Rote Liste gefährdeter Fische und Neunaugen des Burgenlandes

DWS Hydro-Ökologie GmbH
Technisches Büro für Gewässerökologie und Landschaftsplanung

Land Burgenland

Impressum

Auftraggeber: Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 4 – Ländliche Entwicklung, Agrarwesen und Naturschutz
Europaplatz 1, 7000 Eisenstadt

Auftragnehmer: DWS Hydro-Ökologie GmbH
Zentagasse 47, 1050 Wien
www.dws-hydro-oekologie.at

Projektleitung: Mag. Dr. Georg Wolfram

Autor·innen: Mag. Dr. Georg Wolfram, Veronica Kasper MSc., Mag. Elisabeth Sigmund MSc., DI Georg Fürnweger; unter Mitarbeit von Sabrina Eidinger MSc. und Mag. Georg Kum MAS (alle DWS Hydro-Ökologie)

Danksagung: Für die Betreuung des Auftrags auf Seiten des Auftraggebers danken wir Dr. Andreas Ranner. Eine Durchsicht des Manuskripts übernahmen dankenswerterweise Mag. Clemens Ratschan, Gerhard Woschitz, Priv.Doz. Mag. Dr. Werner Holzinger und Mag. Horst Zornig, denen wir viele wertvolle Hinweise und Ergänzungen verdanken.

Bildquellen: alle Fotos von DWS Hydro-Ökologie, außer Deckblatt Karausche: Viridiflavus (CC-BY-SA-3.0-migrated), Äsche: Saxifraga foundation (CC BY-NC-SA), Seite 16 (Weideverein Ramsargebiet Lafnitztal mit freundlicher Genehmigung), Seite 28, 35 oben, 37, 44 oben, 45, 50: Roland Krammer mit freundlicher Genehmigung, Seite 29 oben: http://biodiversitylibrary.org (CC BY-NC-SA license), Seite 32: Christa Rohrbach (CC BY-NC-SA 2.0), Seite 42 oben: Alois Herzig mit freundlicher Genehmigung, Seite 44: T. Schlögl mit freundlicher Genehmigung, Seite 47: Yuriy Kvach (CC-BY-SA-4.0), Seite 49: Emőke Dénes (CC-BY-SA-2.5), Seite 54: Akos Harka (CC-BY-3.0), Seite 57, 58: Google Earth, Seite 61 oben: https://pixabay.com, Seite 61 unten: Membeth (CC0), Seite 62 oben: Peter van der Sluijs (Wikipedia, CC-BY-SA-3.0,2.5,2.0,1.0).

Gefördert im Rahmen des Burgenländischen Arten- und Lebensraumschutzprogrammes (2013), Zahl: A4/NN.S-10076-4-2020

Urheberrechtlich geschützt, jede Form der Vervielfältigung – auch auszugsweise – zu gewerblichen Zwecken ohne Zustimmung des Herausgebers ist verboten.

Wien, Jänner 2022

Zitiervorschlag:
Wolfram, G., V. Kasper, E. Sigmund & G. Fürnweger (2022): Rote Liste gefährdeter Fische und Neunaugen des Burgenlandes. Studie im Auftrag des Amts der Bgld. Landesregierung, Abt. 4. Wien, 140 S.

Inhalt

1. Einleitung 4
1.1 Fische als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Gewässern 4
1.2 Bisherige Arbeiten zur Roten Liste von Fischen und Neunaugen in Österreich und im Burgenland 5
2. Datenquellen und Methodik 7
2.1 Datenquellen 7
2.2 IUCN-Gefährdungskategorien und Bewertungsmethodik 11
3. Rote Liste gefährdeter Arten 24
4. Diskussion 58
4.1 Gefährdungsursachen 58
4.2 Änderungen in der Roten Liste gefährdeter Fische und Neunaugen seit 2001 64
4.3 Resümee 66
5. Literatur 68
6. Anhang 75
7. Verbreitungskarten 83

