch Verbesserung der Lebensraumbedingungen als Folge einer besseren Wasserqualität in vielen ehemals saprobiell belasteten Flüssen gemildert (vgl. Honsig-Erlenburg et al. 2002). Die Äsche ist daher trotz ihrer weiten Verbreitung als gefährdet anzusehen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Vulnerable (gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): nicht gefährdet, Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): potenziell gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): Vorwarnstufe, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994) und Liechtenstein (Bohl et al. 2001): gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Near Threatened, Rote Liste Ungarn (Keresztesy 2004): Not Evaluated, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Vulnerable, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): nicht aufgelistet.

77 *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758), Schleie

Rasterfrequenz: 288 (gesicherte Angaben), 342 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Die in allen Bundesländern heimische und weit verbreitete Schleie (Spindler 1997a) besiedelt als stagnophile Art vor allem Altarme und Auweiher, aber auch das krautige und schilfbewachsene Litoral von Seen und Teichen. Verbreitet ist die Schleie im Machland in Oberösterreich (C. Gumpinger, pers. Mitt.) sowie im Altarm-System der Donau östlich von Wien und in der March (Spindler 1994a) anzutreffen. In den meisten Potamalgewässern sind die Bestände hingegen infolge der Abtrennung der Altarme stark zurückgegangen (z. B. Grenzmur: Zauner et al. 2000). Als fischereilich genutzte Art wird die Art oft besetzt, sodass in vielen Fällen nicht sicher geklärt ist, ob ein Bestand auf natürliches Eigenaufkommen oder auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen ist. Typische Besatzgewässer sind künstliche Lebensräume wie Kiesgruben oder Teiche, die jedoch keinen adäquaten Ersatz für Altarme und Autümpel bieten. Im Litoral natürlicher Seen gibt es noch in einigen Kärntner Seen wie dem Längsee ganz gute Bestände (Honsig-Erlenburg et al. 2002), im Neusiedler See ist die Population hingegen im Laufe des 20. Jahrhunderts stark geschrumpft (Herzig et al. 1994, Wolfram et al. 2002). Aufgrund der starken Bestandsrückgänge (Indikator –6) wird die Schleie als „gefährdet“ eingestuft.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Vulnerable (gefährdet), Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): potenziell gefährdet, Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): nicht gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): nicht genügend bekannt, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): nicht gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Miksch 2002): stark gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Not Threatened, Rote Liste Schweiz (Kirchhofer et al. 1994) und Slowakei (Holčík 1996): nicht gefährdet, Rote Liste Liechtenstein (Bohl et al. 2001): gefährdet, Rote Liste Ungarn (Keresztesy 2004): Intermediate – Rare, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Endangered, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004) und weltweit (IUCN 2003): Least Concern.

78 *Umbra krameri* Walbaum, 1792, Hundsfisch

Rasterfrequenz: 9 (gesicherte Angaben).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: < 1000.

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet des Hundsfisches in Österreich umfasste die Tallandschaften von Niederösterreich, Wien, der Steiermark und des Burgenlandes. Aktuelle Vorkommen gibt es nur mehr in Niederösterreich, und zwar im Fadenbach östlich von Wien und im Jesuitengraben bei Moosbrunn (Spindler 1997a). Alle übrigen ehemaligen Vorkommen sind erloschen, da auch die Lebensräume – verlandende Autümpel entlang größerer Potamalflüsse – großteils verloren gegangen sind. In Slowenien schätzt Povž (1996) die ehemalige Bestandsgröße des Hundsfisches mit 800 000 bis 900 000 Individuen, während aktuell nur mehr wenige 100 Individuen an zwei bis drei Standorten vorhanden sind. In Österreich hat die Art vermutlich eine sehr ähnliche Entwicklung erlebt. Derzeit laufen Versuche, den Hundsfisch im Seewinkel, wo die Art noch vermutlich bis Mitte des 20. Jahrhunderts vorkam, wieder anzusiedeln (Benesch 2004). Die jüngsten Abfischungen zeigten, dass die Art in den besetzten Gewässern, die auch weitere faunistische Raritäten wie Moderlieschen und Schlammpeitzger beherbergen, erfolgreich reproduziert (A. R. Benesch, pers. Mitt.). Kritisch ist die Situation der kleinen Population im Jesuitengraben zu bewerten (T. Spindler, pers. Mitt.). In den Donauauen birgt die Absenkung des Grundwasserstandes die Gefahr einer Austrocknung der vom Hundsfisch besiedelten Gewässer. Spindler & Wanzenböck (1995) und Wanzenböck (2004) modellierten die Populationsentwicklung der Hundsfisch-

Metapopulation östlich von Wien und berücksichtigten unter anderem die Langzeitentwicklung des Grundwasserstandes, die „carrying capacity“ unterschiedlich großer Tümpel (je nach Grundwasserstand) und den winterlichen Populationseinbruch infolge von Sauerstoffdefiziten. Die Simulation ergab in den ungünstigsten Szenarien eine Aussterbenswahrscheinlichkeit in den nächsten 10 Jahren von 50 %, was exakt mit dem Kriterium E der IUCN (2004) für vom Aussterben bedrohte Tierarten übereinstimmt. In der Simulation günstigerer Rahmenbedingungen und unter Berücksichtigung einer positiveren Entwicklung der beiden anderen Populationen von *U. krameri* (Moosbrunn, Seewinkel) ergibt sich eine entsprechend optimistischere Prognose. Die Erfahrung aus der Vergangenheit lehrt jedoch, dass bei der Vorausschau der Entwicklung der heimischen Fischarten Optimismus leider oft nicht angebracht ist. Wir übernehmen daher die pessimistische Modellprognose von Wanzenböck (2004) und sehen den Hundsfisch, die Symbolart der heimischen Fischfauna, als vom Aussterben bedroht an (Kategorie CR, Critically Endangered). Entsprechend hoch sind die nationale Verantwortung und der Handlungsbedarf zum Schutz des Hundsfisches anzusehen.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Critically Endangered (vom Aussterben bedroht), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Critically Endangered, Rote Liste Ungarn (Keresztessy 2004): Endangered, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Rare, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Vulnerable.

79 *Vimba elongata* (Valenciennes, 1844), Seerüssling, Schiedling

Rasterfrequenz: 14 (gesicherte Angaben).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Innerhalb der Gattung *Vimba* wurden in Österreich stets zwei Formen unterschieden: die in Potamalfüssen verbreitete Nominatform Rußnase, Blaunase oder Zährte (*V. vimba*) und der Seerüssling (*V. elongata*). Der Artstatus von *V. elongata* ist jedoch bis heute umstritten. Uiblein & Winkler (1994) sprechen sich nicht eindeutig für ein eigenes Taxon aus, Kottelat (1997) führt die beiden Taxa jedoch als eigenständige Arten. In der österreichischen Fachliteratur wird der Seerüssling von manchen Autoren als eigene Art geführt (z. B. Uiblein 1992, 1995, Uiblein et al. 1992), von anderen als Synonym von *V. vimba* angesehen (z. B. Gassner et al. 2003). Wir folgen Kottelat (1997) und behandeln Seerüssling und Rußnase als getrennte Arten.

Als eigene Art betrachtet, ist der Seerüssling in Österreich endemisch. Er besiedelt die Seen des Ager-Einzugsgebietes (Fuschl-, Irr-, Mond-, Attersee) sowie den Wolfgangsee. Im heutigen Arteninventar des Traunsees fehlt der Seerüssling, während er noch vor wenigen Jahrzehnten vorhanden war (z. B. Hamann 1954). Als Ursache für sein Verschwinden aus dem Traunsee ist – wie im Falle des Perlfisches – der Verlust der Laichplätze infolge der Errichtung eines Kraftwerks im Seeausrinn zu vermuten. Gesicherte Angaben zur Bestandsqualität des Seerüsslings in den fünf verbliebenen Seen sind rar. Im Irrsee werden regelmäßig Fänge gemeldet, im Mondsee ist der Bestand sehr gut. Keine gesicherten Angaben gibt es hingegen zur Bestandssituation im Wolfgang- und Attersee (H. Gassner, pers. Mitt.). Aufgrund der Beschränkung des Vorkommens auf wenige Seen und teilweiser Bestandseinbußen in der Vergangenheit wird der Seerüssling als stark gefährdet (Kategorie EN) angesehen. Die Verantwortung Österreichs für diese endemische Art ist als sehr hoch einzuschätzen. Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste weltweit (IUCN 2003): nicht aufgelistet.

80 *Vimba vimba* (Linnaeus, 1758), Rußnase, Zährte, Blaunase

Rasterfrequenz: 94 (gesicherte Angaben, sicher reproduzierende Bestände in der Donau und in Kärnten: 66), 115 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Die Rußnase ist eine typische Art des oberen Donaueinzugsgebietes, wurde vor wenigen Jahren jedoch auch in andere europäische Groß-Einzugsgebiete wie den Rhein und Zubringern eingeschleppt (Freyhof 2002). Zum ehemaligen Verbreitungsgebiet der Rußnase in Österreich sind die Donau inkl. der größeren Zubringer in Oberösterreich, Salzburg, Niederösterreich und Wien, weiters die untere Mur, die Lafnitz und Raab nahe der ungarischen Grenze und einige Kärntner Seen und Potamalgewässer zu rechnen (vgl. Artanmerkung zum Seerüssling *Vimba elongata*). Der Schwerpunkt der Verbreitung liegt in der Donau. Vor allem östlich von Wien ist sie neben Nase, Barbe und Aitel dominant anzutreffen (Schiemer & Waidbacher 1992, Eberstaller et al. 2001). Im Gegensatz zu anderen Donauarten kommt die Rußnase mit den hydromorphologischen Veränderungen des Stromes infolge der Errichtung der Kraftwerkskette recht gut zurecht und ist auch in den Stauräumen zahlreich, mitunter sogar dominanter als in den Fließstrecken, anzutreffen. Im Frühjahr und Herbst steigt sie hier massiv in die Stauwurzelbereiche auf (Schiemer & Waidbacher 1992). Nur als Einzelindividuen wurde die Rußnase hingegen in der March (Spindler et al. 1992) und der Mur (Zauner et al. 2000) nachgewiesen, die Populationen in der Salzach und im Inn sowie im österreichischen Raab-Lafnitz-System sind gänzlich erloschen. In Kärnten gibt es noch rezente Vorkommen in einigen Seen wie dem Wörthersee und dem Afritzer See sowie in wenigen Potamalgewässern wie der Gurk und der Glan (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Aus anderen Kärntner Gewässern ist die Rußnase jedoch ebenfalls verschwunden. Die Arealverluste und Bestandseinbußen in Teilen des ehemaligen Verbreitungsgebietes bei gleichzeitig gutem Bestand in den Donaustauen führen zur Einstufung in die Kategorie VU (gefährdet).

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Vulnerable (gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994): potenziell gefährdet, Rote Liste Österreich (Spindler et al. 1997): gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): nicht gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): Vorwarnstufe, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): regional ausgestorben oder verschollen, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002): Vulnerable, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Vulnerable, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Susceptible, Rote Liste Ungarn (Keresztesy 2004): Intermediate, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Endangered (sub *Vimba vimba carinata*), Rote Liste weltweit (IUCN 2003): nicht aufgelistet.

81 *Zingel streber* (Siebold, 1863), Streber

Rasterfrequenz: 47 (gesicherte Angaben), 68 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Der Streber, eine im Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) geführte Fischart, war ursprünglich in ganz Österreich mit Ausnahme von Tirol und Vorarlberg beheimatet. Aufgrund hoher Lebensraumansprüche – er ist auf rasch überströmte Abschnitte kleinerer bis größerer Tieflandflüsse angewiesen (vgl. Zauner 1991) – musste die Art im Laufe des 20. Jahrhunderts markante Areal- und Bestandseinbußen hinnehmen (Karte 3). Erloschen sind die Bestände in Salzach, Inn, Traun und Enns, in Kärnten gibt es Streber nur mehr in der unteren Lavant und der Drau stromab des Kraftwerks Lavamünd (Honsig-Erlenburg et al. 2002). Eine kleine, aber stabile Population ist aus der Grenzmur sowie den beiden rechtsufrig einmündenden Zubringern Sulm und Kainach bekannt (Woschitz 1996a, Zauner et al. 2000, Zitek et al. 2004b), während sie in den Metapotamalabschnitten der Thaya fehlt. T. Spindler (pers. Mitt.) konnte

den Streber in der March Höhe Marchegg nachweisen, nachdem die Art in Spindler (1994a) noch als verschollen angegeben wurde. Eine größere Population von mehreren Tausend Individuen beherbergt die Lafnitz von Markt Allhau bis zur Staatsgrenze, auch in der Pinka kommt der Streber vor (Wolfram & Mikschi 2002, G. Wolfram unpubl.). In der Donau, dem ursprünglichen Hauptgewässer des Strebers in Österreich, ist die Art hingegen schon seltener geworden, kommt aber in Fließstrecken noch mit intakten Beständen vor. Vor allem in den Stauwurzelbereichen der Donaustaue ist die Art mit geeigneten Methoden regelmäßig nachweisbar (C. Ratschan, pers. Mitt.). Weitere Vorkommen gibt es in einigen Donauzubringern wie dem Kamp (Spindler 1997b), dem Aist-Mühlbach (S. Siligato, pers. Mitt.) und der Schwechat (Zauner & Ratschan 2004j). In der Melk wurde vor einigen Jahren ein Initialbesatz durchgeführt, um eine Population in diesem Donauzubringer zu etablieren (Mikschi & Wolfram-Wais 1999). Im Zuge des umfangreichen Monitorings zum LIFE-Huchen-Projekt gelang jedoch kein Wiederfang (Zitek et al. 2004a). Der starke Bestandsrückgang in der Vergangenheit rechtfertigt eine Einstufung in die Kategorie „Endangered“ (stark gefährdet). Die bisherige Einschätzung (Spindler et al. 1997), die Art wäre vom Aussterben bedroht, erscheint jedoch zu pessimistisch. Die Wahrscheinlichkeit, dass der Streber in den nächsten 10 Jahren ausstirbt, ist geringer als 50 %.

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Endangered (stark gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): stark gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): gefährdet, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002) und Ungarn (Keresztesy 2004): Vulnerable, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Critically Endangered, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Susceptible, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Endangered, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Vulnerable.

82 *Zingel zingel* (Linnaeus, 1766), Zingel

Rasterfrequenz: 80 (gesicherte Angaben), 98 (inkl. Angaben von Fischern).

Bestandsschätzung adulter reproduzierender Tiere: 10 000 bis 100 000.

Der Zingel, eine Art von gemeinschaftlichem Interesse und in Anhang V der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) angeführt, fehlt natürlicherweise in Tirol und Vorarlberg (Abb. 9). Heute ist die Art aus Salzach und Traun verschwunden, kommt jedoch noch in der Donau, der March und der Thaya (z. B. Spindler 1994a, Zauner 1993), im mündungsnahen Bereich einiger Donauzubringer wie Gusen (Siligato & Gumpinger 2004), Melk und Pielach (Bauer & Kaufmann 2004), in der unteren Feistritz, Lafnitz und Pinka (Zauner & Woschitz 1992, Wolfram & Mikschi 2002, G. Wolfram unpubl.), der Grenzmur (Zauner et al. 2000, Zauner & Ratschan 2004b) sowie in Kärnten in der Drau stromab von Schwabegg und in der Lavant vor (Honsig-Erlenburg et al. 1996). Stabile und größere Populationen gibt es unter den genannten Flüssen (abgesehen von der Donau) vermutlich nur in der Mur. Im Rahmen jüngster Befischungen an der Lafnitz konnten nur mehr wenige Einzelindividuen im untersten Abschnitt nahe der Staatsgrenze nachgewiesen werden (G. Wolfram unpubl.). Für die Donau östlich von Wien geben Eberstaller et al. (2001) den Zingel als häufig an. In ihrer Untersuchung des Fischeaufstiegs beim Kraftwerk Freudenau konnten immerhin rund 100 Exemplare gefangen werden. Auch das Rußbach-Marchfeldkanal-System wird als Lebensraum genutzt, zumindest als Estand bei Hochwasser (Radlmair 2003). In den stromauf gelegenen Donaustauen – vor allem im Stauwurzelbereich – haben die Bestände laut Schiemer et al. (1994) zugenommen, während sie nach neueren Aufnahmen als mäßig einzustufen und vermutlich rückläufig sind (C. Ratschan, pers. Mitt.). Trotz lokaler Rückgänge wird daher

der Gefährdungsindikator „Bestandsentwicklung“ – wie bei anderen Arten, die vom Aufstau der Donau (Schrätzer, Donaukaulbarsch, Rußnase) profitiert haben – mit 0 angesetzt. Damit ergibt sich eine Einstufung als „Vulnerable“ (gefährdet).

Rote Liste Österreich (vorliegende Arbeit): Vulnerable (gefährdet), Rote Liste Österreich (Herzig-Straschil 1994, Spindler et al. 1997): potenziell gefährdet, Rote Liste Niederösterreich (Mikschi & Wolfram-Wais 1999): gefährdet, Rote Liste Kärnten (Honsig-Erlenburg & Friedl 1999b): stark gefährdet, Rote Liste Burgenland (Wolfram & Mikschi 2002): vom Aussterben bedroht, Rote Liste Deutschland (Freyhof 2002) und Ungarn (Keresztessy 2004): Vulnerable, Rote Liste Tschechien (Lusk et al. 2004): Critically Endangered, Rote Liste Slowakei (Holčík 1996): Critically Endangered, Rote Liste Slowenien (Povž 1996): Endangered, Rote Liste weltweit (IUCN 2003): Vulnerable.

Diskussion

Übersicht über die Gefährdungsgruppen

Insgesamt umfasst die Checkliste der vorliegenden Roten Liste 84 Taxa, von denen sechs aufgrund taxonomischer oder nomenklatorischer Unsicherheiten ohne wissenschaftlichen Namen sind (Semling, Steinbeißer und vier Coregonen-„Populationen“). Nicht bewertet wurden neun Neobiota (11 %), für drei Taxa (4 %) wird die Kategorie „Datenlage ungenügend“ (Data Deficient, DD) vergeben.

Unter den 75 verbliebenen autochthonen Taxa sind 7 (regional) ausgestorben, 39 (46 %) werden in einer der drei Gefährdungskategorien angeführt. Eine Minderheit von 26 Taxa (31 %) ist nicht gefährdet, allerdings davon 9 (11 %) in die Vorwarnstufe („Near threatened“, NT) gestellt (Abb. 10).

Zwei im Bodensee endemische Arten (2 % der in der Checkliste angeführten Arten), deren Artstatus allerdings nicht gesichert ist, gelten als weltweit ausgestorben (Kategorie **Extinct**): der Kilch (*Coregonus gutturosus*) und der Bodensee-Tiefensaibling (*Salvelinus profundus*). Ursache dafür ist primär die Eutrophierung in den 1970er- und 1980er-Jahren.

Regional ausgestorben (Kategorie **Regionally Extinct**) sind die fünf (6 %) Weitwanderer-Arten, deren Wanderwege durch Wehre und Staumauern unterbrochen wurden: der Aal sowie die Störartigen Hausen, Waxdick, Glattdick und Sternhausen, deren Bestände auch schon früh durch Überfischung dezimiert wurden.