1. Einleitung

1.1 Fische als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Gewässern

Das Burgenland stellt als östlichstes Bundesland Österreichs einen Übergangsbereich zwischen Alpenausläufern und Pannonischer Tiefebene dar und weist dementsprechend eine Vielzahl an Faunenelementen beider Regionen auf. Für verschiedene Tiergruppen und so auch für die Fische und Neunaugen kommt dem Burgenland mit seinen zahlreichen Tieflandgewässern am Westrand der Ungarischen Tiefebene eine bundesweite Bedeutung zu. Es beherbergt mit dem Neusiedler See den einzigen Steppensee Österreichs, aber auch eine Reihe von Biodiversitäts-Hotspots wie das Lafnitz-Raab-System im Süden des Bundeslandes.

Der rechtliche Schutz von Fischen ist in mehreren internationalen Richtlinien und Gesetzen verankert. So listet die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie 1992) eine Reihe von Arten auf, denen in Europa überregionale Bedeutung zukommt. Unter den Fischen und Neunaugen des Burgenlandes finden sich 23 FFH-Arten, davon 20 im Anhang II der FFH-Richtlinie. Alle sechs Jahre erstellen die EU-Mitgliedsstaaten einen Bericht über den Erhaltungszustand dieser Arten (wie auch der FFH-Lebensräume) an die Kommission (Ellmauer *et al.* 2020; EU Kommission 2021). Fische sind auch wichtige Indikatoren für den ökologischen Zustand von Oberflächengewässern im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Europäische Kommission 2000), für Österreich umgesetzt im österreichischen Wasserrechtsgesetz (BGBl. Nr. 215/1959 idgF).

Abseits rechtlicher Verpflichtungen haben Fische aber auch ihren Platz in der Freizeitnutzung (Angelfischerei) und der regionalen Wirtschaft, kommt doch regionalen Lebensmitteln in einer Zeit steigenden Ernährungs- und ökologischen Bewusstseins eine immer größere Bedeutung zu. Die erfolgreiche Vermarktung von „Zander aus dem Nationalpark" in Gaststätten rund um den Neusiedler See spiegelt diese Entwicklung wider.

Die Lafnitz Höhe Loipersdorf-Kitzladen ist einer der letzten naturnahen Tieflandflüsse des Landes

Nicht zuletzt stehen Fische für viele Menschen generell stellvertretend für das „Leben in heimischen Gewässern" und werden als Zeiger für eine gute Wasserqualität wahrgenommen. Bei (leider immer noch ab und zu auftretenden) Gülleunfällen oder anderen Schadstoffeinleitungen in Gewässer stellt sich rasch die Frage nach Fischsterben, auch wenn anderen biologischen Qualitätselementen wie zum Beispiel den benthischen Wirbellosen, den Aufwuchsalgen oder Höheren Wasserpflanzen (Makrophyten) rechtlich wie auch ökologisch die gleiche Bedeutung zukommt.

Zweifelsohne spiegeln Fische anthropogene Veränderungen und Belastungen heimischer Gewässer sehr gut wider, teils aufgrund ihrer Mobilität und ihrer (im Vergleich zu Wirbellosen) langen ontogenetischen Entwicklungszeit, teils infolge der hohen Ansprüche an

Rohrlacke im Schilfgürtel des Neusiedler Sees, des einzigen Steppensees Österreichs

ihren Lebensraum. Als wechselwarme Organismen sind sie wesentlich von den vorherrschenden Temperaturregimen abhängig, und ihr Lebenszyklus ist dadurch maßgeblich geprägt. Es verwundert daher nicht, dass die Erwärmung von Gewässern im Zuge des Klimawandels bereits deutliche Auswirkungen auf Fischpopulationen in Fließgewässern wie auch Seen in Europa erkennen lässt (Jeppesen *et al.* 2012; Pletterbauer *et al.* 2014). Auch im Burgenland wird die Entwicklung bereits spürbar, wie in der vorliegenden Arbeit an einigen Beispielen (Bachforelle, Schneider) ausgeführt wird.