In der Kategorie **Critically Endangered** (vom Aussterben bedroht) gelistet sind insgesamt sechs Arten (7 %), darunter der Steingressling (Abb. 8) und der Sterlet, die fast ausschließlich in der Fließstrecke der Donau vorkommen, hier aber infolge der Flussregulierung massiv zurückgegangen sind. Ob auch andere Gefährdungen wie Räuberdruck und Konkurrenz durch Neobiota (*Neogobius* spp.) oder Baggermaßnahmen in der Sohle (Schiffahrtsrinne) die beiden Arten betreffen, ist unklar. Lebensraumverluste führten auch zur höchsten Gefährdung von Schlammpeitzger und Hundsfisch. Für deren Wohngewässer – verlandende Autümpel – bestehen düstere Aussichten. Wenig ist über die Ge-

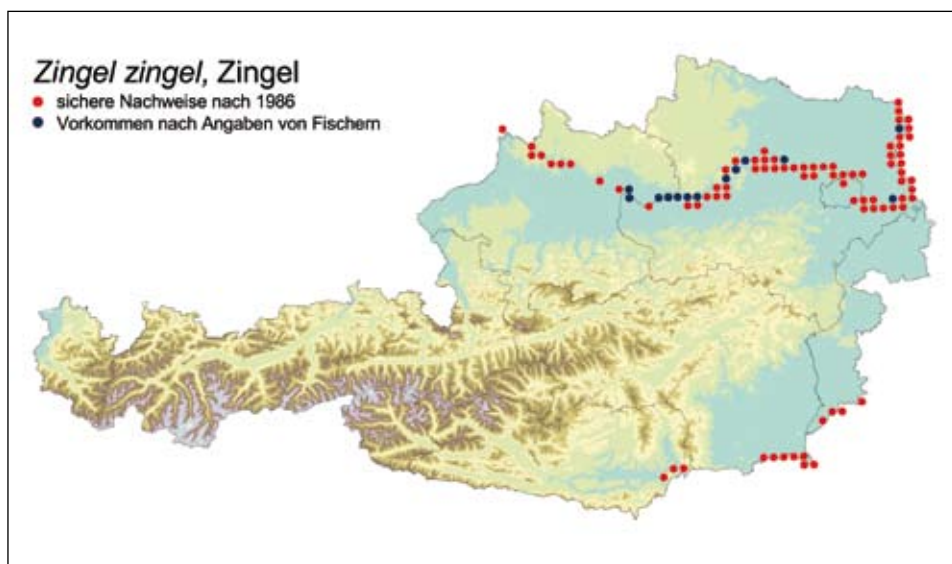


Abbildung 9: Verbreitung des Zingels, *Zingel zingel* (Linnaeus, 1766), in Österreich. Der Schwerpunkt des Vorkommens dieser bodennah lebenden Barschart liegt in der Donau im gesamten Bundesgebiet; kleinere Teilpopulationen finden sich in der March sowie im Unterlauf von Drau, Mur und Lafnitz (nebst wenigen Zubringern). Der Zingel ist in Österreich gefährdet (Kategorie VU, Vulnerable).

fährdungsursache des Semlings bekannt. Beim Kröpfling, einer im Attersee endemischen Coregonenart (Abb. 2), könnte in der derzeitigen fischereilichen Bewirtschaftungspraxis ein Gefährdungspotenzial liegen.

Die größte Artengruppe (18 Taxa oder 22 %) gehört der Gefährdungskategorie **Endangered** (EN; stark gefährdet) an. Sie umfasst typische Arten der Donau und March, von denen einige auf kommunizierende Augewässer angewiesen sind, so zum Beispiel Zope, Zobel, Karpfen, Nerfling, Schied, Frauennerfling und Wolgazander. Die Abtrennung der Augewässer und die weitgehende Regulierung der verbliebenen Fließstrecken der Donau führten bei diesen Arten in der Vergangenheit zu Bestands- und Arealverlusten. Auch der rheophile Kesslergründling und der Streber verloren infolge der Regulierung einen Großteil potenzieller Lebensräume. Eine derzeit noch recht verbreitete, aber durch die Konkurrenz von anderen, neobiotischen Grundeln gefährdete Art ist die Marmorierte Grundel. Bei Karausche und Moderlieschen verursachte der Verlust von Autümpeln und Kleingewässern einen Bestandsrückgang, der allerdings nicht so dramatisch ist wie jener beim Schlammpeitzger.

Im Gegensatz zu diesen Potamalarten stammen drei stark gefährdete Arten aus Rhithralgewässern, nämlich Huchen, Strömer und Bachneunauge (Abb. 1). Auch für diese gelten flussbauliche Eingriffe, beim Huchen insbesondere die Unterbrechung des Fließkontinuums zu den Laichplätzen, als Hauptgefährdungsursache. Ein Spezialfall unter den stark

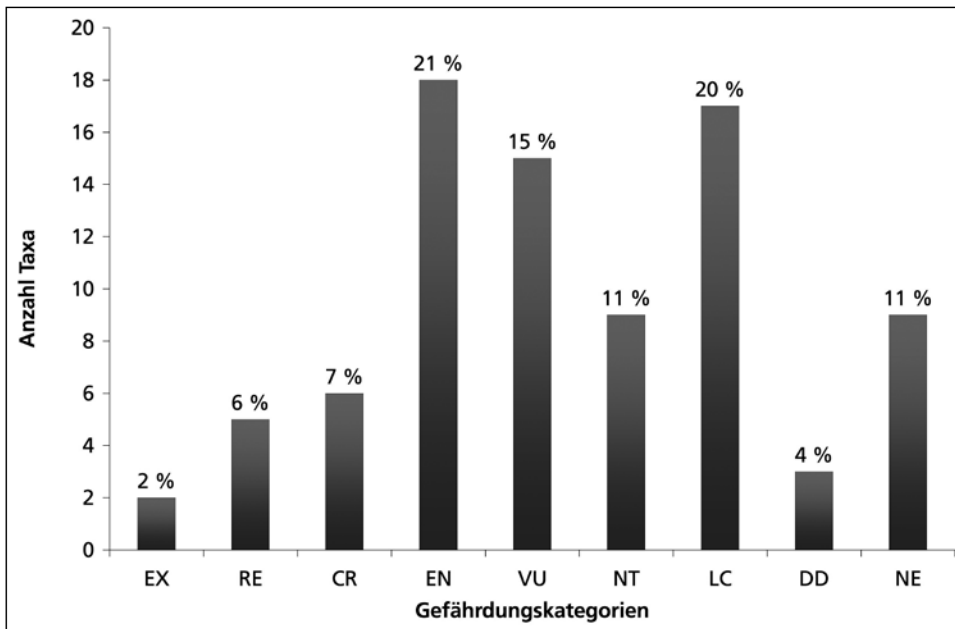


Abbildung 10: Anzahl der Fischtaxa in den neun Rote-Liste-Kategorien.

gefährdeten Arten sind die beiden endemischen Seenarten Perlfisch und Seerüßling, deren Gefährdungsgrad nicht zuletzt aus ihrer sehr eingeschränkten Verbreitung resultiert.

Schließlich ist auch Goldsteinbeißer als stark gefährdet einzustufen, für den vermutlich Flussregulierungen und der damit einhergehende Verlust an sandigen, langsam überströmten Gewässerabschnitten zu einem Verlust von Laich- und Wohnhabitaten führte.

Einige Donauarten, wie Donaukaulbarsch, Schrätzer, Rußnase und Zingel (Abb. 9), konnten sich vergleichsweise gut an die geänderten Bedingungen in der Staukette Donau anpassen. Trotz regionaler Rückgänge und Arealverluste werden diese „nur“ als „Vulnerable“ (Kategorie VU, gefährdet) eingestuft. Gute Bestände in einem kleinen Areal weist auch der Wels auf. Der gleichen Gefährdungskategorie wie die genannten Arten gehören einige lakustrische Arten an, die regional sehr begrenzt sind, aber stabile und große Populationen ausbilden. Es sind dies die Coregonenarten Sandfelchen, Riedling, Traunsee- und Attersee-Reinanke (Abb. 2) sowie der Seerüßling. Trotz der vergleichsweise guten Bestandssituation besteht für Österreich eine sehr hohe Verantwortlichkeit gegenüber diesen (sub)endemischen Seenarten, sowohl aus faunistischer und naturschutzfachlicher Sicht als auch in Hinblick auf die fischereiliche Nutzung einiger der genannten Arten.

Weit verbreitet, aber oft in geringen Beständen vorhanden, sind schließlich das Ukrainische Bachneunauge (Abb. 1), die Aalrutte, die Äsche, der Bitterling, die Schleie und der Steinbeißer (Abb. 7). Vor allem die Äsche, aber auch die Schleie, werden regelmäßig und in vielen verschiedenen Gewässern besetzt. Es ist anzuzweifeln, dass diese Anstrengungen zu einer nachhaltigen Bestandssicherung beitragen. Beim Steinbeißer sind taxonomische

Unsicherheiten bzw. die zu erwartende Aufsplittung in zumindest zwei weitere Arten als „weiterer Risikofaktor“ zu berücksichtigen. Damit entfallen insgesamt 15 Arten (18 %) auf die Gefährdungskategorie **Vulnerable** (VU; gefährdet).

In die Kategorie **Near Threatened** (NT; Vorwarnliste; 9 Arten oder 11 %) wurden vor allem Arten aufgenommen, die zwar in ihrem ursprünglichen Verbreitungsgebiet regelmäßig bis häufig vorkommen, oft aber auch lokale bis regionale Bestandseinbußen hinnehmen mussten (Bachforelle, Koppe, Elritze [Abb. 8], Nase, Barbe, Hasel, Hecht, Zander). Bei der Bachforelle kommen schwer einschätzbare Beeinträchtigungen durch die genetische Verfälschung hinzu.

Siebzehn Arten (20 %) werden in die Kategorie **Least Concern** (nicht gefährdet) eingestuft. Es sind dies die zwar regional begrenzten, aber in sehr großen und stabilen Populationen vorkommenden Seenarten Seelaube, Gangfisch und Blaufelchen (Abb. 2) sowie eine Reihe von sehr anpassungsfähigen Arten (Güster, Brachse, Schneider [Abb. 5], Laube, Bachschmerle, Giebel, Weißflossengründling, Gründling, Kaulbarsch, Aitel, Flussbarsch, Rotaugen, Seesaibling, Rotfeder).

Geographische Verbreitung der gefährdeten Arten in Österreich

Ein Überblick über die Verteilung des Artenreichtums in Österreich zeigt eine starke Konzentration in Ost- und Südostösterreich, somit im Flachland und in Potamalgewässern. Aus der Donau und ihren Altarmen sind rezent insgesamt 54 autochthone Arten belegt (inklusive Besatz und Irrgästen aus Nebengewässern). Immerhin 40 in Österreich autochthone Arten sind aus der Drau nachgewiesen, einige weitere aus den Unterläufen von Zubringern wie der Lavant. Als artenreich gelten auch der Inn (mindestens 35 autochthone Arten), die Mur (37 autochthone Arten, davon sechs nur nach Meldungen von Fischern, aber in wissenschaftlichen Studien für einige rechtsufrige Zubringer belegt und sehr wahrscheinlich auch in der Mur selbst vorkommend), die Lafnitz inklusive Nebengewässern (37 autochthone Arten, davon zwei bis drei ohne Nachweis aus jüngerer Zeit) sowie die Sulm (34 autochthone Arten). Auch bei den letztgenannten Zahlen sind Arten mitberücksichtigt, die nur als Irrgäste und als Einzelfunde ohne Reproduktionsnachweis belegt sind. Entsprechend der Artenzahl beherbergen diese Potamalgewässer auch eine Vielzahl an unterschiedlich stark gefährdeten Fischarten. Die Schutzwürdigkeit dieser Gewässer ist daher als sehr hoch anzusehen.

Ein zweiter „hot spot“ neben der Donau und den genannten Potamalfüssen sind die Salzkammergutseen. Hier leben mit den vier Salzkammergut-Coregonenarten, dem Perlfisch und dem Seerüssling einige Arten, die in Österreich (sub)endemisch sind und deshalb auch besondere Beachtung im Naturschutz verdienen.

In der nachfolgenden Tabelle 9 sind überblicksartig die Vorkommen der Fischarten Österreichs in den Einzugsgebieten von Rhein (nur österreichischer Abschnitt inkl. Bodensee), Inn (inkl. Salzach), Drau, Mur, Raab, Donau (inkl. Traun, Enns), March und Elbe sowie in den neun Bundesländern aufgelistet.

Vergleich der Einstufungen zu letzten Roten Listen

Die letzte Rote Liste der Fische Österreichs wurde von Spindler et al. (1997) erstellt. Der Zeitraum der von den Autoren berücksichtigten fischökologischen Erhebungen und Studien deckt sich somit teilweise mit jenem der vorliegenden Liste, in der wir uns für die Bemessung des Indikators „Bestandssituation“ weitgehend auf Nachweise ab 1990 beschränken.

Unterschiede zwischen den beiden Roten Listen ergeben sich zunächst hinsichtlich der Checkliste, die bei uns 84 Taxa umfasst. Spindler (1997a) führt in seiner Artenliste insgesamt 72 Arten, darunter auch einige Neobiota, die von uns aufgrund ihrer sehr beschränkten Verbreitung nicht in die Checkliste aufgenommen wurden (vgl. Abschnitt „Artenliste“). Zu den bei Spindler (1997a) nicht angeführten Taxa gehören unter anderem die Coregonenarten, bei Spindler (1997a) nur als *Coregonus* sp. angeführt, weiters der Boden-Tiefensaibling und der Seerüssling.

62 Taxa sind sowohl in unserer Roten Liste als auch bei Spindler et al. (1997) eingestuft, davon 30 Arten mit der gleichen Gefährungskategorie. Eine knappe Mehrheit der Arten wird somit unterschiedlich eingestuft, was jedoch nicht zwingend als Änderung der realen Gefährungssituation zu interpretieren ist. Teilweise unterscheiden sich die Einstufungen nur aufgrund der geänderten Definitionen der Gefährungskategorien (vgl. Zulka et al. 2001). So ordnen Spindler et al. (1997) das Bachneunauge, das Moderlieschen, den Perlfisch und den Wolgazander der Kategorie 5 (Gefährungsgrad nicht genau bekannt) zu, die es im neuen Bewertungsschema nicht mehr gibt. In der vorliegenden Roten Liste finden sich alle vier Arten nunmehr in einer konkreten Gefährungsstufe. Keine klare Zuordnung („Data Deficient“) geben Spindler et al. (1997) für die Bachforelle, die wir als „Near Threatened“ bewerten. In der vorliegenden Roten Liste wird die Kategorie DD nur für drei Coregonen-Populationen mit unsicherem taxonomischen Status vergeben. Fünf Arten (Rotfeder, Schleie, Goldsteinbeißer, Schrätzer, Zingel) wurden von Spindler et al. (1997) in die Kategorie 4 („potenziell gefährdet“) eingestuft. Diese ehemalige Sammelkategorie für Arten am Rande des Verbreitungsgebietes oder mit inselhaftem Vorkommen ist – wie auch die alte Kategorie „Rare“ – nur schwer mit einer der aktuell gültigen Kategorien vergleichbar (vgl. oben).

Tatsächlich anders eingestuft (d. h. unter Berücksichtigung der direkt vergleichbaren Gefährungskategorien) sind 22 Arten. Diese Änderungen in der Einstufung sind meist auf die geänderte Methodik (Anwendung der Beurteilungskriterien nach Zulka et al. 2005) bzw. die erweiterte Datenbasis seit 1997 zurückzuführen. So galt der Semling bei Spindler et al. (1997) noch als ausgestorben (entsprechend Kategorie RE). In der vorliegenden Roten Liste wird diese Art infolge neuerer Funde aus Südostösterreich als „Critically Endangered“ (entspricht „vom Aussterben bedroht“) eingestuft. Anders eingeschätzt wird der Gefährungsgrad auch bei Karpfen, Kesslergründling, Huchen, Frauenerfling und Streber, welche nach Spindler et al. (1997) in Österreich vom Aussterben bedroht sind. Gemäß der Definition der Kategorie CR in Zulka et al. (2001) bedeutet diese Gefährungsstufe eine 50 %ige Aussterbenswahrscheinlichkeit in den nächsten 10 Jahren.

Tabelle 9: Vorkommen der österreichischen Fischarten in den wichtigsten Einzugsgebieten und den neun Bundesländern. + = Vorkommen mit reproduzierender Population, ? = Vorkommen ohne sicheres Eigenaufkommen, (+) = unsicheres Vorkommen oder kein Beleg aus jüngerer Zeit, – = kein Vorkommen. Die Reihung der Arten erfolgt im Gegensatz zur Roten Liste nach den Gefährdungskategorien und innerhalb der Kategorien nach der Artnummer in der Checkliste.

Gefährdungs- Kategorie	Art	Rhein	Inn	Drau	Mur	Raab	Donau	March	Elbe	Vorarlberg	Tirol	Salzburg	Kärnten	Oberösterreich	Niederösterreich	Steiermark	Burgenland	Wien
EX	Kilch	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
EX	Bodensee-Tiefensaibling	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
RE	Waxdick	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
RE	Glatt dick	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
RE	Sternhausen	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
RE	Aal	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
RE	Hausen	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CR	Sterlet	–	–	+	–	–	+	–	–	–	–	–	+	+	+	–	–	–
CR	Semling	–	–	+	+	–	+	–	–	–	–	–	+	+	(+)	+	–	–
CR	Kröpfling	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–
CR	Steingressling	–	–	+	–	–	+	–	–	–	–	–	+	–	+	–	–	–
CR	Schlammpeitzger	–	–	–	+	+	+	+	+	–	–	–	–	+	+	+	+	+
CR	Hundsfisch	–	–	–	–	+	+	–	–	–	–	–	–	–	+	–	+	–
EN	Zope	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–	+	+	–	–	–
EN	Zobel	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–	+	+	–	–	–
EN	Schied	–	+	+	+	+	+	+	–	–	–	–	+	+	+	+	+	+
EN	Karausche	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
EN	Karpfen	+	?	?	?	+	+	+	?	+	?	?	?	?	+	?	+	?
EN	Kesslergründling	–	–	+	+	+	+	+	–	–	–	–	+	–	+	+	+	–
EN	Huchen	–	+	+	+	–	+	–	–	–	–	–	+	?	+	+	–	–
EN	Bachneunauge	–	–	–	–	–	+	–	+	–	–	–	–	+	+	–	–	–
EN	Moderlieschen	+	–	+	+	+	+	+	+	+	–	–	+	–	+	+	+	+
EN	Nerfling	–	+	–	+	?	+	+	–	–	–	–	–	+	+	+	?	+
EN	Strömer	+	+	+	+	–	+	–	–	+	+	–	+	+	+	+	–	–
EN	Marmorierte Grundel	–	–	–	+	–	+	+	–	–	–	–	–	+	+	+	+	+
EN	Perlfisch	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	+	–	+	?	–	–	?
EN	Frauennerfling	–	+	+	+	–	+	(+)	–	–	–	–	+	+	+	+	+	+
EN	Goldsteinbeißer	–	–	–	+	+	+	–	–	–	–	–	–	–	+	+	+	–
EN	Wolgazander	–	–	–	–	–	+	+	–	–	–	–	–	–	+	–	–	+
EN	Seerüssling	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	+	–	+	–	–	–	–

Gefährdungs- Kategorie	Art	Rhein	Inn	Drau	Mur	Raab	Donau	March	Elbe	Vorarlberg	Tirol	Salzburg	Kärnten	Oberösterreich	Niederösterreich	Steiermark	Burgenland	Wien
EN	Streber	-	-	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
VU	„Steinbeißer“	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+
VU	Sandfelchen	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
VU	Attersee-Reinanke	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
VU	Riedling	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
VU	Traunsee-Reinanke	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-
VU	Ukrain. Bachneunauge	-	+	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	+	(+)	+	+	-
VU	Donaukaulbarsch	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+
VU	Schrätzer	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-
VU	Aalrutte	+	+	+	+	+	+	(+)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
VU	Bitterling	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+
VU	Wels	+	+	+	?	+	+	+	-	+	?	+	+	+	+	?	+	+
VU	Äsche	+	+	+	+	+	+	+	?	+	+	+	+	+	+	+	+	+
VU	Schleie	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
VU	Rußnase	-	+	+	(+)	-	+	+	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-
VU	Zingel	-	-	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
NT	Barbe	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+
NT	Nase	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+
NT	Koppe	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
NT	Hecht	+	+	+	+	+	+	+	+	+	?	+	+	+	+	+	+	+
NT	Hasel	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
NT	Sichling	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	+	+	-	+	+
NT	Elritze	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
NT	Bachforelle	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
NT	Zander	+	+	+	?	+	+	+	?	?	?	+	+	+	+	+	+	+
LC	Güster	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+
LC	Brachse	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
LC	Schneider	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+
LC	Laube	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
LC	Bachschmerle	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
LC	Giebel	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+
LC	Seelaube	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	+	+	+	-	+	-	-
LC	Gangfisch	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
LC	Blaufelchen	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-

Gefährdungs- Kategorie	Art	Rhein	Inn	Drau	Mur	Raab	Donau	March	Elbe	Vorarlberg	Tirol	Salzburg	Kärnten	Oberösterreich	Niederösterreich	Steiermark	Burgenland	Wien
LC	Weißflossengründling	–	+	+	+	+	+	+	–	–	–	–	+	+	+	+	+	+
LC	Gründling	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
LC	Kaulbarsch	+	+	+	+	+	+	+	+	+	–	+	+	+	+	+	+	+
LC	Aitel	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
LC	Flussbarsch	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
LC	Rotaugen	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
LC	Seesaibling	+	+	+	+	–	+	–	–	+	+	+	+	+	+	+	–	–
LC	Rotfeder	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
DD	<i>Coregonus</i> sp. „Kärnten“	–	–	+	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–
DD	<i>Coregonus</i> sp. „Tirol“	–	–	–	–	–	+	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–	–
DD	<i>Coregonus</i> sp. „Trumer Seen“	–	+	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–
NE	<i>Coregonus</i> sp.	?	?	+	–	–	?	–	–	?	?	?	+	?	?	–	–	–
NE	Dreistachliger Stichling	+	+	+	+	+	+	–	–	+	–	+	+	+	+	+	+	+
NE	Sonnenbarsch	+	+	+	+	+	+	–	+	–	–	+	+	+	+	+	+	+
NE	Nackthalsgrundel	–	–	–	–	–	+	+	–	–	–	–	–	–	+	–	–	+
NE	Kesslergrundel	–	–	–	–	–	+	+	–	–	–	–	–	+	+	–	–	+
NE	Schwarzmundgrundel	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	+
NE	Regenbogenforelle	+	+	+	+	+	+	?	?	+	+	+	+	+	+	+	–	–
NE	Blaubandbärbling	+	+	+	+	+	+	+	+	+	–	+	+	+	+	+	+	+
NE	Bachsäuling	+	+	+	?	–	+	–	–	+	+	+	+	+	?	?	–	–

Wie Zulka et al. (2001) betonen, ist das Aussterben einer Art in dieser Gefährdungskategorie „zum Greifen nah“. Dies trifft jedoch angesichts ihrer aktuellen Verbreitung und Bestandsentwicklung in Österreich für keine der fünf Arten zu. Folgt man dem Einstufungsschlüssel von Zulka et al. (2005), so ergibt sich eine weniger pessimistische Beurteilung (Kategorie Endangered; stark gefährdet).