Ziel dieser Roten Liste der Fische (Pisces) und Neunaugen (Cyclostomata) des Burgenlandes ist es, die aktuelle Bestands- und Gefährdungssituation heimischer Arten in diesen beiden Gruppen nach IUCN-Kriterien darzustellen und Veränderungen in den letzten 20 Jahren aufzuzeigen. Es werden für alle Arten die wichtigsten Gefährdungsfaktoren wie z.B. flussbauliche Eingriffe, eine veränderte Wassertemperatur oder Prädationsdruck durch fischfressende Wirbeltiere diskutiert. Neben den heimischen Arten wurden im Zuge der Datensammlung auch Informationen zu nicht-heimischen, teilweise invasiven Fischarten gesammelt. Sie erlauben eine Risikoabschätzung für die künftige Entwicklung heimischer Arten.

Ein wichtiges Ergebnis der Recherchen im Rahmen des vorliegenden Projekts und zugleich Grundlage für die Einstufung der Arten in Gefährdungskategorien war die Erstellung von Verbreitungskarten aller heimischer und nicht-heimischer Fischarten und Neunaugen des Burgenlandes. Im Vergleich mit der Karten in der Vorgänger-Version der Roten Liste von Wolfram & Mikschi (2001) erlauben sie einen rein grafischen Vergleich der Entwicklung der Fischbestände im Burgenland.

Die Rote Liste soll jedoch mehr sein als nur Bestandsaufnahme. Sie soll auch als Instrument genutzt werden, um – ausgehend von artspezifischen Gefährdungsanalysen – prioritäre Ziele im Arten- und Biotopschutz zu formulieren und Maßnahmen zur Verbesserung der Situation der Fischfauna im Burgenland zu schaffen. Die Veröffentlichung der Roten Liste als frei verfügbare Publikation ist ein wesentlicher Punkt, um vermehrt Bewusstsein für diesen Themenbereich in der breiten Öffentlichkeit zu schaffen.

1.2 Bisherige Arbeiten zur Roten Liste von Fischen und Neunaugen in Österreich und im Burgenland

Rote Listen gefährdeter Pflanzen- und Tierarten haben in Österreich eine lange Tradition. Die Geschichte der Roten Liste der Fische Österreichs ist jedoch vergleichsweise kurz: Nach einer ersten bundesweiten Bewertung durch den damaligen Leiter der Fischsammlung des Naturhistorischen Museums Wien (Hacker 1983) folgte nach gut 10 Jahren ein Update durch Herzig-Straschil (1994). Drei Jahre später mündeten die Erfahrungen der zunehmenden fischbiologischen Aufnahmen in Fließgewässern in eine grundlegende Überarbeitung (Spindler *et al.* 1997), die durch Schmutz *et al.* (2000) geringfügig verändert wurde. Die letzte Veröffentlichung einer bundesweiten Roten Liste gefährdeter Fische und Neunaugen stammt von Wolfram & Mikschi (2007). Sie berücksichtigte eine Reihe taxonomischer und nomenklatorischer Änderungen der vorangegangenen Jahre (vor allem nach der Arbeit von Kottelat (1997)) und beruhte zudem auf der Neudefinition der Gefährdungskategorien der IUCN in der für Österreich adaptierten Fassung von Zulka *et al.* (2001) bzw. Zulka *et al.* (2005).

So wichtig diese Publikationen auch für die vorliegende Arbeit sind, eine bundesweite Rote Liste

Der Wolgazander *(Sander volgensis)* wurde 2014 erstmals im Rahmen des fischökologischen Monitorings des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel nachgewiesen. In der Roten Liste gefährdeter Fische und Neunaugen von 2001 war die Art als regional ausgestorben geführt.