Eine reale Änderung des Gefährdungsgrades (von Kategorie LC [ungefährdet] zu EN [stark gefährdet]) ergibt sich nur für die Marmorierte Grundel. Sie ist heute einem vor 10 Jahren noch nicht existenten Gefahrenpotenzial ausgesetzt, nämlich der Konkurrenz und/oder dem Räuberdruck durch drei neu eingeschleppte *Neogobius*-Arten.

Dank

Die vorliegende Arbeit wäre ohne die Unterstützung zahlreicher Kolleginnen und Kollegen nicht möglich gewesen. Wir wollen vor allem folgenden Personen (alphabetisch gereiht) für die Mitarbeit und die Bereitstellung von Daten und Informationen sowie für die kritische Durchsicht und zahlreiche Verbesserungsvorschläge herzlich danken: Harald Ahnelt (Universität Wien, Institut für Zoologie), Hubert Gassner (Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde), Arno Hain (Limnologe), Reinhard Haunschmid (Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde), Alois Herzig (Biologische Station Neusiedler See), Wolfgang Honsig-Erlenburg (Kärntner Institut für Seenforschung), Arthur Kirchhofer, Alban Lunardon (Amt der Vorarlberger Landesregierung), Wolfgang Mark (Universität Innsbruck, Institut für Zoologie und Limnologie), Regina Petz-Glechner (Petz OEG), Clemens Ratschan (ezb – eberstaller zauner büros), Walter Reckendorfer (Universität Wien, Institut für Ökologie und Naturschutz), Michael Schabuß (Fa. Profisch), Gerhard Schadl (VÖAFV Graz), Stefan Schmutz (Universität für Bodenkultur, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement), Simonetta Siligato (Technisches Büro für Gewässerökologie, Wels), Thomas Spindler (Technisches Büro Spindler), Oskar Tiefenbach (Fischbiologe), Christian Wiesner (Universität für Bodenkultur, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement), Anita Wolfram (Donabaum & Wolfram OEG), Josef Wanzenböck (Akademie der Wissenschaften, Institut für Limnologie), Gerhard Woschitz (Fischbiologe), Gerald Zauner (ezb – eberstaller zauner büros).

Ein besonderer Dank gebührt Klaus Peter Zulka (Umweltbundesamt), der die Rote Liste der Fische Österreichs mit fachlicher Kompetenz und viel Engagement begleitet und damit zu einem erfolgreichen Abschluss der Arbeit beigetragen hat.

Literatur

- Adamicka, P. (1982): Die Fische des Lunzer Seetales. Berichte der Biologischen Station Lunz 5: 139–141.
- Ahnelt, H. (1986): Zum Vorkommen des Dreistachligen Stichlings (*Gasterosteus aculeatus*, Pisces: Gasterosteidae) im österreichischen Donauraum. Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien 88/89B: 309–314.
- Ahnelt, H. (1988): Zum Vorkommen der Marmorierten Grundel (*Proterorhinus marmoratus* [Pallas], Pisces, Gobiidae) in Österreich. Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien 90B: 31–42.
- Ahnelt, H. (1989): Die Marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus* [Pallas]; Pisces, Gobiidae) – ein postglazialer Einwanderer. Österreichs Fischerei 42: 11–14.
- Ahnelt, H., Banarescu, P., Spolwind, R., Harka, Á., Waidbacher, H. (1998b): Occurrence and

- distribution of three gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the middle and upper Danube region – examples of different dispersal patterns? *Biologia Bratislava* 53: 665–678.
- Ahnelt, H., Duchkowitsch, M., Scattolin, G., Zweimüller, I., Weissenbacher, A. (2001): *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) (Teleostei: Gobiidae), die Nackthals-Grundel in Österreich. *Österreichs Fischerei* 54: 262–266.
- Ahnelt, H., Miksch, E. (2004): Zwei Goldsteinbeißerarten (Teleostei, Cobitidae, *Sabanejewia*) in Österreich? *Österreichs Fischerei* 57: 94–96.
- Ahnelt, H., Paepke, H.-J., Amann, E. (1994): „Vierstachlige“ Stichlinge aus dem Rheintal in Vorarlberg (*Gasterosteus aculeatus*: Pisces, Gasterosteidae). *Österreichs Fischerei* 47: 125–132.
- Ahnelt, H., Pohl, H., Hilgers, H., Splachtna, H. (1998a): The threespine stickleback in Austria (*Gasterosteus aculeatus* L., Pisces: Gasterosteidae) – morphological variations. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien* 100 B: 395–404.
- Ahnelt, H., Tiefenbach, O. (1991): Zum Auftreten des Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*) (Teleostei: Gobiidae) in den Flüssen Raab und Lafnitz. *Österreichs Fischerei* 1: 19–26.
- Ahnelt, H., Tiefenbach, O. (1994): Verbreitungsmuster zweier Steinbeißerarten (*Cobitis aurata*, *Cobitis taenia*) im Einzugsgebiet der Mur (Österreich). *Fischökologie* 7: 11–24.
- Allendorf, F. W., Leary, R. F. (1988): Conservation and distribution of genetic variation in a polytypic species, the cutthroat trout. *Conservation Biology* 2: 170–184.
- Anonymus (2005): Waxdick – Besatz für die Donau. *Österreichs Fischerei* 5: 193–194.
- ARGE Limnologie (2004): Kleingewässerkartierung Lechtal. Teilprojekt A.6 im Rahmen des LIFE-Projektes „Wildflusslandschaft Tiroler Lech“. Unpublizierte Studie im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Abteilung für Umweltschutz, Innsbruck.
- Asche, H., Glechner, R., Kainz, E., Mader, H., Mark, W., Medgyesy, N., Patzner, A.-M., Platzer, G., Rüter, H. (1996a): Bestandsanalyse ausgewählter Restrukturierungsprojekte an Alterbach, Oichten, Pollinger Bach. Schriftenreihe des Bundesamts für Wassergüte, Band 2, Wien.
- Asche, H., Kainz, E., Mader, H., Pfeffer, E., Rüter, H. (1996b): Bestandsanalyse ausgewählter Gewässerabschnitte am Schwemmbach. Unpublizierte Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Aubrecht, G., Mayer, G. (1986): Liste der Wirbeltiere Oberösterreichs. *Linzer biologische Beiträge* 18: 191–238.
- Balon, E. K. (1975): Ecological guilds of fishes: a short summary of the concepts and its application. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* 19: 2430–2439.
- Banarescu, P. M. (1999): *The Freshwater Fishes of Europe*. Vol. 5/I, Cyprinidae 2/I, Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Banarescu, P., Barus, V., Peňáz, M. (2001): *Cyprinus carpio*. In: Banarescu, P. M., Paepke, H.-J. (eds.): *The Freshwater Fishes of Europe*. Vol. 5/III, Cyprinidae 2/III, Aula-Verlag, Wiesbaden: 85–180.
- Banarescu, P. M., Bogutskaya, N. G. (2003): *The Freshwater Fishes of Europe*. Vol. 5/II, Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Banarescu, P. M., Bogutskaya, N. G., Movchan, Y. V., Smirnov, A. I. (2003): *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758). In: Banarescu, P. M., Bogutskaya, N. G. (eds.): *The Freshwater Fishes of Europe*. Vol. 5/II, Cyprinidae 2, Part II: *Barbus*, Aula-Verlag, Wiesbaden: 43–98.
- Bauer, T., Kaufmann, T. (2004): LIFE-Natur Projekt „Lebensraum Huchen“ an Pielach, Melk und Mank. Internet: <<http://www.life-huchen.at>>. Im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung, St. Pölten.
- Becker, A., Rey, P. (2003): Großversuch Totholz – Strukturverbesserung von Alpenrheinzufüssen und Bächen im Alpenrheintal mittels Totholz. Manuskript.

- Benesch, A. R. (2004): Wiedereinbürgerung Hundsfluss (*Umbra krameri* W.) im österreichischen Teil des Hanság/Burgenland. Österreichs Fischerei 57: 161–165.
- Berrebi, P. (1995): Speciation of the genus *Barbus* in the North mediterranean Basin: recent advances from biochemical genetics. Biological Conservation 72: 237–249.
- Berrebi, P., Kottelat, M., Skelton, P., Ráb, P. (1996): Systematics of *Barbus*: state of the art and heuristic comments. Folia Zoologica 45 (Suppl. 1): 5–12.
- Berg, L. S. (1932): Übersicht der Verbreitung der Süßwasserfische Europas. Zoogeographica 1: 107–208.
- Berg, R. (1993): Über die Fische des Bodensees. In: Wagner, B., Löffler, H., Kindle, T., Klein, K., Staub, E. (Hrsg.): Bodenseefischerei. Geschichte – Biologie und Ökologie – Bewirtschaftung. Jan Thorbecke Verlag, Sigmaringen: 58–72.
- Bernatchez, L. (2001): The evolutionary history of brown trout (*Salmo trutta* L.) inferred from phylogeographic, nested clade, and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation. Evolution 55: 351–379.
- Bernatchez, L., Chouinard, A., Lu, G. (1999): Integrating molecular genetics and ecology in studies of adaptive radiation: whitefish, *Coregonus* sp., as a case study. Biological Journal of the Linnean Society 68: 173–194.
- Bernatchez, L., Dodson, J. J. (1994): Phylogenetic relationships among Palearctic and Nearctic whitefish (*Coregonus* sp.) populations as revealed by mitochondrial DNA variation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51: 240–251.
- Bernatchez, L., Glemet, H., Wilson C. C., Danzmann R. G. (1995): Introgression and fixation of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) mitochondrial genome in an allopatric population of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52: 179–185.
- Bernatchez, L., Guyomard, R., Bonhomme, F. (1992): DNA sequence variation of the mitochondrial control region among geographically and morphologically remote European brown trout *Salmo trutta* populations. Molecular Ecology 1: 161–173.
- Bernatchez, L., Osinov, A. (1995): Genetic diversity of trout (genus *Salmo*) from its most eastern native range based on mitochondrial DNA and nuclear gene variation. Molecular Ecology 4: 285–297.
- Bianco, P. G. (1995): Factors affecting the distribution of freshwater fishes especially in Italy. Cybium 19: 24–259.
- Bianco, P. G. (1998): Diversity of Barbinae fishes in southern Europe with description of a new genus and a new species (Cyprinidae). Journal of Zoology 65: 125–136.
- Bischoff, A., Freyhof, J., Staas, S. (1998): Nachweise des Zobel *Abramis sapae* (Pallas 1811) (Teleostei: Cyprinidae) im Rhein. Lauterbornia 33: 5–8.
- Bitschi, N. (1997): Der Sonnenbarsch im Neusiedler See: Untersuchungen zur Morphometrie und Autökologie. Diplomarbeit an der Universität Wien.
- Bitter, H. (1937): Die Fischerei im Burgenlande. Österreichs Fischereiwirtschaft Jahrgang V: 73–74.
- Bohl, E. (2002): Verträglichkeitsprüfung und Managementplan für das Grenzgewässer Leiblach – Sachstandsbericht über die Fischfaunistischen Untersuchungen. Manuskript.
- Bohl, E., Peter, A., Kindle, T., Haidvogel, G. (2001): Fisch- und Krebsatlas Liechtensteins. Verbreitung, Gefährungsgrad, Merkmale. Schriftenreihe Amt für Umweltschutz, Band 2: 1–82.
- Bohlen, J., Ráb, P., Slechtová, V., Rábová, M., Ritterbusch, D., Freyhof, J. (2002): Hybridogeneous biotypes in spined loaches (genus *Cobitis*) in Germany with implications for the conservation. In: Collares-Pereira, M. J., Cowx, I., Coelho, M. M. (eds.): Freshwater fish conservation – options for the future. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford: 311–321.
- Boyce, M. S. (1992): Population viability analysis. Annual Review of Ecology and Systematics 23: 481–506.

- Bruecker, J. E. (1996): Fischökologische Untersuchungen im Rahmen der Flußstudie „Url“. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Brunner, P. C., Douglas, M. R., Bernatchez, L. (1998): Microsatellite and mitochondrial DNA assessment of population structure and stocking effects on Arctic charr *Salvelinus alpinus* (Teleostei: Salmonidae) from central alpine lakes. *Molecular Ecology* 7: 209–223.
- Brunner, P. C., Douglas, M. R., Osinov, A., Wilson, C. C., Bernatchez, L. (2001): Holarctic phylogeography of arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) inferred from mitochondrial DNA sequences. *Evolution* 55: 573–578.
- Butz, I., Rydlo, M. (1996): Fischbiologische Untersuchungen in einigen versauerungsgefährdeten Bächen des nördlichen Mühlviertels (Oberösterreich). *Österreichs Fischerei* 49: 11–26.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft und Amt der Steiermärkischen Landesregierung (1991): Gewässerbetreuungskonzept Liebochbach. Steiermärkische Landesregierung, Graz.
- Cabela, A., Grillitsch, H., Tiedemann, F. (2001): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Umweltbundesamt, Wien.
- Cracraft, J. (1983): Species concepts and speciation analysis. *Current Ornithology* 1: 159–187.
- Demska-Zakes, K., Mamcarz, A. (1996): Gonadal abnormalities in *Coregonus peled* * *Coregonus lavaretus* hybrid, introduced into natural waters. In: Kirchhofer, A. (ed.): Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Birkhäuser Verlag, Basel: 225–232.
- Dick, G., Litschauer, W., Sackl, P. (1985): Fischbestandserhebungen an zwei Fließwasserstrecken des Kamp (Niederösterreich) unter Berücksichtigung der ökologischen Verhältnisse. *Österreichs Fischerei* 38: 8–17.
- Douglas, M. R., Brunner, P. C., Bernatchez, L. (1999): Do assemblages of *Coregonus* (Teleostei: Salmoniformes) in the Central Alpine region of Europe represent species flocks? *Molecular Ecology* 8: 589–603.
- Durand J. D., Tsigenopoulos, C. S., Unlu, E., Berrebi, P. (2002): Phylogeny and biogeography of the family Cyprinidae in the Middle East inferred from cytochrome b DNA – evolutionary significance of this region. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 22: 91–100.
- Eberstaller, J. (1993): Problematik und Lösungsansätze im Rahmen der ökologischen Begleitplanung am Beispiel zweier Ausleitungskraftwerke an der Pöls. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Eberstaller, J., Haidvogel, G., Jungwirth, M. (1997): Kurzfassung zum gewässer- und fischökologischen Konzept Alpenrhein, Grundlagen zur Revitalisierung mit Schwerpunkt Fischökologie. Unpublizierte Studie im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Eigenverlag EZB, Wien.
- Eberstaller, J., Jungwirth, M. et al. (1993): Gewässerbetreuungskonzept Obere Drau – Arbeitspaket 13 – Fischökologische Untersuchung, Universität für Bodenkultur, Abt. für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft und des Amtes für Wasserwirtschaft Spittal/Drau, Linz.
- Eberstaller, J., Jungwirth, M., Rossetto, T. (1992a): Umweltverträglichkeitsbericht „Endgestaltung Alter Rhein“, Fischökologische Untersuchung. Unpublizierte Studie im Auftrag des Amtes für Umweltschutz, Rheinunternehmen, Schweiz. Eigenverlag der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Eberstaller, J., Muhar, S., Pfleger, R. (1992b): Vergleichende fischereiliche Untersuchungen eines umgestalteten sowie eines hart regulierten Abschnitts des Mödlingbaches. Studie im Auftrag der niederösterreichischen Landesregierung. Eigenverlag Universität für Bodenkultur, Wien.

- Eberstaller, J., Pinka, P. (2001): Trübung und Schwall Alpenrhein – Einfluss auf Substrat, Benthos und Fische. Teilbericht Fischökologie. Unpublizierte Studie im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Eigenverlag EZB, Wien.
- Eberstaller, J., Pinka, P., Honsowitz, H. (2001): Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfe am Donaukraftwerk Freudenau. Schriftenreihe der Forschung im Verbund, Band 68, Eigenverlag der Verbundgesellschaft, Wien.
- Eberstaller, J., Wohlschlager, N. (1991): Fischökologische Untersuchung der Erlauf im Rahmen der Fluß-Studie Erlauf. Eigenverlag der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Economidis, P. S., Soric, V. M., Banarescu, P. M. (2003): *Barbus peloponnesius* Valenciennes 1842. In: Banarescu, P. M., Bogutskaya, N. G. (eds.): The freshwater fishes of Europe. Vol. 5/II, Aula Verlag, Wiesbaden.
- Einsele, W., Hensen, J. (1959): Über die Gewässer des Salzkammergutes, insbesondere über einige Seen. Österreichs Fischerei 5/6: 9–31.
- Eisner, J., Hasenleithner, C., Hauser, E., Pfanzelt A. (1998): 10 Jahre Forschung an der Enns. Schriftenreihe der Forschung im Verbund, Band 35, Eigenverlag der Verbundgesellschaft, Wien.
- Elo, K., Ivanoff, S., Vuorinen, J. A., Piironen, J. (1997): Inheritance of RAPD markers and detection of interspecific hybridization with brown trout and Atlantic salmon. Aquaculture 152: 55–65.
- Englbrecht, C. C. (2000): Untersuchungen zur Phylogeographie und Populationsstruktur zweier paläarktischer Fischarten, der Mühlkoppe (*Cottus gobio* L.) und des alpinen Seesaiblings (*Salvelinus alpinus* L.), Dissertation an der Universität München.
- Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie: Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.
- Findenegg, I. (1948): Vorkommen und Verbreitung der Wirbeltiere in Kärnten. Die Fische. Carinthia II, 11. Sonderheft: 58–62.
- Findenegg, I. (1955): Die Rheinanken des Wörthersees. Carinthia II 145/65: 155–159.
- Fink, M. H., Moog, O., Wimmer, R. (2000): Fließgewässernaturräume Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien Band 128, Umweltbundesamt, Wien.
- Fischer, S. (1998): Verteilung und Wanderverhalten der Mühlkoppe (*Cottus gobio* L.) in einem astatischen Bachabschnitt. Diplomarbeit an der Universität Salzburg.
- Fortmann, I. (2000): Schutzwasserwirtschaftliches Entwicklungskonzept Untere Ybbs, unter Berücksichtigung der Gewässerökologie. Aquatische Ökologie, Arbeitspaket 9. Niederösterreichische Landesregierung, Gruppe Wasser – Abteilung Wasserbau/Regionalstelle 2 – Mostviertel, Bundeswasserbauverwaltung, St. Pölten.
- Frangze, C. (2003): Die Besiedlung des Marchfeldkanalsystems aus fischökologischer Sicht in den Jahren 2001 (2002) mit besonderer Berücksichtigung saisonaler und methodischer Aspekte. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Fraser, D. J., Bernatchez, L. (2001): Adaptive evolutionary conservation: towards a unified concept for defining conservation units. Molecular Ecology 10: 2741–2752.
- Freyhof, J. (1999): Records of *Vimba vimba* (Teleostei, Cyprinidae) in the River Rhine and its tributaries. Folia Zoologica 48: 315–320.
- Freyhof, J. (2002): Freshwater fish diversity in Germany, threats and species extinction. In: Colares-Pereira, M. J., Cowx, I. G., Coelho, M. M. (eds.): Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future. Blackwell Science Ltd., Oxford: 3–22.
- Freyhof, J. (2003): Immigration and potential impacts of invasive freshwater fishes in Germany. Berichte des IGB 17: 51–58.
- Friedl, T. (1990): Zum Fischbestand des Liebochbaches. Manuskript, Eigenverlag T. Friedl, Klagenfurt.