bedarf einer Regionalisierung, d.h. einer Ergänzung auf Ebene der Bundesländer – nicht zuletzt deshalb, da der Naturschutz und die Fischerei in Österreich in der Kompetenz der Bundesländer liegen. Die erste Rote Liste der Fische und Neunaugen des Burgenlandes wurde 1997 erstellt (Anonymus 1997), allerdings lediglich durch Auflistung der damals bekannten Fischfauna des Landes und Übernahme der bundesweiten Gefährdungseinstufungen aus Spindler *et al.* (1997) – eine wenig zielführende Vorgangsweise. Kurz nach der Jahrtausendwende kam es zu einer eine Neubearbeitung der Roten Liste der burgenländischen Fische durch Wolfram & Mikschi (2001). Sie konnte auf eigenen Aufnahmen Ende der 1990er Jahre und ersten quantitativen Daten aus verschiedenen Flussstudien, Gewässerbetreuungskonzepten und fischökologischen Forschungsarbeiten wie Zauner & Woschitz (1992), Friedl (1991), Herzig *et al.* (1994) und Wolfram & Wais (1997) aufbauen. Die Einstufungen beruhten zudem bereits auf den neuen IUCN-Kriterien und ihrer Übersetzung in ein einheitliches nationales Einstufungskonzept (Zulka *et al.* 2001).

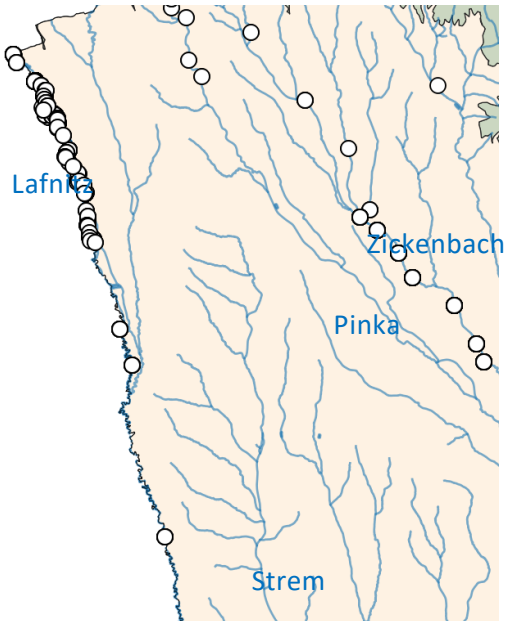
Seit damals hat sich unser Wissensstand erheblich verbessert. Im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachung gemäß GZÜV (BGBl. II Nr. 479/2006 idgF), in verschiedenen Naturschutzprojekten und im Zuge von Beweissicherungen von Fischaufstiegshilfen erweiterte sich der Datenbestand und unser Wissen um die Verbreitung der Fische im Burgenland maßgeblich. Dieser neue Datenbestand bildet die Grundlage für die vorliegende Arbeit. Die Vergleichbarkeit der Einstufungen zur Vorgängerversion von Wolfram & Mikschi (2001) war dabei ein wichtiges Anliegen. Wie im nachfolgenden Kapitel ausgeführt, folgten wir daher soweit wie möglich der Bewertungsmethodik, die bereits vor 20 Jahren zum Einsatz kam. Gewisse methodisch bedingte Änderungen in der Einstufung der Gefährdung waren dennoch nicht immer zu vermeiden. Wir legen daher Wert auf jenen Abschnitt in Kap. 4 „Diskussion", in dem die gut abgesicherten Veränderungen im Gefährdungsstatus von Arten hervorgehoben und von unsicheren, möglicherweise nur methodisch bedingten Verschiebungen in den Kriterien unterschieden werden. Überlegungen zu den Ursachen wie auch zu möglichen Verbesserungsmaßnahmen stehen am Schluss der Arbeit. Sie verbinden sich mit der Hoffnung, in einer künftigen Neuauflage der Roten Liste gefährdeter Fische und Neunaugen des Burgenlandes die Veränderungen infolge dieser Maßnahmen beschreiben und in 10 oder 20 Jahren ein etwas positiveres Bild der Situation heimischer Fischbestände zeichnen zu können.

Flussbauliche Maßnahmen (zum Hochwasserschutz oder zur Nutzung der Wasserkraft) haben den Lebensraum der Fische in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts gravierend verändert. Links: Naturnaher Abschnitt der Lafnitz Höhe Loipersdorf-Kitzladen, rechts: regulierter Abschnitt der Pinka Höhe Oberwart.

2. Datenquellen und Methodik

2.1 Datenquellen

Der betrachtete Zeitraum für die vorliegende Rote Liste ist 2010 bis 2020. Als Datengrundlage dienen großteils Erhebungen im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV), welche über das Bundesamt für Wasserwirtschaft über eine Abfrage der Fischdatenbank zur Verfügung gestellt wurden. Ergänzt wird dieser Datensatz durch Fischbestandserhebungen im Rahmen verschiedener Projekte (Waldner *et al.* 2019; Wolfram 2014b; Wolfram *et al.* 2015a; Wolfram & Wolfram 2010b; Woschitz 2012a; b; 2013; 2014; 2015; 2016; 2018; 2019), Beweissicherungen (Schabuss *et al.* 2016; Wolfram 2013b), unpublizierte Eigenaufnahmen (G. Woschitz, unpubl.) und Fischbergungen (zumeist qualitative Aufnahmen (G. Fürnweger, unpubl.; C. Gumpinger, schriftl. Mitt.). Insgesamt standen aus Fließgewässern 374 Datensätze zur Verfügung.



Ausschnitt des Gewässernetzes im Süd-Burgenland mit den Nachweisen von Fischbestandsaufnahmen. Einer guten Datenlage an der mittleren Lafnitz und am Zickenbach stehen Datenlücken an der Pinka und Strem gegenüber.

Umfangreiches Datenmaterial liegt aus Forschungsprojekten des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel vor (Fürnweger *et al.* 2019; 2020; Wolfram *et al.* 2014b; 2015c; Wolfram *et al.* 2016; Wolfram *et al.* 2018; Wolfram *et al.* 2013b; Wolfram *et al.* 2010a). Vereinzelte Aufnahmen stammen aus ehemaligen Schottergruben und Bergbauseen, die heute teils fischereilich, teils zu Badezwecken oder anderen Freizeitaktivitäten genutzt werden (Fürnweger *et al.* 2015a; b; 2016a; b).