- Friedl, T. (1991): Zum Fischbestand der Leitha, der Kleinen Leitha, des Komitatskanals und des Wiesgrabens. Eigenverlag des Kärntner Instituts für Seenforschung, Amt der Kärntner Landesregierung, Klagenfurt.
- Friedl, T. (1993): Zum Fischbestand des Tatschnigteiches. *Carinthia* II 183/103: 571–592.
- Friedl, T. (1995): Zur Verbreitung von Neunaugen in Kärntner Fließgewässern. Ein Zwischenbericht. *Fischökologie* 8: 31–42.
- Friedl, T. (1999): Fischereiliche und gewässerökologische Untersuchungen des Copacabana-Freizeitsees. Unpublizierter Bericht des Kärntner Instituts für Seenforschung, Klagenfurt.
- Friedl, T. (2001): Der Fischbestand in der Glan zwischen Glanegg und Klagenfurt. *Carinthia* II 191/111: 83–95.
- Friedl, T. (2002): Der Fischbestand in stark verkrauteten Gewässern der Forellenregion am Beispiel des Bleiburger Feistritzbachs. *Carinthia* II 192/112: 517–530.
- Friedl, T., Fresner, R., Konar, M., Mairitsch, M. (2000): Fischereiliche und gewässerökologische Untersuchungen des Laußnitzsees (Österreich, Kärnten). *Carinthia* II 190/110: 427–439.
- Friedl, T., Honsig-Erlenburg, W., Petutschnig, J. (1995): Der Fischbestand des Stappitzer Sees – Untersuchung im Rahmen der fischökologischen Exkursion des Naturwissenschaftlichen Vereins 1994. *Carinthia* II 185/105: 169–182.
- Friedl, T., Sampl, H. (2000): Erstnachweis der Marmorierten Grundel (*Proterorhinus marmoratus* Pallas) in der Steiermark. *Österreichs Fischerei* 53: 189–191.
- Frühauf, J. und Mitarbeiter (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Lebensministeriums Band 14/1, Böhlau, Wien: 63–165.
- Fuchs, H., Schlee, P., Rottmann, O., Stein, H. (1999): Untersuchung von Perlfisichen (*Rutilus frisii meidingeri*, Heckel) aus dem Wolfgangsee und dem Attersee auf genetische Unterschiede mit molekulargenetischen Markern. *Österreichs Fischerei* 52: 57–62.
- Gassner, H. (1996): Die Bewirtschaftung und Populationsbiologie der Coregonen (*Coregonus lavaretus* L.) des Irrsees im Vergleich zum Zellersee. Diplomarbeit an der Universität Salzburg.
- Gassner, H., Jagsch, A., Zick, D., Bruscheck, G., Frey, I. (2002): Die Wassergüte ausgewählter Seen des Oberösterreichischen und Steirischen Salzkammergutes. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 15: 1–125.
- Gassner, H., Wanzenböck, J. (1999): Fischökologische Leitbilder fünf ausgewählter Salzkammergutseen. *Limnologica* 29: 436–448.
- Gassner, H., Wanzenböck, J. (2004): Wissenschaftliche Echographie – Eine Standardmethode für die Untersuchung von Fischbeständen in Seen. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 20: 148–160.
- Gassner, H., Wanzenböck, J., Patzner, R. A., Jagsch, A. (1999): Hydroakustische Fischbestandserhebungen in vier Salzkammergutseen. *Österreichs Fischerei* 52: 122–128.
- Gassner, H., Wanzenböck, J., Tischler, G. (2003): Ecological integrity assessment of lakes using fish communities – suggestions of new metrics developed in two austrian prealpine lakes. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 88: 635–652.
- Gassner, H., Zick, D., Wanzenböck, J., Lahnsteiner, B., Tischler, G. (2003): Die Fischartengemeinschaften der großen österreichischen Seen. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 18: 1–83.
- Gerabek, K. (1952): Die Gewässer des Burgenlandes. Burgenländische Forschungen Heft 20, Landesarchiv und Landesmuseum, Eisenstadt.
- Gesner, C. (1558): *Historiae Animalium, Liber IIII. Qui est de Piscium & Aquatiliū animalium natura.*

- Geyer, F. (1940): Zur Frage über den Wert des Coregonen-Brut-Einsatzes. Zeitschrift für Fischerei 38: 1–9.
- Gieffing, C. (1996): Entwicklung der fischökologischen Verhältnisse im Marchfeldkanalsystem drei Jahre nach Flutung mit besonderer Berücksichtigung der Besiedlung im Längsverlauf. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Glechner, R. (1994): Ökologische Untersuchung der Fischbestände der Glan und ihrer Zuflüsse im Stadtgebiet von Salzburg. Diplomarbeit an der Universität Salzburg.
- Glechner, R. (1997): Fischökologische Untersuchung zum Kraftwerk Wald. Gutachten im Auftrag der Salzburg AG für Energiewirtschaft, Eigenverlag R. Glechner, Salzburg.
- Glechner, R., Heberling, O. (1995a): Der Statzenbach aus fischereilicher Sicht. Eine Bestandsaufnahme als Voruntersuchung zur geplanten Gewässersanierung. Gutachten im Auftrag der Gemeinde Neumarkt am Wallersee und der Salzburger Landesregierung, Eigenverlag R. Glechner, Salzburg.
- Glechner, R., Heberling, O. (1995b): Zum Vorkommen des Kaulbarsches *Gymnocephalus cernua* im Wallerbach und im Wenger Bach. Gutachten im Auftrag der Salzburger Landesregierung, Eigenverlag R. Glechner, Salzburg.
- Glechner, R., Heberling, O. (1996): Kaulbarsch: Lange verschollener Fisch wurde wiedergefunden. Natur Land Salzburg 3: 27.
- Glechner, R., Heberling, O., Jäger, P., Patzner, R. A. (1996): Zwei neue Fischarten für das Bundesland Salzburg: Der Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*) und der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*). Tagungsbeiträge des 3. Symposiums „Ökologie, Ethologie und Systematik der Fische“, Universität Salzburg, Salzburg.
- Grabher, B. (2000): Untersuchungen an einem regulierten und einem restrukturierten Bachabschnitt der Schwarzach. Diplomarbeit an der Universität Salzburg.
- Grasser, U., Hutter, G., Parthl, G. (2001): Aufweitung der Bregenzerach im Bereich Schnepfau – Melau, flussmorphologische und gewässerökologische Beweissicherung. Landeswasserbauamt Bregenz, Schriftenreihe Lebensraum Vorarlberg 51: 1–44.
- Greiter, S., Fachbach, G. (2000): Zum Fischbestand des Stainzbaches und seiner Altarme südlich von Stainz (Weststeiermark). Österreichs Fischerei 53: 256–268.
- Gruttke, H., Ludwig, G. (2004): Konzept zur Ermittlung der Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung von Arten mit Vorkommen in Mitteleuropa: Neuerungen, Präzisierung und Anwendungen. Natur und Landschaft 79: 271–275.
- Gumpinger, C., Heinisch, W., Moser, J., Ofenböck, T., Stundner, C. (2002): Die Flussperlmuschel in Österreich. Umweltbundesamt-Monographien Band 159, Umweltbundesamt, Wien.
- Gumpinger, C., Siligato, S. (2002): Fischökologische Bestandsanalyse und gewässerökologischer Managementplan mit Ergänzungen zur Fischfauna im tschechischen Teil des Einzugsgebietes der Malsch. Bericht im Auftrag des WWF Österreich und der Oö. Umweltschutzanstalt Linz.
- Guttmann, S. (2006): Zur Situation des Huchens (*Hucho hucho*) in der Ybbs. Österreichs Fischerei 59: 52–62.
- Habersack, H. (1990): Gewässerbetreuungskonzept Feistritz. Fließgewässerstudie. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Hacker, R. (1979): Fishes and fisheries in Neusiedlersee. In: Löffler, H. (ed.): Neusiedlersee: the limnology of a shallow lake in Central Europe. Monographiae Biologicae 37, Dr. W. Junk Publ., The Hague: 423–438.
- Hacker, R. (1983): Rote Liste gefährdeter Fische Österreichs (Pisces). In: Gepp, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, Wien: 67–68.

- Hadwiger, E. (1999): Fischereiliche Untersuchung Lainsitz. Fischereirevier Lainsitz II/1. Studie im Rahmen der Fischartenkartierung im Auftrag des Fischereirevierversandes I-Krems, Eigenverlag.
- Hadwiger, E. (2000): Fischereiliche Untersuchung Großer Kamp. Fischereirevier Großer Kamp I/2. Studie im Rahmen der Fischartenkartierung im Auftrag des Fischereirevierversandes I-Krems, Eigenverlag.
- Hamann, H. (1954): Beiträge zur Biologie und Ermittlungen zu den Fischereiverhältnissen des Traunsees 1952–1953. Dissertation an der Universität Wien.
- Hämpel, O. (1930): Fischereibiologie der Alpenseen. In: Thienemann, A. (Hrsg.): Die Binnengewässer Band 10, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Hansen, M. M., Ruzzante, D. E., Nielsen, E. E., Mensberg, K.-L. D. (2000): Microsatellite and mitochondrial DNA polymorphism reveals life-history dependent interbreeding between hatchery and wild brown trout (*Salmo trutta* L.). *Molecular Ecology* 9: 583–594.
- Harcourt, A. H. (1996): Is the Gorilla a threatened species? How should we judge? *Biological Conservation* 75: 165–176.
- Harka, Á. (1990): Zusätzliche Verbreitungsgebiete der Marmorierten Grundel (*Proterorhinus marmoratus* Pallas) in Mitteleuropa. *Österreichs Fischerei* 43: 262–265.
- Harka, Á., Farkas, J. (2001): Situationsbericht über die Fischfauna der Theiß. *Österreichs Fischerei* 54: 122–128.
- Hartley, S., Kunin, W. E. (2003): Scale dependency of rarity, extinction risk, and conservation priority. *Conservation Biology* 17: 1559–1570.
- Hartmann, V. (1898): Die Fische Kärntens. Separat-Abdruck aus dem XXV. Jahrbuch des naturhist. Landesmuseums v. Kärnten, Ferd. V. Kleinmayr, Klagenfurt.
- Hassan, Y. (2000): Comparison of life history strategies of European whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) in five Austrian prealpine lakes (Mond-, Waller-, Irr-, Hallstätter- and Traunsee). Diplomarbeit an der Universität Salzburg.
- Haunschmid, R., Kozak, D. (1996): Fischereiökologische Studie Rohrbach. Unpublizierte Studie im Auftrag des Fischereireviervers Rohrbach. Eigenverlag R. Haunschmid, Scharfling.
- Haunschmid, R., Kozak, D. (1997): Ökologische Untersuchungen an Bachforellen (*Salmo trutta* f. *fario*) ausgewählter Gewässer im westlichen Mühlviertel (Oberösterreich). I. Wildfischbestand. *Österreichs Fischerei* 50: 155–164.
- Haunschmid, R., Wolfram, G., Spindler T., Honsig-Erlenburg, W., Wimmer, R., Jagsch, A., Kainz, E., Hehenwarter, K., Wagner, B., Konecny, R., Riedmüller, R., Ibel, G. (2004): Erstellung einer fischbasierenden Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Heckel, J. J. (1851): Über die in den Seen Oberösterreichs vorkommenden Fische. Sitzungsberichte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse I, 6: 145–149.
- Heckel, J. J., Kner, R. (1858): Die Süßwasserfische der Österreichischen Monarchie. Verlag Engelmann, Leipzig.
- Hensel, K. (1979): *Rutilus (Pararutilus) frisii meidingeri* in the stretch of the Danube River. *Věstník Československé společnosti zoologické* 18: 250–252.
- Herzig, A., Herzig-Straschil, B. (2001): Das Vorkommen des Aales (*Anguilla anguilla*) im Donau-einzugsgebiet – allochthon versus autochthon. *Österreichs Fischerei* 54: 230–234.
- Herzig, A., Kubecka, J. (2001): Fish biomass distribution in Neusiedlersee (Austria): a hydroacoustic assessment of fish stock. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* 27: 3660–3665.

- Herzig, A., Miksch, E., Auer, B., Hain, A., Wais, A., Wolfram, G. (1994): Fischereibiologische Untersuchung des Neusiedler Sees. Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland 81: 1–125.
- Herzig, A., Winkler, H. (1983): Beiträge zur Biologie des Sichlings – *Pelecus cultratus* (L.). Österreichs Fischerei 36: 113–128.
- Herzig-Straschil, B. (1989): Die Entwicklung der Fischfauna des Neusiedler Sees. Vogelschutz in Österreich 3: 19–22.
- Herzig-Straschil, B. (1994): Rote Listen gefährdeter Fische und Rundmäuler Österreichs (Pisces und Cyclostomata). In: Gepp, J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz: 75–82.
- Heuberger, R. (2000): Neu in Österreich: Schwarzmund-Grundel (*Neogobius melanostomus*). Fischer in Österreich 11–12: 2–3.
- Hinterhofer, M., Matitz, A., Meiss, C., Partl, P., Steinberger, W. (1994): Vergleichende Untersuchung des Fischeinfanges an drei Fischeinfanghilfen im Rhytralbereich. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Hirzinger, V. (2001): The importance of inshore areas for adult fish assemblages in the main channel of a free flowing section of a large river (Danube, Austria). Diplomarbeit an der Universität Wien.
- Hochleithner, M. (1989): Die Situation der Seeforelle (*Salmo trutta* f. *lacustris* L.) in österreichischen Seen. Österreichs Fischerei 42: 15–21.
- Hochleithner, M. (1996): Störe (Acipenseriformes): Verbreitung, Lebensweise, Aquakultur. Österreichischer Agrarverlag, Klosterneuburg.
- Hofbauer, M. (1993): Die Alm, Wasserkraftnutzung und ökologischer Zustand – eine Bestandsaufnahme. Unpublizierte Studie im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung, Eigenverlag M. Hofbauer.
- Hofer, R., Bucher, F. (1991): Zur Biologie und Gefährdung der Koppe. Österreichs Fischerei 44: 158–161.
- Hofer, R., Lackner, R., Kowarc, V. (1997): Fischökologische und fischhistologische Beweissicherung der Lafnitz bei Heiligenkreuz i. L. vor Durchführung geplanter Baumaßnahmen: Umbau der Verbandskläranlage, Energiezentrale. Gutachten im Auftrag des Abwasserverbandes „Bezirk Jennersdorf“, Eigenverlag der Arge Ökologie, Wien.
- Holčík, J. (ed.) (1986): The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 1, Part I: Petromyzontiformes. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Holčík, J. (1996): Vanishing freshwater fish species of Slovakia. In: Kirchhofer, A., Hefti, D. (eds.): Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. Birkhäuser Verlag, Basel: 79–88.
- Holčík, J. (1999): *Rhodeus sericeus*. In: Banarescu, P. M. (ed.): The Freshwater Fishes of Europe. Vol. 5/I, Cyprinidae 2/I, Aula-Verlag, Wiesbaden: 2–32.
- Holzer, G., Unfer, G., Hinterhofer, M. (2004): Gedanken und Vorschläge zu einer Neuorientierung der fischereilichen Bewirtschaftung österreichischer Salmonidengewässer. Österreichs Fischerei 57: 232–248.
- Honsig-Erlenburg, W. (1980): Die Variation morphometrischer und biochemischer Merkmale des Seesaiblings (*Salvelinus alpinus* L.) im Hallstättersee. Dissertation an der Universität Wien.
- Honsig-Erlenburg, W. (1996): Gefährdete und seltene Fischarten in Kärnten (Österreich). Fischökologie Aktuell 10: 10–14.
- Honsig-Erlenburg, W. (2001a): Der Semling (*Barbus peloponnesius* Valenciennes, 1842) – eine verschollene Fischart in Kärnten – wiederentdeckt. Österreichs Fischerei 54: 120–122.
- Honsig-Erlenburg, W. (2001b): Zum Fischbestand des Warmbaches in Villach, Kärnten. Carinthia II 191/111: 135–140.

- Honsig-Erlenburg, W. (2005): Zum Einfluss der Regenbogenforelle und des Bachsaiblings auf Bachforellenpopulationen. Österreichs Fischerei 58: 286–289.
- Honsig-Erlenburg, W., Friedl, T. (1999a): Zum Vorkommen des Sterlets (*Acipenser ruthenus* L.) in Kärnten. Österreichs Fischerei 52: 129–133.
- Honsig-Erlenburg, W., Friedl, T. (1999b): 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, Klagenfurt: 121–132.
- Honsig-Erlenburg, W., Friedl, T., Kerschbaumer, G. (2002): Fische und Neunaugen. In: Honsig-Erlenburg, W., Petutschnig, W. (Hrsg.): Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln. Sonderreihe Natur Kärnten Band 1, Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt: 33–165.
- Honsig-Erlenburg, W., Konar, M., Huber, T., Gutleb, B., Wieser, G., Friedl, T., Mildner, P. (1997): Zoologische Exkursion des Naturwissenschaftlichen Vereines zur Kolpa (Slowenien). Carinthia II 187/107: 139–150.
- Honsig-Erlenburg, W., Mildner, P. (1996): Franz Xaver Freiherr von Wulfen als Ichthyologe. Carinthia II 186/106: 349–360.
- Honsig-Erlenburg, W., Petutschnig, J. (Hrsg.) (2000): Die Gewässer des Gailtales. Carinthia II, 57. Sonderheft.
- Honsig-Erlenburg, W., Povž, M. (1999): First record of Kessler's gudgeon (*Gobio kessleri*) in Slovenia. Folia Zoologica 48: 153–156.
- Honsig-Erlenburg, W., Schulz, N. (1989): Die Fische Kärntens. Carinthia II, Sonderpublikation des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt.
- Honsig-Erlenburg, W., Schulz, N. (1990): Ergänzungen zur Fischfauna Kärntens: Der Zingel. Carinthia II 180/100: 123–125.
- Honsig-Erlenburg, W., Schulz, N., Friedl, T. (1996): Die Fische des Lavanttales. In: Wieser, G. (Hrsg.): Die Gewässer des Lavanttales. Carinthia II, 54. Sonderheft: 117–129.
- Honsig-Erlenburg, W., Steiner, V., Friedl, T., Schotzko, N. (1998): Die Seeforelle des Weißensees (Kärnten, Österreich) – mögliche Ursachen ihres Aussterbens. Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie 1: 75–85.
- Honsig-Erlenburg, W., Unfer, G., Friedl, T. (2004): Fische und Neunaugen. In: Petutschnig, W., Honsig-Erlenburg, W. (Hrsg.): Das Obere Drautal. Carinthia II, 61. Sonderheft.
- Honsig-Erlenburg, W., Wieser, G. (Hrsg.) (1997): Die Gurk und ihre Seitengewässer. Carinthia II, 55. Sonderheft.
- Iglar, K., Kreissl, E. (1981): Rote Liste der in der Steiermark gefährdeten Fische (Pisces). In: Gepp, H. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Steiermärkische Landesregierung, Graz: 51–54.
- IUCN (2001): IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN (2003): 2003 IUCN Red List of Threatened Species. <<http://www.redlist.org>>.
- IUCN (2004): Guidelines for using the IUCN Red List – categories and criteria. The Standards and Petitions Subcommittee of the IUCN SSC, Red List Programme Committee. Gland, Switzerland. <<http://www.iucn.org/themes/ssc/red-lists.htm>>.
- Jäch, M. A., Dietrich, F., Raunig, B. (2005): Rote Liste der Zwergwasserkäfer (Hydraenidae) und Krallenkäfer (Elmidae) Österreichs (Insecta: Coleoptera). In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Lebensministeriums Band 14/1, Böhlau, Wien: 211–284.