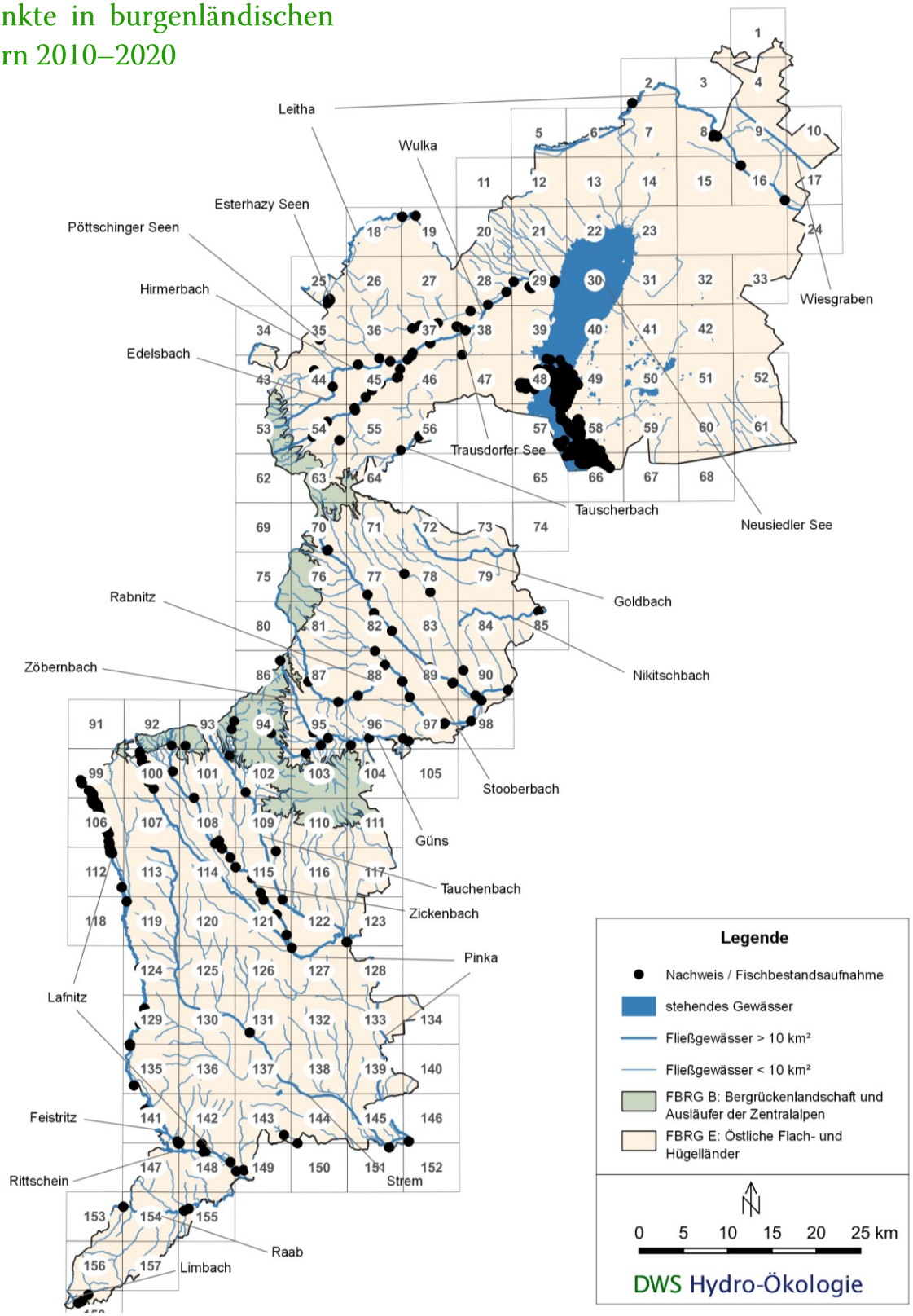
Das Vorkommen von Arten von gemeinschaftlichem Interesse, welche in den Anhängen II, IV und V der FFH-Richtlinie gelistet sind, wird in der nationalen Funddatenbank des Umweltbundesamtes erfasst. Ein Auszug dieser Funddaten (Nachweise inklusive räumlicher Extrapolationen durch Experten) für das Burgenland wurde für die Bearbeitung der Roten Liste vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellt.

Insgesamt sind die Datensätze zum Fischbestand in burgenländischen Gewässern recht ungleich verteilt. Während beispielsweise die Äschenregion der Lafnitz bis Höhe Markt Allhau sehr gut untersucht ist, gibt es der unteren Pinka und der Strem große Datenlücken aus dem letzten Jahrzehnt. Generell fehlt zudem eine Kontinuität von Fischbestandserhebungen, die die methodisch bedingten Unsicherheiten von Elektrobefischungen bzw. die hohen zeitlich-räumlichen Schwankungen von Fischbeständen ausgleichen und einen deutlich besseren Einblick in die Bestandsveränderungen der Fischpopulationen im Burgenland geben könnte.

Das vorhandene Datenmaterial wurde zusammengefasst und mittels einer Open Source GIS Software (Quantum GIS QGIS, Version 3.4 Madeira) bearbeitet. Die Grundlage stellte hierbei das digitale Gewässernetz Burgenland dar (Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 Baudirektion). Die Funde der einzelnen Arten im Burgenland samt zugehöriger Informationen zur Bestandsqualität oder Populationsstruktur (so weit verfügbar) wurden Rastern zugeordnet. Für die Ermittlung der Gefährdungskategorien (siehe Kap. 2.2) wurden in Anlehnung an frühere Rote Listen 3×5-Minuten-Raster gewählt, das entspricht einer Größe von rd. 6,3 × 5,5 km (Tabelle 2). Eine weitere Darstellung in 10x10-Kilometer-Rastern wurde in QGIS erstellt, ist aber nicht in diesem Bericht enthalten. Weitere für die Auswertung und Kartendarstellung verwendete QGIS-Daten (Fischbioregionen, Fischregionen, Hydro-Morphologie) wurden großteils vom Amt der Burgenländischen

Landesregierung (Abt. 5 Baudirektion) zur Verfügung gestellt. Das digitale Geländemodell wurde vom Portal des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen bezogen. Die beiden nachfolgenden Karten geben einen Überblick über die Fischregionen der Fließgewässer im Burgenland sowie die Verteilung der Fundpunkte im gesamten Bundesland. Die Tabelle 2 bietet einen Überblick über die Anzahl der Raster je Gewässertyp und Fischregion.

Datenpunkte in burgenländischen Gewässern 2010–2020



Fischregionen im Burgenland

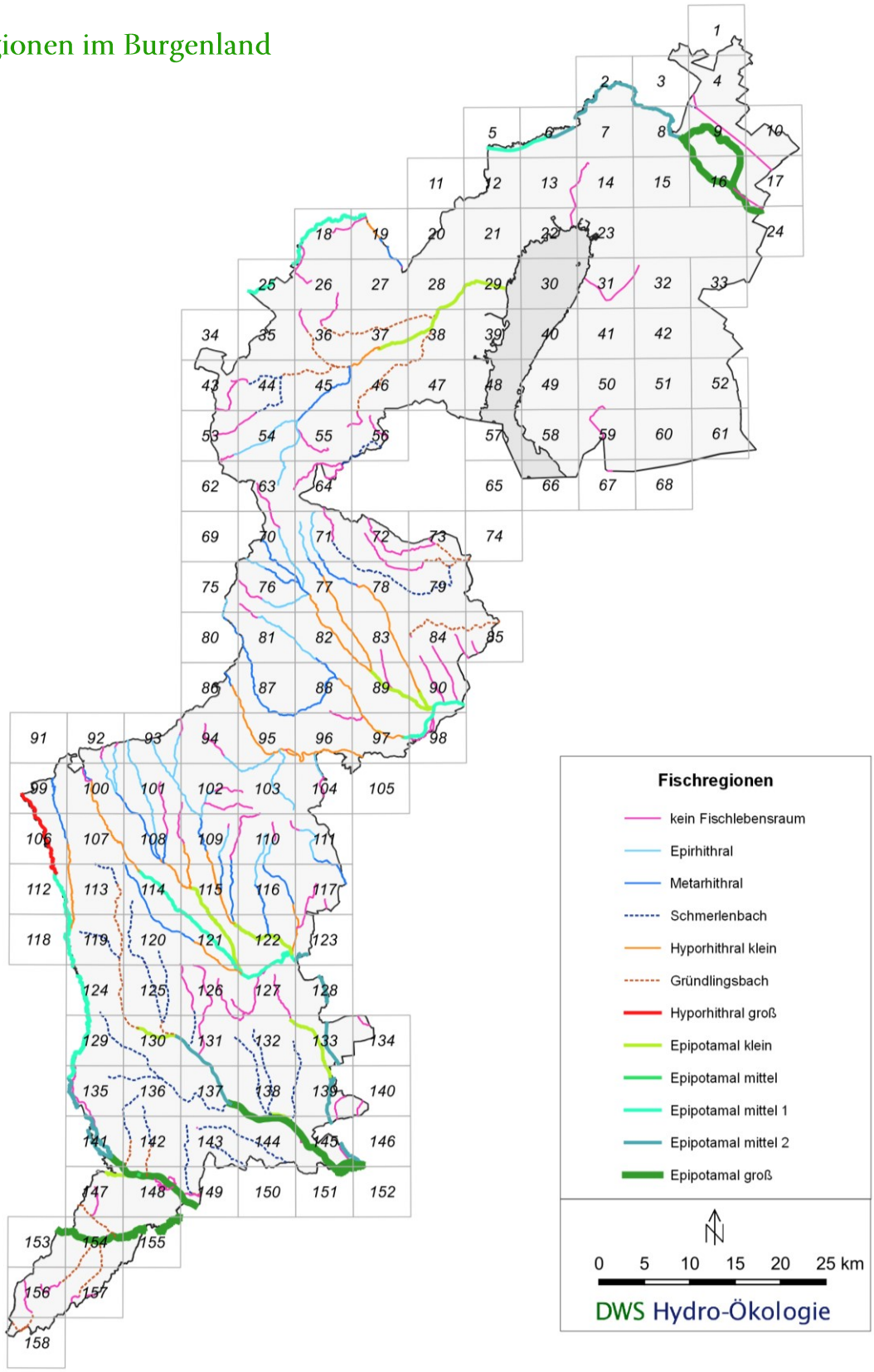


Tabelle 1. Übersicht über die Datengrundlage (Fischbestandsaufnahmen je Gewässersystem im Burgenland) für die vorliegende Rote Liste gefährdeter Fische und Neunaugen.

Gewässer	Nachweise	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
FLIESSGEWÄSSER	433											
Wulka-System	46											
Wulka	31	3			16		2		4	4	2	
Wulka-Zubringer	15		1		6	6			1	1		
Leitha-System	9											
Leitha	8		1		1				1		1	4
Leitha-Zubringer	1	1										
Rabnitz-System	31											
Rabnitz	13	2			6	2			3			
Stooberbach	9			8					1			
kleinere Zubringer	9	1	5	2		1						
Ikva-System (incl. Goldbach)	4											
Ikva (Aubach)	3	2				1						
Ikva-Zubringer (Tauscherb.)	1	1										
Güns-System	10											
Güns	8						7				1	
Güns-Zubringer	2						2					
Raab-System	330											
Raab	6	2			1					1	2	
Pinka	11	2	2		1				1			5
Lafnitz	213	70	40	15	17	10	8	17	8	2	8	18