- Jäger, P. (2003): Stand der Technik bei Fischpässen an großen Flüssen. In: Füreder, L., Ettinger, R. (Red.): Ökologie und Wasserkraftnutzung. Natur in Tirol, Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz 12: 166–181.
- Janisch, K. (2001): Untersuchungen zur Autökologie von *Pseudorasbora parva* (Blaubandbärbling): Einfluss von Temperatur und Körpermasse auf den Sauerstoffverbrauch. Diplomarbeit an der Universität Wien.
- Janisch, R. (1990a): Gutachten Fischaufstieg durch Schiffsschleusen. Gutachten im Auftrag der Stadt Wien. Eigenverlag.
- Janisch, R. (1990b): Stauraum Melk: Uferstrukturierung im Bereich von Klein Pöchlarn – Fischereiliche Beweissicherung. Gutachten im Auftrag der Donaukraft AG. Eigenverlag.
- Janisch, R., Spindler, T. (1989): Untersuchung der Fischaufstiegsmöglichkeiten aus der Donau in die Zuflüsse Kamp und Krems. Gutachten im Auftrag des Fischereirevierverbandes I Niederösterreich. Eigenverlag.
- Jungwirth, M. (1981): Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände am Beispiel zweier Voralpenflüsse und eines Gebirgsbaches. Wasserwirtschaft – Wasservorsorge, Forschungsarbeiten, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Jungwirth, M. (1984): Auswirkungen des naturnahen Wasserbaues auf die Fischerei. Teil II. Wasserwirtschaft – Wasservorsorge, Forschungsarbeiten, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Jungwirth, M. (Hrsg.) (1991): Restaurierungsprojekt Melk. Niederösterreichische Landesregierung und Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Jungwirth, M. (1993): Fischökologische Untersuchung der Dornbirnerach – Zusatzprojekt des Fließgewässerbetreuungskonzepts. Eigenverlag der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Jungwirth, M. (2003): Wasserkraftnutzung und ökologische Funktionsfähigkeit von Fließgewässern. In: Füreder, L., Ettinger, R. (Red.): Ökologie und Wasserkraftnutzung. Natur in Tirol, Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz 12: 11–31.
- Jungwirth, M., Kaufmann, T., Muhar, S., Raderbauer, J., Rathschüler, O., Schmutz, S., Wiesbauer, H., Zauner, G. (1991): Fischökologische Studie Mur. Eigenverlag der Abteilung Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Jungwirth, M., Muhar, S., Muhar, A., Schmutz, S. (1987): Landschaftsökologische Begleitplanung Kraftwerk Edt/Traun. Schriftenreihe Umweltforschung am Traunfluß 4, OKA Linz.
- Jungwirth, M., Muhar, S., Zauner, G., Kleeberger, J., Kucher, T. (1996): Die steirische Enns. Fischfauna und Gewässermorphologie. Eigenverlag der Abteilung Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Jungwirth, M., Parasiewicz, P., Hinterhofer, M., Matitz, A., Meiss, C., Partl, P., Steinberger, W. (1994): Vergleichende Untersuchung des Fischaufstieges an drei Fischaufstiegshilfen im Rhithralbereich. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft und des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung, Wien.
- Jungwirth, M., Rehan, T. (1986): Untersuchungen über die limnologischen und fischereibiologischen Verhältnisse im Stauwurzelbereich des künftigen Kraftwerks Wien. Unpublizierte Studie im Auftrag der Stadt Wien MA 18. Eigenverlag der Abteilung Hydrobiologie, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Jungwirth, M., Schmutz, S., Waidbacher, H. (1989): Fischökologische Fallstudie Inn. Unpublizierte Studie im Auftrag des Fischereirevierausschusses Innsbruck Stadt und Land, Innsbruck.
- Jurajda, P., Černý, J., Poláček, M., Valová, Z., Janáč, M., Blažek, R., Ondračková, M. (2005): The recent distribution and abundance of non-native *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube. Journal of Applied Ichthyology 21: 319–323.

- Jurajda, P., Peňáz, M. (1996): Endangered fishes of the River Morava (Czech Republic). In: Kirchhofer, A., Hefti, D. (eds.): Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. Birkhäuser Verlag, Basel: 99–110.
- Käfel, G. (1991a): Autökologische Untersuchungen an *Misgurnus fossilis* im March-Thaya-Mündungsgebiet. Dissertation an der Universität Wien.
- Käfel, G. (1991b): *Misgurnus fossilis* – einige Überlegungen zum Thema Artenschutz. Hydroskop 3: 13–16.
- Käfel, G. (1993): Besonderheiten und Gefährdung von *Misgurnus fossilis*. Österreichs Fischerei 46: 83–90.
- Kähsbauer, P. (1961): Cyclostomata, Teleostomi (Pisces). In: Catalogus Faunae Austriae, Teil XXI aa. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien.
- Kainz, E. (1991a): Erstnachweis des Goldsteinbeißers (*Cobitis aurata* De Filippi) in Österreich. Österreichs Fischerei 44: 141.
- Kainz, E. (1991b): Zur fischereilichen Situation der Gewässer im Bereich Linz. Öko Linz 13: 18–35.
- Kainz, E. (1992): Die Traun in fischereilicher Hinsicht. Kataloge des Oberösterreichischen Landesmuseums 54: 159–180.
- Kainz, E. (1994): Auswirkungen von Kormoranen auf die Fischbestände von zwei oberösterreichischen Fließgewässern. Österreichs Fischerei 47: 238–250.
- Kainz, E. (1997): Zum Fischbestand des Wambachs im hartverbauten Bereich bei Ebelsberg. Öko Linz 19: 30–31.
- Kainz, E. (2000): Massenvorkommen des Dreistacheligen Stichlings (*Gasterosteus aculeatus* L.) im Traunstau Pucking. Österreichs Fischerei 53: 3.
- Kainz, E., Gollmann, H. P. (1989a): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fließgewässern. Teil 1: Koppe, Mühlkoppe oder Grope (*Cottus gobio* L.). Österreichs Fischerei 42: 204–207.
- Kainz, E., Gollmann, H. P. (1989b): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fließgewässern. Teil 2: Bartgrundel oder Schmerle (*Noemacheilus barbartulus* L.). Österreichs Fischerei 42: 240–245.
- Kainz, E., Gollmann, H. P. (1990a): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fließgewässern. Teil 3: Gründling (*Gobio gobio*; Cyprinidae). Österreichs Fischerei 43: 80–86.
- Kainz, E., Gollmann, H. P. (1990b): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fließgewässern. Teil 4: Schneider (*Alburnoides bipunctatus*). Österreichs Fischerei 43: 187–192.
- Kainz, E., Gollmann, H. P. (1990c): Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in österreichischen Fließgewässern. Teil 5: El(l)ritze (*Phoxinus phoxinus*; Cyprinidae). Österreichs Fischerei 43: 265–268.
- Kainz, E., Gollmann, H. P. (1997): Fischbestandsaufnahme in renaturierten Gewässerabschnitten des Linzer Stadtgebietes. Öko Linz 19: 11–22.
- Kainz, E., Gollmann, H. P. (1998): Aufzuchtversuche beim Strömer (*Leuciscus souffia agassizi* Rossi). Österreichs Fischerei 51: 19–22.
- Kainz, E., Gollmann, H. P. (1999): Ein Beitrag zur Biologie der Nase (*Chondrostoma nasus* L.): Aufzucht und Vorkommen in Österreich. Österreichs Fischerei 52: 265–273.
- Kainz, E., Gollmann, H. P. (2000): Notiz zum Vorkommen von Frauennerrflingen (*Rutilus pigus virgo* Heckel) und Steinbeißern (*Cobitis taenia* L.) in Oberösterreich. Österreichs Fischerei 53: 246.

- Kainz, E., Gollmann, H. P. (2001): Beobachtungen über Fischbestandsänderungen in einer Restwasserstrecke der Fuschler Ache (OÖ) in der Zeit vom August 1988 bis zum Oktober 2000. Österreichs Fischerei 54: 190–240.
- Kainz, E., Janisch, R. (1987): Zum Fischbestand der Gewässer im Süden und Südosten von Linz. Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz 33: 233–270.
- Karakousis Y., Peios, C., Economidis, P. S., Triantaphyllidis, C. (1993): Multivariate analysis of the morphological variability among *Barbus peloponnesius*, (Cyprinidae) populations from Greece and two populations of *B. meridionalis meridionalis* and *B. meridionalis petenyi*. Cybium 17: 229–240.
- Kaufmann, T. K. (1990): Das Projekt „Zwischenbittelmaß“ – Fischereimanagement an der Pielach. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Kaufmann, T. K., Muhar, S., Raderbauer, J., Rathschüler, O., Schmutz, S., Waidbacher, H., Zauer, G. (1991): Fischökologische Studie Mur – Stadl bis Gratkorn. Eigenverlag der Abteilung Hydrobiologie, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Kellermayr, W. (2000): Der Welser Mühlbach – eine naturkundliche Studie. Manuskript.
- Keresztessy, K. (1996): Threatened freshwater fish in Hungary. In: Kirchhofer, A., Hefti, D. (eds.): Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. Birkhäuser Verlag, Basel: 73–77.
- Keresztessy, K. (2004): Veszélyeztetett hazai halfajok [Threatened fish species of Hungary]. Internet: <www.date.hu/kiadvany/tessedik/3/keresz1.pdf>.
- Kerschbaumer, G. (1999): Fischereiliche Untersuchung Flußkraftwerk Rossegg – St. Jakob, betriebsbedingte Auswirkungen auf den Fischbestand (Teilergebnisse). DGL–Tagungsbericht 1998, Band I: 352–356.
- Kerschbaumer, G., Konar, M., Lorenz, E. (2004): Gewässerbetreuungskonzept Lavant und Seitenbäche, Arbeitspaket Nr. 12: Fischökologie und Makrozoobenthos. Kärntner Institut für Seenforschung, Klagenfurt.
- Kerschbaumer, G., Lorenz, E. (2004): Fischereiliche Erhebungen für Natura 2000 Managementpläne in Kärnten gemäß FFH Richtlinie. Bestandesschätzung der Seelaube im Natura 2000 Gebiet Reifnitzbach. Unpublizierter Bericht des Kärntner Instituts für Seenforschung, Klagenfurt.
- Kerschbaumer, G., Prochinig, U. (1999): Erstnachweis des Kessler-Gründlings (*Gobio kessleri* Dybowski, 1862) in Kärnten. Carinthia II 189/109: 237–240.
- Kirchhofer, A., Zaugg, B., Pedrolí, J.-C. (1990): Rote Liste der Fische und Rundmäuler der Schweiz. Schweizer Zentrum für die kartographische Erfassung der Fauna, Neuchâtel.
- Kirchhofer, A., Pedrolí, J.-C., Zaugg, B. (1994): Rote Liste der Fische und Rundmäuler der Schweiz. In: Duelli, P. (ed.): Rote Listen der gefährdeten Tiere der Schweiz. Reihe Rote Listen des Bundesamts für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern: 35–37.
- Kiwek, F. (1995): Sterlet-Projekt für die Donau. Österreichs Fischerei 48: 2–3.
- Klein, M. (1993): Wissenswertes über die Felchen. In: Wagner, B., Löffler, H., Kindle, T., Klein, M., Staub, E. (Hrsg.): Bodenseefischerei. Geschichte – Biologie und Ökologie – Bewirtschaftung. Jan Thorbecke Verlag, Sigmaringen.
- Kofler, A. (1980): Zum Vorkommen von Fischen in Osttirol. Carinthia II 170/90: 495–516.
- Kofler, A., Honsig-Erlenburg, W., Krainer, K., Mildner, P., Wieser, C. (1992): Zur Flora und Fauna des Webersees. Carinthia II 182/102: 159–173.
- Kollmann, J. (1898): Karte der Fischarten vom Land Salzburg.
- Komposch, C. (2003): Umgehungsgerinne Friesach – Funktionalitätsprüfung einer Fischaufstiegshilfe (FAH) an der Mittleren Mur. In: Füreder, L., Ettinger, R. (Red.): Ökologie und Wasserkraftnutzung. Natur in Tirol, Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz 12: 314.

- Kottelat, M. (1997): European freshwater fishes. An heuristic checklist of the freshwater fishes of Europe (exclusive of former USSR), with an introduction for non-systematists and comments on nomenclature and conservation. *Biologia*, Bratislava, 52/Suppl. 5: 1–271.
- Kotlík, P., Berrebi, P. (2002): Genetic subdivision and biogeography of the Danubian rheophilic barb *Barbus petenyi* inferred from phylogenetic analysis of mitochondrial DNA variation. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 24: 10–18.
- Kowarc, V., Donabaum, K., Wolfram, G. (1997): Limnologische Beweissicherung der Lafnitz bei Heiligenkreuz i. L. vor Durchführung geplanter Baumaßnahmen: Umbau der Verbandskläranlage, Errichtung einer Gashochdruckleitung, Energiezentrale. Gutachten im Auftrag des Abwasserverbandes „Bezirk Jennersdorf“, Jennersdorf.
- Kozak, D. (1993): Fischökologische Studie Feldeist flussaufwärts Freistadt, mit besonderer Berücksichtigung der Bachforelle. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Kreissl, E. (1991): Erläuterungen zum Teil Fische der Roten Liste gefährdeter Tiere Steiermarks (Cyclostomata und Pisces). *Mitteilungen der Abteilung Zoologie des Landesmuseums Joanneum* 44: 17–32.
- Kucera, M. (1999): Fischökologische Untersuchung einer Potamalfischaufstiegshilfe im Marchfeldkanal von 1993–98. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Kummer, H., Spolwind, R., Waidbacher, H. (1999): Fischökologische Istbestandsaufnahme im Gießgang und in den linksufrigen Donau-Auen des Tullner Beckens. *Schriftenreihe der Forschung im Verbund* 51.
- Kummer, H., Hoffmann, A., Wiesner, C., Schmutz, S., Jungwirth, M. (2000): Kap. Fischökologie. In: S. Muhar (Hrsg.): Beurteilung flussbaulicher Maßnahmen an der Leitha/Zurndorf in Hinblick auf die Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, und Wasserbaubezirksamt Schützen/Gebirge, Eisenstadt.
- Laher, G. (1995): Wirkungsanalyse der Renaturierungsarbeiten am Alterbach – Söllheimerbach. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Lahnsteiner, F., Jagsch, A. (2003): Der Genotyp rezenter österreichischer *Salmo trutta*-Populationen im Vergleich zu Populationen des 19. Jahrhunderts, basierend auf RFLP von mtDNA. *Österreichs Fischerei* 56: 268–274.
- Lahnsteiner, F., Jagsch, A., Jäger, P. (2003): Unterschiede im Phänotyp von Bachforellen und Seeforellen aus rezenten Wildpopulationen, aus Wildpopulationen des 19. Jahrhunderts und aus Zuchten. *Österreichs Fischerei* 56: 298–306.
- Laikre, L. (ed.) (2001): Conservation genetic management of brown trout (*Salmo trutta*) in Europe. Division of Population Genetics, Stockholm University, Sweden.
- Landmann, A. (1984): Zur Fischfauna Nordtirols: Erstfund des Moderlieschens *Leucaspis delineatus* (Pisces: Cyprinidae). *Berichte des naturwissenschaftlichen-medizinischen Vereins in Innsbruck* 71: 181–185.
- Largiadèr, C. R., Scholl, A., Guyomard, R. (1996): The role of natural and artificial propagation on the genetic diversity of brown trout (*Salmo trutta* L.) of the upper Rhône drainage. In: Kirchhofer, A., Hefi, D. (eds.): Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Birkhäuser Verlag, Basel: 181–197.
- Lauermann, H. (1986): Fischfaunen im Waldviertel. Manuskript.
- Leger, R., Perger, N. (1999): Artenhilfsprogramm Elritze (*Phoxinus phoxinus*) 1997–1999 FAH Zlatten, Restwasserstrecke. Gutachten im Auftrag der STEWEAG, Eigenverlag R. Leger.
- Lelek, A. (1987): Threatened Fishes of Europe. The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 9, Aula-Verlag, Wiesbaden.

- Libosvsky, J., Barus, V., Sterba, O. (1990): Facultative parasitism of *Pseudorasbora parva* (Pisces). *Folia Zoologia* 39: 355–360.
- Lu, G., Basley, D. J., Bernatchez, L. (2001): Contrasting patterns of mitochondrial DNA and microsatellite introgressive hybridization between lineages of lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*); relevance for speciation. *Molecular Ecology* 10: 965–985.
- Luczynsky, M., Ritterbusch-Nauwerck, M. (1995): Biochemical genetic study of European whitefish (*Coregonus lavaretus*) in lake Mondsee, Upper Austria. *Aquatic Sciences* 57: 127–135.
- Luczynsky, M., Rösch, R., Vuorinen, J. A., Brzuzan, P. (1995): Biochemical genetic study of sympatric Constance whitefish (*Coregonus lavaretus*) populations: 'Blaufelchen' and 'Gangfisch'. *Aquatic Sciences* 57: 136–143.
- Lunardon, A. (1996a): Fischökologische Untersuchung im Fischereirevier Nr. 55 – Lasankenbach (Maruler Bach). Unpublizierte Studie, Eigenverlag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- Lunardon, A. (1996b): Fischökologische Untersuchung im Fischereirevier Nr. 57 – Schwarz- und Montiolabach. Unpublizierte Studie, Eigenverlag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- Lunardon, A. (1998a): Fischökologische Untersuchung im Fischereirevier Nr. 36 – Koblacher Kanal 1. Unpublizierte Studie, Eigenverlag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- Lunardon, A. (1998b): 1. Bericht über den derzeitigen Zustand der Weißach. Unpublizierte Studie, Eigenverlag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- Lunardon, A. (1998c): Kurzbericht über die Befischungsergebnisse an der Dornbirnerach. Unpublizierte Studie, Eigenverlag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- Lunardon, A. (2001a): Fischökologische Untersuchung im Fischereirevier Nr. 37 – Koblacher Kanal 2. Unpublizierte Studie, Eigenverlag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- Lunardon, A. (2001b): Ichthyologische Untersuchung über die Auswirkung von fischfressenden Vögeln auf Fische im Hinterland. Unpublizierte Studie, Eigenverlag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- Lunardon, A. (2001c): Fischökologische Bestandsaufnahmen im Fischereirevier Nr. 17 – Subersach 2. Unpublizierte Studie, Eigenverlag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- Lunardon, A. (2001d): Fischökologische Untersuchungen an 9 ausgewählten Gewässern (Referenz- und Eichstellen zur WRR). Manuskript, Bregenz.
- Lunardon, A. (2002a): Fischökologische Untersuchung im Fischereirevier Nr. 19 – Rotach (Kurzbericht). Unpublizierte Studie, Eigenverlag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- Lunardon, A. (2002b): Fischökologische Untersuchung im Rahmen der GBK Bezau 2001 für den Bezauer Dorfbach, Kressbach, Grebenbach und Rimsbach. Unpublizierte Studie, Eigenverlag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- Lunardon, A. (2003a): Überprüfung des Zustandes der Bewirtschaftung im Fischereirevier Nr. 12 – Bregenzerach 4. Unpublizierte Studie, Eigenverlag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- Lunardon, A. (2003b): Pachtwertschätzung des Fischereireviers Nr. 6 – Lauterachbach. Unpublizierte Studie, Eigenverlag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- Lunardon, A. (2003c): Modell einer Bewirtschaftung für das Fischereirevier Nr. 13 – Bregenzerach 5. Unpublizierte Studie, Eigenverlag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- Lunardon, A. (2003d): Fischökologische Untersuchung zur Dotierwasserabgabe an der Bregenzerach im Bereich der Ausleitung des Werkskanals Schindler/VKW. Unpublizierte Studie, Eigenverlag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- Lunardon, A. (2004): Kurzbericht über die FFH-Arten Strömer und Koppe im Bereich der Bregenzerach, Rotach, Weißach und Bolgenach. Unpublizierte Studie, Eigenverlag der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.

- Lusk, S., Hanel, L., Lusková, V. (2004): Red List of the ichthyofauna of the Czech Republic: Development and present status. *Folia Zoologica* 53: 215–226.
- Mace, G. M., Lande, R. (1991): Assessing extinction threats: towards a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology* 5: 148–157.
- Machordom, A., Doadrio, I. (2001): Evidence of a cenozoic Betic-Kabilian connection based on freshwater fish phylogeography (*Luciobarbus*, Cyprinidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 18: 252–263.
- Mark, W. (2003): Die Gewässer- und Fischökologie der Seitengewässer des Inn (eine Bestandsaufnahme im Rahmen des Projektes INN 2000). In: Füreder, L., Ettinger, R. (Red.): Ökologie und Wasserkraftnutzung. Natur in Tirol, Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz 12: 315–323.
- Mark, W., Medgyesy, N. (2002): INN 2000 – Die Gewässer- und Fischökologie des Inn und seiner Seitengewässer, Band II. Studie im Auftrag des Tiroler Fischereiverbandes, Innsbruck.
- Marsilius, A. F. C. (1726): Danubius pannonico-mysicus, geographicis, astronomicis, hydrographicis, historicis, physicis perlustratus et in sex Tomus digestus. Tom. IV.
- Matschnig, C. (1995): Fischökologische Verhältnisse in der Donau im Bereich Wien unter besonderer Berücksichtigung unterschiedlicher Habitattypen. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- McCarthy, M. A., Keith, D., Tietjen, J., Burgman, M. A., Maunder, M., Master, L., Brook, B. W., Mace, G., Possingham, H. P., Medellin, R., Andelman, S., Regan, H., Regan, T., Ruckelshaus, M. (2004): Comparing predictions of extinction risk using models and subjective judgement. *Acta Oecologica* 26: 67–74.
- Mika, F. (1962): Sopron város vizeinek halfaunája és a fertői halászat gazdasági jelentősége. [Die in den Soproner Gewässern vorkommenden Fischarten und die wirtschaftliche Bedeutung der Fischerei im ungarischen Teil des Neusiedler Sees.] Különlényomat hydrologiai tájékoztató [Hydrologische Berichte], Budapest.
- Mikschi, E. (2002): Fische. In: Essl, F., Rabitsch, W. (Hrsg.): Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien: 197–204.
- Mikschi, E., Wolfram, G., Wolfram-Wais, A., Hain, A. (1998): On the ecology of *Pseudorasbora parva* in Neusiedler See (Austria) (Abstract). International Congress on Shallow Lakes 1998, Freie Universität Berlin, Berlin.
- Mikschi, E., Wolfram-Wais, A. (1999): Fische und Neunaugen (Pisces, Cyclostomata), 1. Fassung 1996. Eine Rote Liste der in Niederösterreich gefährdeten Arten. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, St. Pölten.
- Mikschi, E., Wolfram, G., Wais, A. (1996): Long-term changes in the fish community of Neusiedler See (Burgenland, Austria). In: Kirchhofer, A., Hefti, D. (eds.): Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Birkhäuser Verlag, Basel: 111–120.
- Mitterlehner, C., Weiss, S., Schmutz, S. (1998): Wachstumsvergleich zweier Bachforellenpopulationen (*Salmo trutta*, L.) in einem Kristallin- und Kalkgewässer. Österreichs Fischerei 51: 228–232.
- Moog, O., Schmidt-Kloiber, A., Ofenböck, T., Gerritsen, J. (2001): Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer-Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wasserwirtschaftskataster, Wien.
- Moog, O., Jagsch, A. (1980): Zur Erforschungsgeschichte, Fischerei und limnologischen Situation der Salzburger Flachgauseen – Wallersee, Mattsee, Obertrumer See und Grabensee. Stud. Forsch. Salzburg 1980/1: 73–103.

- Moog, O., Nesemann, H., Ofenböck, T., Stundner, C. (1993): Grundlagen zum Schutz der Flußperlmuschel in Österreich. Bristol-Stiftung, Ruth und Herbert Uhl-Forschungsstelle für Natur- und Umweltschutz 3: 1–235.
- Moritz, C. (1994): Defining 'evolutionary significant units' for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 373–375.
- Moritz, C., Eberstaller, J. (2003): Trübung und Schwall im Alpenrhein. In: Füreder, L., Ettinger, R. (Red.): Ökologie und Wasserkraftnutzung. Natur in Tirol, Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz 12: 47–73.
- Muhar, S., Jungwirth, M. (Hrsg.) (1995): Flußstudie Url. Unpublizierte Studie im Auftrag des Url-Wasserverbandes und des Niederösterreichischen Landschaftsfonds, Eigenverlag der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Muhar, S., Kainz, M., Kaufmann, M., Schwarz, M. (1996): Ausweisung flusstypisch erhaltener Fließgewässerabschnitte in Österreich. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Muhar, S., Aigner, S., Angermann, K., Egger, G., Fleischanderl, D., Krassnitzer, S., Preis, S., Zitek, A. (2002): Evaluierung flussbaulich-ökologischer Maßnahmen an Lech und Vils im Rahmen des Life Natur-Projektes „Wildflusslandschaft Tiroler Lech“. 1. Zwischenbericht. Ist-Zustands-Aufnahme der Zubringer Schwarzwasserbach und Hornbach. Studie im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung, BBA Reutte, Abteilung Wasserwirtschaft und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Eigenverlag der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Mühlbauer, M., Traxler, E. (2002): Funktionskontrolle zweier Fischaufstiegshilfen an der Melk (Weißer Stein und Diemling Mühle) sowie quantitative Erfassung von Fisch-Wanderbewegungen im Mündungsbereich der Pielach. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Naseka, A. M. (2001): Contributions to the knowledge of infraspecific structure of whitefin gudgeon, *Romanogobio albigipinnatus* (Lukasch, 1933) (Cyprinidae: Gobioninae), with a description of a new subspecies, *R. albigipinnatus tannaiticus*, from the Don drainage. *Proceedings of the Zoological Institute St. Petersburg* 287: 99–119.
- Nemeth, E., Wolfram, G., Grubbauer, P., Rössler, M., Schuster, A., Miksch, E., Herzig, A. (2003): Interaction between fish and colonial wading birds within reed beds of Lake Neusiedl, Austria. In: I. Cowx (ed.): Interactions between fish and birds: implications for management. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford: 139–150.
- Novak, N. (1996): Untersuchung der Funktionstüchtigkeit der Fischaufstiegshilfe an der Wehranlage des Kraftwerks Fischen mit besonderer Berücksichtigung fischökologischer Aspekte. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Novosad, A. (2002): Fischökologische Ist-Bestandsaufnahme sowie Erhebung des aktuellen und flusstypspezifischen Lebensraumes an der Mank. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Nümann, W. (1967): Markierungsversuche an Bach- und Regenbogenforellen im Bodensee, als Beitrag zur systematischen Eingliederung von Forellen. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 29: 269–283.
- Oliva, O. (1960): Remarks on the distribution of *Neogobius kessleri* (Günther) and *Neogobius fluviatilis* (Pallas) (Osteichthyes, Gobiidae). *Acta Universitatis Carolinae – Biologica* 1960 (1): 45–54.
- Osinov, A. G., Vasil'eva, Y. D., Vasil'ev, V. P. (1990): The problem of reticulate speciation in verte-

- brates: diploid – triploid – tetraploid complexes in the genus *Cobitis* (Cobitidae). II. Characteristics of the triploid form. *Journal of Ichthyology* 30: 59–67.
- Ottenschläger, B. (2001): Fischökologische Untersuchung an einem revitalisierten Donaualtarm bei Enns in Oberösterreich. Diplomarbeit an der Universität Innsbruck.
- Pall, K., Moser, V. (2005): Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für österreichische Fließgewässer anhand des Phytobenthos und der Makrophyten gemäß EU-WRRL, Teil Makrophyten. Unpublizierte Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Eigenverlag Systema, Wien.
- Panek, K., Siegl, W., Spindler, T. (1999): Der Harlingbach – Gewässerökologische Untersuchung im Bereich des Bauvorhabens S 31 Burgenland Schnellstraße Ast. Neutal–Ast. Oberpullendorf mit Zubringer Stöb Süd. Gutachten im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung, Eigenverlag der Arge Ökologie, Wien.
- Parasiewicz, P., Tesar, R. (1991): Fischaufstiegshilfen an der Schwechat/Achau. Einreichprojekt. Eigenverlag der Abteilung Hydrobiologie, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Parasiewicz, P., Schmutz, S., Moog, O. (1998): The effect of managed hydropower peaking on the physical habitat, benthos and fish fauna in the river Bregenzerach in Austria. *Fisheries Management and Ecology* 5: 403–417.
- Parthl, G., Lunardon, A. (1999): Vergleichende fischökologische Bestandserhebung eines aufgeweiteten und regulierten Abschnitts der Bregenzerach in Hinblick auf die ökologische Funktionsfähigkeit. Unpublizierte Studie, Eigenverlag G. Parthl.
- Parthl, G., Schmutz, S. (1997): Fischökologische Nachuntersuchung des KW Alberschwende – Bregenzerach. Unpublizierte Studie, Eigenverlag G. Parthl.
- Pedroli, J.-C., Zaugg, B., Kirchhofer, A. (1991): Verbreitungsatlas der Fische und Rundmäuler der Schweiz. *Documenta Faunistica Helvetica* 11. Schweizerisches Zentrum für die kartographische Erfassung der Fauna, Neuchâtel.
- Perdices, A., Doadrio, I., Economidis, P. S., Bohlen, J., Banarescu, P. (2003): Pleistocene effects on the European freshwater fish fauna: double origin of the cobitid genus *Sabanejewia* in the Danube basin (Osteichthyes: Cobitidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 26: 289–299.
- Petz, R. (2001): Wiederfund der Nasen in der Salzach oberhalb der Salzachöfen. *Österreichs Fischerei* 54: 11.
- Petz-Glechner, R. (1998): Gewässerbetreuungskonzept Mattig. Fischökologie und chemisch-physikalische Parameter. Gutachten im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung, Bundeswasserbauverwaltung, Gewässerbezirk Braunau, Eigenverlag R. Petz-Glechner, Salzburg.
- Petz-Glechner, R. (1999a): Teil III: Fischökologie. In: Die Große Rodl bei Ottensheim. Gutachten im Auftrag des Oberösterreichischen Landesfischereivereins und der Oberösterreichischen Umweltschutzverwaltung, Eigenverlag R. Petz-Glechner, Salzburg.
- Petz-Glechner, R. (1999b): Die Große Rodl bei Ottensheim. Das Artenspektrum der Fische vom Höfleiner Wehr bis zur Donaumündung. Gutachten im Auftrag des Oberösterreichischen Landesfischereivereins, Eigenverlag R. Petz-Glechner, Salzburg.
- Petz-Glechner, R. (1999c): Huchen laichen im Glankanal. Gefährdete Fischart etabliert sich in der Salzach. *Salzburgs Fischerei* 30: 70–71.
- Petz-Glechner, R. (1999d): Schutzwasserwirtschaftliches Grundsatzkonzept Ache: Fischökologie. Gutachten im Auftrag des Büros Projekt, Amt der oberösterreichischen Landesregierung, Bundeswasserbauverwaltung, Gewässerbezirk Braunau, Eigenverlag R. Petz-Glechner, Salzburg.
- Petz-Glechner, R. (1999e): Kapitel 11: Fische. In: Arge Ökologie: Revitalisierung des Liesingbaches. Beweissicherung der Abschnitte VI und VII Atzgersdorfer Überdeckung bis Kledering. Gutachten im Auftrag der Stadt Wien MA 45, Eigenverlag der Arge Ökologie, Wien.

- Petz-Glechner, R. (2000): Fischökologische Untersuchung der Mühlheimer Ache im Gemeindegebiet von Altheim. Gutachten im Auftrag der Gemeinde Altheim, Eigenverlag R. Petz-Glechner, Salzburg.
- Petz-Glechner, R. (2005): Kapitel 2: Fische. In: TB Petz OEG & Arge Ökologie: Gewässerbetreuungskonzept Alm. AP 9: Ökologie des aquatischen Lebensraumes. Gutachten im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung und der Bundeswasserbauverwaltung, Eigenverlag R. Petz-Glechner, Salzburg.
- Petz-Glechner, R., Kainz, E., Petz, W. (2000): Stauraumspülung Kraftwerk Urstein, Fischereiliche Begleituntersuchung. Studie im Auftrag der Salzburger AG für Energiewirtschaft, Eigenverlag R. Petz-Glechner, Salzburg.
- Petz-Glechner, R., Patzner, R. A. (2000): Die Bäche von Gastein. Naßfelder Ache, Anlauf- und Kötschachbach – III. Fischbestand. In: R. A. Patzner (Hrsg.): Die Bäche des Gasteiner Tals. Peter Lang, Europäischer Verlag der Wissenschaften, Frankfurt.
- Petz-Glechner, R., Petz, W. (2002a): Fischökologische Untersuchung des Umgehungsgerinnes Kraftwerk Kreuzbergmaut. Schriftenreihe der Forschung im Verbund 80.
- Petz-Glechner, R., Petz, W. (2002b): Hochwasserschutzprojekt Bramberg. Fischökologische Untersuchung. Gutachten im Auftrag der Salzburger Landesregierung, Eigenverlag R. Petz-Glechner, Salzburg.
- Petz-Glechner, R., Petz, W. (2004a): Die historische Fischfauna Salzburgs. Berichte der Naturwissenschaftlichen-Medizinischen Vereinigung in Salzburg 14: 95–120.
- Petz-Glechner, R., Petz, W. (2004b): Fischökologische Untersuchung der Ager zwischen Lenzing und Puchheim. Gutachten im Auftrag der Lenzing AG, Eigenverlag R. Petz-Glechner, Salzburg.
- Petz-Glechner, R., Petz, W. (in Vorb.): Die Fischfauna der Stadt Salzburg.
- Petz-Glechner, R., Petz, W., Kainz, E., Lapuch, O. (2003): Die Auswirkung von Stauraumspülungen auf Fische. In: Füreder, L., Ettinger, R. (Red.): Ökologie und Wasserkraftnutzung. Natur in Tirol, Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz 12: 74–93.
- Pinka, P. (1998): Fischökologische Bedeutung des Altarms Schönbühl. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Povž, M. (1996): The Red Data List of the freshwater lampreys (Cyclostomata) and fish (Pisces) of Slovenia. In: Kirchhofer, A., Hefti, D. (eds.): Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Birkhäuser Verlag. Basel: 63–72.
- Prantl, R. (2001): Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfe am Kraftwerk Freudenau bei Wien: fischökologische Untersuchungen 2000, Schwerpunkt: Besiedlung der Fischaufstiegshilfe. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Preis, S., Muhar, S., Fleischanderl, D., Peinsitt, A. (2003): Evaluierung flussbaulich-ökologischer Maßnahmen an Lech und Vils im Rahmen des Life Natur-Projektes „Wildflusslandschaft Tiroler Lech“. Zwischenbericht: Ist-Zustands-Aufnahmen Lech und Lech-Zubringer, Fachbereich Gewässerlebensräume. Studie im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung, BBA Reutte, Abteilung Wasserwirtschaft und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Presa, P., Pardo, B.G., Martínez, P., Bernatchez, L. (2002): Phylogeographic congruence between mtDNA and rDNA ITS markers in brown trout. *Molecular Biology and Evolution* 19: 2161–2175.
- Prochinig, U., Friedl, T. (2001): Fische. In: Krainer, K., Steiner, H. A., Wieser, G. (Hrsg.): 10 Jahre Flachwasserbiotop Neudenstein. Schriftenreihe der Forschung im Verbund 70: 85–96.

- Ráb, P., Rábova, M., Bohlen, J., Lusk, S. (2000): Genetic differentiation of the two hybrid diploid-polyploid complexes of loaches, genus *Cobitis* (Cobitidae), involving *C. taenia*, *C. elongatoides* and *C. spp.* in the Czech Republic. Karyotypes and cytogenetic diversity. *Folia Zoologica* 49, Suppl. 1: 55–66.
- Ráb, P., Slavík, O. (1996): Diploid-triploid-tetraploid complex of the spined loach, genus *Cobitis* in Pšovka Creek: the first evidence of new species of *Cobitis* in the ichthyofauna of Czech Republic. *Acta Universitatis Carolinae – Biologica* 39: 201–214.
- Radler, S. (1990): Ökomorphologische Strukturverbesserung an Schwechat und Neubach. Studie im Auftrag der NÖ Bundeswasserbauverwaltung, Eigenverlag der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Radler, S. (1992): Flußstudie Erlauf. Studie im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung II/3 – Naturschutz, Wien.
- Radlmair, A. (2003): Fischwanderung und Konnektivität zwischen Donau und Marchfeldkanal-System. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Redenbach, Z., Taylor, E. B. (2002): Evidence for historical introgression along a contact zone between two species of char (Pisces: Salmonidae) in Northwestern North America. *Evolution* 56: 1021–1035.
- Reimer, G. (1991): The ecological importance of floodplains for fish at the river March (Austria). *Archiv für Hydrobiologie* 121: 355–363.
- Reimer, G., Zulka, K. P. (1992): Das Verhalten von Fischen bei Überschwemmungen in den Marchauen. *Österreichs Fischerei* 45: 207–212.
- Reisinger, E. (1952): Zur Fischfauna Kärntens. *Carinthia* II 142/62: 52–56.
- Reith, W. J., Broggi, M. F. (1986): Sanierung der Baggerseen im Walgau. Grundlagen Vorarlberg, Grundlagenarbeiten zu Natur und Umwelt, Amt der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- Reutterer, M. (1991): Artenreicher Fischbesatz der VÖAFV-Sektion Haslau – Maria Ellend. *Fischer in Österreich* 7–8.
- Riedlsperger, R. (1995): Die Coregonen (*Coregonus lavaretus*) des Zellersees (Salzburg, Pinzgau). Artbestimmung und Ernährungssituation im Vergleich zum Irrsee (Oberösterreich, Salzkammergut). Diplomarbeit an der Universität Salzburg.
- Riedlsperger, R. (1997): Sukzession von Kleingewässern am Beispiel des Brunnwiesenbaches bei Kaprun. *Österreichs Fischerei* 50: 224–231.
- Riedlsperger, R., Gassner, H., Patzner, R. A. (1996): Morphometrische und meristische Merkmale von Coregonen aus zwei österreichischen Seen. Abhängigkeit von Fischlänge und Geschlecht. Tagungsbeiträge des 3. Symposiums „Ökologie, Ethologie und Systematik der Fische“, Universität Salzburg, Salzburg.
- Rodiczy, E. von (1896): Das Wieselburger Komitat. In: Die österreichisch-ungarische Monarchie in Wort und Bild. Ungarn (IV. Band). Kaiserlich-königliche Hof- und Staatsdruckerei, Wien: 435–460.
- Rogers, S. M., Campbell, D., Baird, S. J. E., Danzmann, R. G., Bernatchez, L. (2001): Combining the analyses of introgressive hybridisation and linkage mapping to investigate the genetic architecture of population divergence in the lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*, Mitchill). *Genetica* 111: 25–41.
- Ruhlé, C. (1998): Morphologische Unterschiede bei den Kleinfelchen (*Coregonus lavaretus* L.) der kanalverbundenen Seen Walensee und Zürichsee (Schweiz). *Fischökologie* 11: 47–55.
- Ruhlé, C., Kindle, T. (1993): Wissenswertes über die Seeforelle. In: Wagner, B., Löffler, H., Kindle, T., Klein, M., Staub, E. (Hrsg.): Bodenseefischerei, Geschichte – Biologie und Ökologie – Bewirtschaftung, Jan Thorbecke Verlag, Sigmaringen: 92–101.

- Ruhlé, C., Kindle, T. (1994): Morphologischer Vergleich der im Alpenrhein und der im Bodensee laichenden Felchen. *Berichte der Botanisch-Zoologischen Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg* 21: 129–137.
- Ryder, O. A. (1986): Species conservation and systematics: the dilemma of subspecies. *Trends in Ecology and Evolution* 1: 9–10.
- Salomon, K. (1906): Die Regenbogenforelle. Zum 25-jährigen Bestande ihrer Einbürgerung auf dem Kontinent. *Österreichische Fischereizeitung* 3: 301–304.
- Samek, M. (2000): Die Ökologie des Steinbeißers im Copacabana-Freizeitsee. Diplomarbeit an der Universität Graz.
- Sanford, C. P. J. (1990): The phylogenetic relationship of salmonid fishes. *Bulletin of the British Museum of Natural History, Zoology* 56: 145–153.
- Sauerzopf, F. (1964): Beitrag zur Fischfauna des Burgenlandes. *Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland* 32: 142–146.
- Schabuß, M., Reckendorfer, W. (2002a): Die Hydrologie als Schlüsselparameter für die Verteilung der Adult- und Jungfischfauna im Altarmsystem der Unteren Lobau. Studie im Auftrag der Nationalpark Donau-Auen GmbH, Eigenverlag der Universität Wien, Institut für Ökologie und Naturschutz, Wien.
- Schabuß, M., Reckendorfer, W. (2002b): Der Einfluß der Gewässervernetzungsmaßnahmen auf die Adult- und Jungfischfauna im Altarmsystem bei Orth a. d. Donau. Studie im Auftrag der Nationalpark Donau-Auen GmbH, Eigenverlag der Universität Wien, Institut für Ökologie und Naturschutz, Wien.
- Schabuß, M., Weissenbacher, A., Zornig, H., Altmann, D. (2005): Fischbestandserhebung im Zickenbachtal, Naturschutzgebiet Auwiesen – Zickenbachtal im Juni 2005. Amt der Burgenländischen Landesregierung Abteilung 5 – Anlagenrecht, Umweltschutz und Verkehr, Hauptreferat III – Natur- und Umweltschutz, Eisenstadt.
- Schiemer, F., Jungwirth, M., Imhof, G. (1994): Die Fische der Donau – Gefährdung und Schutz. Ökologische Bewertung der Umgestaltung der Donau. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 5, Styria, Graz.
- Schiemer, F., Reckendorfer, W. (2000): Das Donau-Restaurierungsprojekt Gewässervernetzung Regelsbrunn. *Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich* 31: 1–194.
- Schiemer, F., Spindler, T. (1989): Endangered fish species of the Danube river in Austria. *Regulated Rivers: Research & Management* 4: 397–407.
- Schiemer, F., Waidbacher, H. (1992): Strategies for the Conservation of a Danubian fish fauna. In: Boon, P. J., Calow, P., Petts, G. E. (eds.): *River Conservation Management*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester: 363–382.
- Schiemer, F., Zalewski, M. (1992): The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. *Netherlands Journal of Zoology* 42: 323–335.
- Schlott, G. (1990): Die Fischfauna im Einzugsgebiet der Lainsitz in Österreich. Eigenverlag der Ökologischen Station Waldviertel, Gebharts.
- Schlott, G. (1993): Die Fischfauna im Einzugsgebiet der Thaya, Teil 2. Mit ergänzenden Befischungen aus dem Lainsitzeinzugsgebiet. Eigenverlag der Ökologischen Station Waldviertel, Gebharts.
- Schlott, G., Gratzl, G. (1994): Die Fischfauna im Einzugsgebiet der Thaya, Teil 3. Studie im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung, Eigenverlag der Ökologischen Station Waldviertel, Gebharts.
- Schlott, G., Gratzl, G. (2000): Fischartenkartierung 2000 – Mährische Thaya I/23a, Thaya I/24a,

- I/33, I/23, Ergänzung. Studie im Auftrag des Fischereiverbandes II Korneuburg, Eigenverlag der Ökologischen Station Waldviertel, Gebharts.
- Schlott, G., Gratzl, G. (2003a): Fischartenkartierung 2002 – Thaya I/22. Studie im Zuge des Projektes „Fischwanderhilfen – Prototypen – Thaya“. Eigenverlag der Ökologischen Station Waldviertel, Gebharts.
- Schlott, G., Gratzl, G. (2003b): Fischartenkartierung 2003 – Thaya I/23. Studie im Zuge des Projektes „Fischwanderhilfen – Prototypen – Thaya“. Eigenverlag der Ökologischen Station Waldviertel, Gebharts.
- Schlott, G., Schlott-Idl, K. (1993a): Die Fischarten im Einzugsgebiet der Lainsitz. Teil 2: Reißbach, Romaubach, Braunaubach, Schwarzabach. Berichte der Ökologischen Station Waldviertel 4: 33–41.
- Schlott, G., Schlott-Idl, K. (1993b): Die Fischarten im Einzugsgebiet der Thaya. Teil 1. (gekürzte Fassung). Berichte der Ökologischen Station Waldviertel 4: 42–52.
- Schmutz, S., Jungwirth, M. (1990): Fischereibiologische Untersuchung des Rußbaches. Unpublizierte Studie im Auftrag der Errichtungsgesellschaft Marchfeldkanal. Eigenverlag Universität für Bodenkultur, Wien.
- Schmutz, S., Kaufmann, M., Vogel, B., Jungwirth, M. (2000): Grundlagen zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Schmutz, S., Mader, H., Unfer, G. (1995): Die Funktionalität von Potamalfischaufstiegshilfen im Marchfeldkanal. Österreichs Wasserwirtschaft 47: 43–58.
- Schmutz, S., Matheisz, S., Pohn, A., Rathgeb, J., Unfer, G. (1994): Erstbesiedelung des Marchfeldkanals aus fischökologischer Sicht. Österreichs Fischerei 47: 158–178.
- Schöffmann, J. (1994): Endemische Seeforellen im Adriaum – *Salmo carpio* L. und *Salmo letnica* Karaman. Österreichs Fischerei 4: 97–99.
- Schrempf, R. (2005): Untersuchungen am Perlfisch: Reproduktionsbiologie und Ökologie in der Ischler Ache (Wolfgangsee) und Populationsgenetik und Phänotyp der österreichischen Populationen. Diplomarbeit Paris-Lodron-Universität Salzburg.
- Schroll, F. (1969): Zur Problematik der Systematik der Neunaugen im ostalpinen Raum. Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Steiermark 99: 55–58.
- Schulz, N. (1974): Seesaiblinge und Coregonen des Achensees (Nordtirol, Österreich). Dissertation an der Universität Innsbruck.
- Schulz, N. (1978): Untersuchungen an Coregonen (Pisces: Salmonidae) im Achensee (Tirol, Österreich). Berichte des naturwissenschaftlich-medizinischen Vereins in Innsbruck 65: 139–162.
- Schulz, N., Deisinger, G., Eisner, J., Schaber, P., Traer, K., Wieser, G. (1996): Fische unter den Entwicklungsvoraussetzungen in hochgelegenen Speicherseen der Alpen. Schriftenreihe der Forschungsinitiative des Verbunds 23.
- Seifert, K., Hartmann F. (2000): Die Kesslergrundel (*Neogobius kessleri* Günther 1861), eine neue Fischart in der deutschen Donau. Lauterbornia 38: 105–108.
- Siligato, S. (1999): Spawning migration of the Balons's Ruffe into a Danubian side branch in Austria. Journal of Fish Biology 55: 367–381.
- Siligato, S., Gumpinger, C. (2003): Fish assemblages in the Austrian part of the Malše stream system and stream management suggestions with special concern to the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). Biodiversity and Environmental Conditions of the Novohradské Mountains II: 213–219.
- Siligato, S., Gumpinger, C. (2004): Vorschlag zur Bewertung des fischökologischen Zustandes oberösterreichischer Fließgewässerabschnitte im Bereich ausgewählter Probestrecken des amt-

- lichen Immissionsmessnetzes. Gewässerschutzbericht des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft/Gewässerschutz, Linz.
- Siligato, S., Gumpinger, C. (2005): Natura 2000 Seeache. Studie zur Verbesserung der Lebensbedingungen für Perlfisch (*Rutilus meidingeri*) und Seelaube (*Chalcalburnus chalcoides*). Bericht im Auftrag der Naturschutzabteilung des Amtes der Landesregierung Oberösterreich, Linz.
- Siligato, S., Gumpinger, C. (2006): Fischökologischer Zustand des Aschach-Teileinzugsgebietes oberhalb des Aschachdurchbruches. Gewässerschutz-Bericht 35, Amt der Oö. Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft/Gewässerschutz, Linz.
- Soes, M., Spaans, P. J., Veenvliet, P. (2005): The Whitefin gudgeon *Romanogobio belingi* new for the Netherlands. *Lauterbornia* 55: 41–44.
- Sokolov, L. I., Vasil'ev, V. P. (1989): *Acipenser nudiventris*, Lovetsky, 1828: In: Holčík, J. (ed.): The Freshwater Fishes of Europe. General Introduction to Fishes. Acipenseriformes. Aula-Verlag 1/II, Wiesbaden: 206–226.
- Spindler, T. (1988): Ökologie der Brutfische in der Donau bei Wien. Dissertation an der Universität Wien.
- Spindler, T. (1989): Dotation Lobau, Abschnitt obere Lobau, Wasserwirtschaftlicher Versuch, Begleitendes ökologisches Versuchsprogramm, Erhebung des Ist-Zustandes. Ergebnisse 1988/1989; 3.5. Bestandsaufnahme Standorttypischer Fische, a. Brutfischpopulation. Unveröffentlichte Studie, Eigenverlag T. Spindler, Unterolberndorf.
- Spindler, T. (1991a): Wiedereinbürgerung von Wildkarpfen in Flußsysteme – Determination und Besatzgewinn. Eigenverlag T. Spindler, Unterolberndorf.
- Spindler, T. (1991b): Erfassung der fischereilichen Situation im geplanten Nationalpark Thayatal. Unpublizierte Studie im Auftrag der Betriebsgesellschaft Marchfeldkanal, Eigenverlag T. Spindler, Unterolberndorf.
- Spindler, T. (1991c): Fischökologische Untersuchungen im Altarmsystem der Donau im Bereich von Haslau und Regelsbrunn. WWF Forschungsbericht 3. Fischereimanagement 1. Eigenverlag Verein Auen und Gewässerschutz, Wien.
- Spindler, T. (1993): Populationsdynamische Untersuchungen im Altarmsystem und in der Donau im Bereich von Regelsbrunn und Haslau. Unpublizierte Studie, Eigenverlag T. Spindler, Unterolberndorf.
- Spindler, T. (1994a): Status der Fischfauna der March. Wissenschaftliche Mitteilungen des Niederösterreichischen Landesmuseums 8: 177–189.
- Spindler, T. (1994b): Fischereiliche Untersuchung ausgewählter Waldviertler Bäche. Forschungsinstitut WWF Österreich, Forschungsberichte 11, Fischotter 2: 26–42.
- Spindler, T. (1995a): Ybbs – 1. Teilgutachten, Ergebnisse 1994. Unpubliziertes Privatgutachten, Eigenverlag T. Spindler, Unterolberndorf.
- Spindler, T. (1995b): Fischfauna in Österreich. Ökologie – Gefährdung – Bioindikation – Fischerei – Gesetzgebung. Umweltbundesamt-Monographien Band 53, Umweltbundesamt, Wien.
- Spindler, T. (1996a): Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Fließgewässer im Bereich des Ill-Frutz-Schwemmfächers. Vorarlberger Naturschau 2: 39–82.
- Spindler, T. (1996b): Fischökologische Aufnahmen im Zöbelgraben und im Großen Weißenbach 1996. Integrated Monitoring Serie IM-Rep 007, Umweltbundesamt, Wien.
- Spindler, T. (1996c): Gewässervernetzungsprojekt Orth a. d. Donau. Ergebnisse der fischereilichen Beweissicherung 1996. Unpublizierte Studie, Eigenverlag T. Spindler, Unterolberndorf.
- Spindler, T. (1997a): Fischfauna in Österreich. Ökologie – Gefährdung – Bioindikation – Fischerei – Gesetzgebung. Umweltbundesamt-Monographien Band 87, Umweltbundesamt, Wien.

- Spindler, T. (1997b): Fischartenkartierung FRV I, Krems. Großer Kamp, Mühlkamp. Unpublizierte Studie im Auftrag des Fischereiverbandes I, Krems, Eigenverlag T. Spindler, Unterolberndorf.
- Spindler, T. (1998): Fischartenkartierung FRV I, Krems. Große Ysper, Kleine Ysper. Unpublizierte Studie im Auftrag des Fischereiverbandes I, Krems, Eigenverlag T. Spindler, Unterolberndorf.
- Spindler, T., Holčík, J., Hensel, K. (1992): Die Fischfauna der österreichisch-tschechoslowakischen Grenzstrecke der March samt ihrem Einzugsgebiet. Forschungsbericht 5/1992, Fischereimanagement 2. WWF Österreich.
- Spindler, T., Wanzenböck, J. (1995): Der Hundsfiſch (*Umbra krameri*) als Zielart für besonders gefährdete Feuchtgebietszonen, Endbericht. Unpublizierte Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie und des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung. Eigenverlag T. Spindler, Unterolberndorf.
- Spindler, T., Wintersberger, H. (2003): Einfluss der Wasserkraftnutzung auf den fiſchökologischen Zustand des Tiroler Inn. In: Füreder, L., Ettinger, R. (Red.): Ökologie und Wasserkraftnutzung. Natur in Tirol, Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz 12: 94–105.
- Spindler, T., Wintersberger, H., Medgyesy, N., Mark, W. (2002): INN 2000 – Die Gewässer- und Fiſchökologie des Inn und seiner Seitengewässer; Band I. Studie im Auftrag des Tiroler Fischereiverbandes, Innsbruck.
- Spindler, T., Zauner, G., Mikſchi, E., Kummer, H., Wais, A., Spolwind, R. (1997): Gefährdungstatus. In: Spindler, T. (Hrsg.): Fiſchfauna in Österreich. Umweltbundesamt-Monographien Band 87, Umweltbundesamt, Wien.
- Spitzenberger, F. (2002): Die Säugetierfauna Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Band 13, Styria, Graz.
- Spitzenberger, F. (2005): Rote Liste der Säugetiere Österreichs (Mammalia). In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Lebensministeriums Band 14/1, Böhlau, Wien: 45–62.
- Spolwind, R., Schludermann, C., Schuster, A., Waidbacher, H. (2000): Comparison of fish and amphibian communities in a floodplain system of the rivers Traisen and Danube westwards of Vienna. *Miscellanea Zoologica Hungarica* 13: 91–104.
- Steiner, M. (1986): Faunistische Bestandserhebungen im Gemeindegebiet von Alland durchgeführt in den Jahren 1984/85/86. Manuskript.
- Steiner, V. (1995): Fischereiliche Untersuchung von 5 Baggerseen (Grundwasserseen) im Raum Linz – Traun – Aschach. Studie im Auftrag des Oberösterreichischen Landesfischereiverbandes, Linz.
- Stockinger, U. (1992): Eine für Österreich neu entdeckte Wirbeltierart in der Abteilung für Zoologie. *Joanneum Aktuell* 1: 6–7.
- Straif, M. (2001): Fiſchökologische Untersuchung an der Traisen im Abschnitt Wilhelmsburg bis Mündung unter Berücksichtigung verschiedener flußbaulicher Einflußgrößen. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Straif, M., Waidbacher, H. (2003): Fiſchökologische Verhältnisse im Einflussbereich des Kraftwerkes Freudenau unter besonderer Berücksichtigung unterschiedlicher Habitattypen. In: Füreder, L., Ettinger, R. (Red.): Ökologie und Wasserkraftnutzung. Natur in Tirol, Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz 12: 326–341.
- Straif, M., Waidbacher, H., Spolwind, R., Schönbauer, B., Bretschko, G. (2003): Die Besiedlung neu geschaffener Uferstrukturen im Stauraum Wien-Freudenau (Donauinselhabitate) durch Fiſch- und Benthosbiozönoten. *Denisia* 10: 181–214.

- Strasser, T. (2004): Aquatische Neozoen in der Stadt Salzburg: Pisces, Mollusca und Decapoda. Diplomarbeit an der Universität Salzburg.
- Sturm, F. (1991): Die Fischfauna des Feldsees in Kärnten. Diplomarbeit an der Karl-Franzens-Universität Graz.
- Suárez J., Almodóvar, A., Machordom, A. (2000): Conservation of genetic diversity in Spanish brown trout *Salmo trutta*. International Symposium "Freshwater Fish Conservation: Options for the Future", Decorreu de 30 de Outubro a 4 de Novembro de 2000, Algarve, Portugal.
- Šumer, S., Povž, M. (1998): Present knowledge on the distribution of the species from the genus *Barbus* in Slovenia and on age and growth of *Barbus petenyi* (Cyprinidae). Folia Zoologica 47 (Suppl. 1): 73–79.
- Taurer, M., Mildner, P. (2002): Großmuscheln. In: Honsig-Erlenburg, W., Petutschnig, W. (Hrsg.): Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt, Sonderreihe Natur Kärnten Band 1: 187–203.
- Tiefenbach, O., Baumann, N., Matzold, F. (1981): Rote Liste der im Raabflußsystem (Abschnitt Gleisdorf–Jennersdorf) gefährdeten Fischarten und Rundmäuler (Pisces). In: J. Gepp (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark. Steiermärkische Landesregierung, Graz: 55–58.
- Thoma, E. (2003): Fischartenvergesellschaftung in Blockwurfstrukturen der österreichischen Donau. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Turgeon, J., Bernatchez, L. (2001a): Mitochondrial DNA phylogeography of lake cisco (*Coregonus artedii*): evidence supporting extensive secondary contacts between two glacial races. Molecular Ecology 10: 987–1001.
- Turgeon, J., Bernatchez, L. (2001b): Clinal variation at microsatellite loci reveals historical secondary intergradation between glacial races of *Coregonus artedii* (Teleostei: Coregoninae). Evolution 55: 2274–2286.
- Turgeon, J., Bernatchez, L. (2003): Reticulate evolution and phenotypic diversity in North American ciscoes, *Coregonus* spp. (Teleostei: Salmonidae): implications for the conservation of an evolutionary legacy. Conservation Genetics 4: 67–81.
- Uiblein, F. (1992): Expectancy controlled sampling decisions in *Vimba elongata*. Environmental Biology of Fishes 33: 311–316.
- Uiblein, F. (1995): Ontogenetic variations in the foraging behaviour of the cyprinid fish *Vimba elongata*: size- and age-specific responses to novel prey. Sitzungsberichte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse 201: 35–44.
- Uiblein, F., Eberstaller, J., Pöckl, M., Winkler, H. (1992): Effects of differential prey mobility on the foraging behaviour of a cyprinid fish, *Vimba elongata*. Ethology, Ecology and Evolution 4: 293–297.
- Uiblein, F., Jagsch, A., Honsig-Erlenburg, W., Weiss, S. (2001): Status, habitat use, and vulnerability of the European grayling in Austrian waters. Journal of Fish Biology 59 (Supplement A): 223–247.
- Uiblein, F., Jagsch, A., Kössner, G., Weiss, S., Gollmann, P., Kainz, E. (2000): Untersuchungen zu lokaler Anpassung, Gefährdung und Schutz der Äsche (*Thymallus thymallus*) in drei Gewässern in Oberösterreich. Österreichs Fischerei 53: 89–165.
- Uiblein, F., Winkler, H. (1994): Morphological variability among *Vimba* in Austrian waters: quantitative examination of a taxonomic and a functional hypothesis (Pisces: Cyprinidae). Senckenbergiana Biologica 73: 57–65.
- Unfer, G., Frangez, C., Schmutz, S. (2003): Seasonal migration patterns of nase and barbel in the Danube and its tributaries. Proceedings of the 5th conference on fish telemetry, Ustica, Italy. Food and Agriculture Organisation: 83.

- Unfer, G., Wiesner, C., Jungwirth, M. (2004): Fischökologisches Monitoring im Rahmen des LIFE-Projektes „Auenverbund Obere Drau“. Endbericht im Auftrag der Bundeswasserbauverwaltung und der Kärntner Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft, Eigenverlag der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Urbanek, B. (2000): Populationsdynamische Untersuchungen an Bachforelle (*Salmo trutta*) und Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*) am Oberen Lunzer Seebach. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Vasil'ev, V. P., Osinov, A. G., Vasil'eva, E. D. (1991): Reticulate species formation in vertebrates: the diploid – triploid – tetraploid complex in the genus *Cobitis* (Cobitidae). V. Origin of even-polyloid species. *Journal of Ichthyology* 4: 22–36.
- Vlasenko, A. D., Pavlov, A. V., Sokolov, L. I., Vasil'ev, V. P. (1989): *Acipenser gueldenstaedti* Brandt, 1833. In: Holčík, J. (ed.): *The Freshwater Fishes of Europe 1/II. General Introduction to Fishes. Acipenseriformes*. Aula-Verlag, Wiesbaden: 294–344.
- Waidbacher, H. (1989a): Veränderungen der Fischfauna durch Errichtung des Donaukraftwerkes Altenwörth. Veröffentlichungen des österreichischen MaB-Programmes, Band 14, Akademie der Wissenschaften, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck: 123–161.
- Waidbacher, H. (1989b): Interdisziplinäre Studie Donau, Endbericht der Fachgruppe Fischerei. Eigenverlag der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Waidbacher, H., Haidvogel, G., Wimmer, R. (1996): Beschreibung der räumlichen und zeitlichen Verteilung der benthischen Lebensgemeinschaften und der Fischbiozönosen im Projektsbereich des KW Freudenau (Limnologische Beweissicherung), Band II, Fischökologische Verhältnisse. Eigenverlag der Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Waidbacher, H., Schager, E., Spolwind, R. (1999): Kap. Fische. In: Janauer, G., Engelmaier, P. (Hrsg.): *Lafnitz-Studie 1999 – Ökologische Rehabilitation*. Burgenländische Landesregierung, Eisenstadt: 236–283.
- Waidbacher, H., Spolwind, R. (2000): Beschreibung der räumlichen und zeitlichen Verteilung ausgewählter Zönosen im Einflußbereich des KW Freudenau. Eigenverlag der Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Waidbacher, H., Spolwind, R. (2002): Fischökologische Untersuchungen an der Neuen Donau in Wien. *Denisia* 3: 177–202.
- Waidbacher, H., Zauner, G., Kovacek, H., Moog, O. (1991). Fischökologische Studie Donautal in Hinblick auf Strukturierungsmaßnahmen im Stauraum Aschach (Oberösterreich). Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion, Wien.
- Wallner, W. (1953): *Barbus petenyi*, der Semling, in Niederösterreich. *Allgemeine Fischereizeitung* 78: 221.
- Wamser, W. (1996): Vergleich der fischökologischen Verhältnisse der Unteren Salzach und der Oberen Drau unter besonderer Berücksichtigung der uferstrukturellen Ausgestaltung. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Wanzenböck, J. (1992): Wiederentdeckung des Europäischen Hundsflusses, *Umbra krameri* Walbaum, 1792, in Österreich. *Österreichs Fischerei* 45: 228–229.
- Wanzenböck, J. (1995): Current knowledge on the European mudminnow *Umbra krameri* Walbaum, 1792. *Annalen des Naturhistorischen Museums Wien* 97B: 439–449.
- Wanzenböck, J. (1996): Workshop II: Conservation of European mudminnow, *Umbra krameri*. In: Kirchhofer, A., Hefti, D. (eds.): *Conservation of endangered freshwater fish in Europe*. Birkhäuser Verlag, Basel: 339.

- Wanzenböck, J. (2004): European mudminnow (*Umbra krameri*) in the Austrian floodplain of the River Danube. Conservation of an indicator species for endangered wetland ecosystems in Europe. In: Akçakaya, H. R., Burgman, M. A., Kindvall, O., Wood, C. C., Sjögren-Gulve, P., Hatfield, J. S., McCarthy, M. A. (eds.): Species conservation and management. Case studies. Oxford University Press, Oxford: 200–207.
- Wanzenböck, J., Gassner, H., Lahnsteiner, B., Hauseder, G., Hassan, Y., Maier, K., Tischler, G., Fischer, G., Doblander, C., Köck, G. (2000a): Fischökologie. In: Schmidt, R. (Red.): Auswirkung der SOLVAY-Emissionen auf die ökologische Funktionsfähigkeit des Traunsees. Studie im Auftrag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Modul 8. Eigenverlag der Akademie der Wissenschaften, Mondsee: 75 pp.
- Wanzenböck, J., Jagsch, A. (1996): Comparison of larvae whitefish densities in lakes with different schemes of larval stocking and fishing practice. In: Eckmann, R., Appenzeller, A., Rösch, R. (Hrsg.): Proceedings of the 6th International Symposium on the biology and management of coregonid fishes. Band 50. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Konstanz: 497–505.
- Wanzenböck, J., Keresztessy, K. (1991): Kleingewässer als Rückzugsmöglichkeiten für bedrohte Fischarten im Neusiedlersee. Endbericht des Ost-West-Projekts. Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung, Wien.
- Wanzenböck, J., Kovacek, H. (1989): Gründlinge im oberen Donauabschnitt: zwei weitere Arten? Fischökologie Aktuell 2: 18–19.
- Wanzenböck, J., Kovacek, H., Herzig-Straschil, B. (1989): Zum Vorkommen der Gründlinge (Gattung: *Gobio*; Cyprinidae) im Österreichischen Donauroaum. Österreichs Fischerei 5/6: 118–128.
- Wanzenböck, J., Lahnsteiner, B., Maier, K. (2000b): Pelagic early life phase of the bullhead in a freshwater lake. Journal of Fish Biology 56: 1553–1557.
- Wanzenböck, J., Spindler, T. (1993): Der Hundsfisch (*Umbra krameri*) als Zielart für besonders gefährdete Feuchtgebietszonen, 1. Zwischenbericht. Unpublizierte Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie und des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung. Eigenverlag T. Spindler, Unterolberndorf.
- Wanzenböck, J., Spindler, T. (1994): Der Hundsfisch (*Umbra krameri*) als Zielart für besonders gefährdete Feuchtgebietszonen, 2. Zwischenbericht. Unpublizierte Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie und des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung. Eigenverlag T. Spindler, Unterolberndorf.
- Wanzenböck, J., Spindler, T. (1995): Rediscovery of *Umbra krameri* Walbaum, 1792 in Austria and subsequent investigations. Annalen des Naturhistorischen Museums Wien 97B: 450–457.
- Wassermann, B. (2003): Fischökologische Studien am Millstätter See. Diplomarbeit an der Paris-Lodron-Universität Salzburg.
- Weber, E. (1984): Die Ausbreitung der Pseudokeilfleckbarbe im Donauroaum. Österreichs Fischerei 37: 63–65.
- Weninger, V. (2003): Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfe am Kraftwerk Freudenau. Fischökologische Untersuchung 2000, Schwerpunkt: Migration. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Wiesbauer, H., Bauer, T., Jagsch, A., Jungwirth, M., Uiblein, F. (1991): Fischökologische Studie, Mittlere Salzach. Untersuchung im Auftrag der Tauernkraftwerke AG, Wien.
- Wiesner, C. (2003a): Verbreitung und Populationsökologie von Meeresgrundeln (Gobiidae) in der österreichischen Donau. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.

- Wiesner C. (2003b): Eingeschleppte Meeresgrundeln in der österreichischen Donau – Gefahr und Potential. *Fischwasser März/April* 2003: 29–31.
- Wiesner, C., Spolwind, R., Waidbacher, H., Guttman, S., Doblner, A. (2000): Erstnachweis der Schwarzmundgrundel *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in Österreich. *Österreichs Fischerei* 53: 330–331.
- Wiesner, C. Unfer, G., Zitek, A., Schmutz, S. (2004): Drift of juvenile freshwater fish in late autumn in a Danube tributary. *Proceedings of the Fifth International Conference on Ecohydraulics – Aquatic Habitats: Analysis and Restoration*. Madrid, 12.–17. 09. 2004, Vol. I: 117–123.
- Wimmer, R., Chovanec, A. (2000): Fließgewässertypen in Österreich im Sinne des Anhang II der EU-WRRL. *Wasserwirtschaftskataster*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Wohlschlager, N. (2002): Die Auswirkungen der neuen Kläranlage der Lenzing AG ARA LAG II auf den Fischbestand der Ager. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Wolfram, G. (2004): Typologie der natürlichen Seen Österreichs. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Eigenverlag der Donabaum & Wolfram OEG, Wien.
- Wolfram, G. (2005): Fischbestandserhebung im Willersbach im Bereich von zwei geplanten Rückhaltebecken. Unpublizierte Studie im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung. Eigenverlag der Donabaum & Wolfram OEG, Wien.
- Wolfram, G., Korner, I., Ofenböck, T., Cecil, L., Fortmann, I., Wintersberger, H., Römer, J. (2003): Limnologische und vegetationsökologische Bestandsaufnahme des Johannesbaches im Rahmen des „Regionalen Pilotprojekts zur nachhaltigen Entwicklung von Bächen und Gräben in der pannonischen Feldflur, dargestellt im Kommassierungsgebiet Leithaprodersdorf mit dem Natura 2000-Gebiet Johannesbach“. Unpublizierte Studie im Auftrag der UG Leithaprodersdorf und der Burgenländischen Landesregierung, Wien.
- Wolfram, G., Mikschi, E. (2002): Rote Liste der gefährdeten Neunaugen und Fische des Burgenlandes. Unpublizierte Studie im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung, Eisenstadt.
- Wolfram, G., Mikschi, E. (2003): Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 1998–2002. Unpublizierte Studie im Auftrag des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel, Wien.
- Wolfram, G., Mikschi, E., Wolfram, A. (2004): Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2003. Unpublizierte Studie im Auftrag des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel, Apetlon.
- Wolfram, G., Mikschi, E., Wolfram-Wais, A., Hain, A. (2002): Fischökologische Untersuchung des Schilfgürtels des Neusiedler Sees. Unpublizierte Studie im Auftrag des Nationalparks Neusiedler See, Apetlon.
- Wolfram, G., Siegl, W., Donabaum, K., Zinöcker, M., Busse, K., Möbes-Hansen, B., Wolfram-Wais, A. (1997): Ökologische Untersuchung der Hochwasserrückhalteanlage Leitha/Zurndorf. Unpublizierte Studie im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung, Wien.
- Wolfram, G., Wolfram-Wais, A. (1998): Fischökologie. In: Pelikan, B., Wolfram, G., Wimmer, R., Seher, W. (Hrsg.): *Flussstudie Piesting*. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, BD-Geschäftsstelle für Energiewirtschaft, Abt. B/9 Wasserwirtschaftl. Planungsorgan, Abt. II/3 Naturschutz, Bd. 3, Kap. XI: 1–87.
- Wolfram, G., Wolfram-Wais, A. (2000): Fischökologische Aufnahme der Fließgewässer des Wulka-Einzugsgebietes. Unpublizierte Studie im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung, Eisenstadt.
- Wolfram, G., Wolfram-Wais, A. (2003): Fischökologische Aufnahme der Fließgewässer des Stoorbach-Einzugsgebietes. Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland, Bericht 90.

- Wolfram-Wais, A., Wolfram, G., Auer, B., Mikschi, E., Hain, A. (1999): Feeding habits of two introduced fish species (*Lepomis gibbosus*, *Pseudorasbora parva*) in Neusiedler See (Austria), with special reference to chironomid larvae (Diptera: Chironomidae). *Hydrobiologia* 408/409: 123–129.
- Woschitz, G. (1988): Optimierung naturnaher Stauraumgestaltung an ausgewählten Fließ- und Staubereichen innerhalb der Ennskraftwerkskette. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Woschitz, G. (1996a): Fischökologische Studie Mittlere Laßnitz. Studie im Auftrag des Grazer Sportanglervereins.
- Woschitz, G. (1996b): Kap. Fischökologie. In: Arge Neunkirchen – Südkult (Hrsg.): Gewässerbetreuungskonzept Strem. Burgenländische Landesregierung Abt. XIII/3 und Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Sektion IV, Eigenverlag G. Woschitz, Wien.
- Woschitz, G. (1998): Fischökologische Aufnahme in der Enns-Entnahmestrecke KW Hieflau. Unpublizierte Studie, Eigenverlag G. Woschitz, Wien.
- Woschitz, G. (2001a): Fischmigration durch den Grundablaß des RHB Reinbergwiesen. Gutachten im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung, Eigenverlag G. Woschitz, Wien.
- Woschitz, G. (2001b): Schutzwasserwirtschaftliches Grundsatzkonzept Raab – Bgld., Fachbereich Fischökologie. Studie im Auftrag der Bundeswasserbauverwaltung Burgenland, Landeswasserbaubezirksamt Oberwart, Wasserbauleitung Güssing, Eigenverlag G. Woschitz, Wien.
- Woschitz, G. (2002): UVE Koralmbahn, Einreichabschnitt Wetmannstätten–St. Andrä. Indikatorgruppe Fische. Gutachten im Auftrag der Planungsgemeinschaft BTW, Eigenverlag G. Woschitz, Wien.
- Woschitz, G. (2006): Rote Liste gefährdeter Fische in der Steiermark. Unpublizierte Studie im Auftrag der steiermärkischen Landesregierung, Graz.
- Woschitz G., Parthl, G. (1997): Gewässerstudie Kroisbach – Fischökologie und Ökomorphologie. IFIS – Ichthyologische Forschungsinitiative Steiermark. Unpublizierte Studie im Auftrag der STEWEAG, Wien.
- Zauner, G. (1991): Vergleichende Untersuchungen zur Ökologie der drei Donauperciden Schrätzer (*Gymnocephalus schraetser*), Zingel (*Zingel zingel*) und Streber (*Zingel streber*) in gestauten und ungestauten Donauabschnitten. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Zauner, G. (1993): Fischökologische Studie Untere Thaya. Unpublizierte Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion, Eigenverlag EZB, Engelhartzell.
- Zauner, G. (1996): Ökologische Studien an Perciden der oberen Donau. Biosystematics and Ecology Series No. 9. Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien.
- Zauner, G. (1997a): Acipenseriden in Österreich. Österreichs Fischerei 50: 183–187.
- Zauner, G. (1997b): Fischökologische Beweissicherung der Sohlstabilisierung mittels Grobkornzugabe im Bereich Wildungsmauer Strom-km 1893,1–1893,3 und 1892,65–1892,45. Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion, Wien.
- Zauner, G. (1998): Der Semling – eine verschollene Fischart wurde wieder entdeckt. Österreichs Fischerei 51: 218.
- Zauner, G. (2001): Möglichkeiten für die gewässertypische Revitalisierung der Donau unter besonderer Berücksichtigung der staugeregelten Flußabschnitte. Dissertation an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Zauner, G. (2002): Fischökologische/fischereiliche Bestandsaufnahme und Gutachten im Zusammenhang mit der thermischen Belastung der Donau im Nahbereich der VÖEST. Unpublizierte Studie im Auftrag der vöest alpine stahl GmbH, Eigenverlag EZB, Engelhartzell.
- Zauner, G., Glatzel, J., Pinka, P. (2001a): Fischbiologische Untersuchung Reichersberger Au – Fi-

- scheriliches Bewirtschaftungskonzept; im Rahmen des „Life-Natur-Projektes Unterer Inn“. Unpublizierte Studie im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung, Naturschutzabteilung, Eigenverlag EZB, Engelhartzell.
- Zauner, G., Jungwirth, M., Eberstaller, J., Hajny, C., Haidvogel, G., Jungwirth, D., Kummer, H., Rohregger, G., Rosetto, T., Stocker, F., Sulser, W., Tesar, R., Wimmer, R., Wamser, W., Wohlschlager, N., Zauner, R. (1994): Gesamtuntersuchung Salzach, Teiluntersuchung 1.4.2 Fischökologische Untersuchung, Schlussbericht. Eigenverlag der Salzburger Landesregierung und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Salzburg.
- Zauner, G., Pinka, P. (1998): Fischökologische Beweissicherung der Altarmdotations „Schönbüheler Altarm“, Donau, Niederösterreich, Wachau. *Stapfia* 52: 23–144.
- Zauner, G., Pinka, P., Jungwirth, M. (2000): Wasserwirtschaftliches Grundsatzkonzept Grenzmur – Phase 1, TB 2.1 Fischökologie. Unpublizierte Studie im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 3a, Eigenverlag EZB, Engelhartzell.
- Zauner, G., Pinka, P., Moog, O. (2001b): Pilotstudie Oberes Donautal. Gewässerökologische Evaluierung neugeschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschach. Unpublizierte Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion, Eigenverlag EZB, Engelhartzell.
- Zauner, G., Ratschan, C. (2003): Fischökologische Evaluierung der Biotopprojekte Ybbs-Scheibe und Diedersdorfer Haufen. Unpublizierte Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion, Eigenverlag EZB, Engelhartzell.
- Zauner, G., Ratschan, C. (2004a): Schutzgütererhebung – Fische im Natura 2000 Gebiet AT2213000 „Steirische Grenzmur mit Gamlitzbach und Gnasbach“. Freilanderhebungen 2003/2004. Unpublizierte Studie, Eigenverlag EZB, Engelhartzell.
- Zauner, G., Ratschan, C. (2004b): Fischökologische Erhebungen und Bewertung der Fischökologischen Funktionsfähigkeit im Interreg IIIa Gebiet „Unteres Murtal“. Unpublizierte Studie im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19 A, Eigenverlag EZB, Engelhartzell.
- Zauner, G., Ratschan, C. (2004c): Ist-Bestanderhebung im Rahmen der NVP Schiffsanlagestelle Donau/Lindau. Im Subauftrag des Büros für Naturschutz, Gewässer- und Fischereifragen, Dr. Kurt Seifert, Eigenverlag EZB, Engelhartzell.
- Zauner, G., Ratschan, C. (2004d): Fischökologische Ist-Bestanderhebung und Bewertung von Abflusszenarien im Krasteiner Bach und dessen Mühlbach. Unpublizierte Studie im Auftrag der Stadtgemeinde Enns, Eigenverlag EZB, Engelhartzell.
- Zauner, G., Ratschan, C. (2004e): UVE S1 Wiener Außenring Schnellstraße, Fachbereich Gewässerökologie und Fischerei. Unpublizierte Studie im Auftrag der ASFINAG, Eigenverlag EZB, Engelhartzell.
- Zauner, G., Ratschan, C. (2004f): UVE B 334, Fachbereich Gewässerökologie und Fischerei (Harlander Bach, Traisen). Unpublizierte Studie im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung, Gruppe Straße, Abt. Autobahnen und Schnellstraßen, Eigenverlag EZB, Engelhartzell.
- Zauner, G., Ratschan, C. (2004g): Fischartenkartierung Ybbs im Revier BI/8a. Unpublizierte Studie im Auftrag des Fischereirevierversandes III, Eigenverlag EZB, Engelhartzell.
- Zauner, G., Ratschan, C. (2004h): Fischartenkartierung Warme Fische im Revier BI/2. Unpublizierte Studie im Auftrag des Fischereirevierversandes V, Eigenverlag EZB, Engelhartzell.
- Zauner, G., Ratschan, C. (2004i): Fischartenkartierung Piesting im Revier FA I/5a. Unpublizierte Studie im Auftrag des Fischereirevierversandes V, Eigenverlag EZB, Engelhartzell.
- Zauner, G., Ratschan, C. (2004j): Fischökologischer Ist-Zustand der Schwechat von Rannersdorf bis zur Mündung auf Basis von Freilanderhebungen in den Jahren 2002 und 2003. Unpublizierte Studie im Auftrag des Amtes der Nö. Landesregierung, Abteilung Wasserbau. Eigenverlag EZB, Engelhartzell.

- Zauner, G., Ratschan, C. (2005a): Erstnachweis von Perlfischen (*Rutilus meidingeri*) in der ober-österreichischen Donau – Bestätigung einer selbst erhaltenden Donaupopulation! Österreichs Fischerei 58: 126–129.
- Zauner, G., Ratschan, C. (2005b): Fische und Neunaugen. In: Ellmauer, T. (Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministeriums f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH. Internet: <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/naturschutz/berichte_GEZ/Band_2_FFH-Arten.pdf> (Version 31. März 2005).
- Zauner, G., Woschitz, G. (1992): Kap. Fischökologie. In: Hozang, B., Zauner, G. (Hrsg.): Gewässerbetreuungskonzept Lafnitz. Burgenländische Landesregierung Abt. XIII/3 und Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Sektion IV: 88–158.
- Zitek, A., Schmutz, S., Jungwirth, M. (2004a): Fischökologisches Monitoring an den Flüssen Pielach, Melk und Mank. Studie im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung, Eigenverlag der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Zitek, A., Unfer, G., Wiesner, C., Fleischanderl, D., Muhar, S. (2004b): Monitoring ökologisch orientierter Hochwasserschutzmaßnahmen an der Sulm/Stmk. – Lebensraum und Fischfauna, Endbericht. Studie im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Eigenverlag der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Zobl, S. (2001): Fischökologische Ist-Bestandsaufnahme an Pielach und Melk. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Zulka, K. P., Eder, E., Höttinger, H., Weigand, E. (2001): Grundlagen zur Fortschreibung der Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monographien Band 135, Umweltbundesamt, Wien.
- Zulka, K. P., Eder, E., Höttinger, H., Weigand, E. (2005): Einstufungskonzept. In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checkliste, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Lebensministeriums 14/1, Böhlau, Wien, 11–44.
- Zulka, K. P. (Red.) (2005): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checkliste, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Lebensministeriums 14/1, Böhlau, Wien.
- Zweimüller, I., Guttman, S., Singer, G., Schober, E.-M., Weißenbacher, A. (2000): Eine neue Fischart für Österreich – *Neogobius syrman* (Nordmann, 1940). Österreichs Fischerei 53: 186–189.
- Zweimüller, I., Moidl, S., Nimmervoll, H. (1996): A new species for the Austrian Danube – *Neogobius kessleri*. Acta Universitatis Carolinae – Biologica 40: 213–218.