Strem	3			2							1	
kleinere Zubringer	97	13	10	12	20	10	10		11		11	
Lendva-(Mur-)System	3											
Lendva (Limbach)	1	1										
kleinere Zubringer	2	2										
STEHENDE GEWÄSSER	842											
Neusiedler See und Seewinkel	829	90		54	95	107		111	141	137	49	45
Schotterteiche, Bergbauseen	13						4	6		3		

Der Neusiedler See ist fischökologisch vergleichsweise gut untersucht. Links: Schilfkanal mit trübem Seewasser und Blick Richtung offenem See, rechts: flache, aber klare Braunwasserlacke im inneren Schilfgürtel.

Tabelle 2. Anzahl von Rasterfeldern je Gewässertyp und -kategorie, rechts: je biozönotische Region in Fließgewässern nach Haunschmid *et al.* (2019). Verteilung der Rasterfedler siehe Karte auf Seite 9.

Gewässertyp / -kategorie	Anzahl
Gesamtanzahl an Rasterfelder	173
Raster ohne Oberflächengewässer	15
Raster mit Oberflächengewässern	158
keine Fischdaten	59
Fischdaten (inkl. UBA Nachweise)	99
Raster mit Stillgewässern	63
Neusiedler See	14
Salzlacken des Seewinkels	14
Schotterteiche, Altarme	41
Raster mit Fließgewässern	149
kein Fischlebensraum	104
Fischlebensraum	112

Biozönotische Regionen (Fließgewässer)	Anzahl
Raster mit Rhithralgewässern	94
Epirhithral	27
Metarhithral	34
Schmerlenbach	34
Hyporhithral klein	30
Gründlingsbach	26
Hyporhithral groß	3
Raster mit Potamalgewässern	57
Epipotamal klein	20
Epipotamal mittel	1
Epipotamal mittel 1	24
Epipotamal mittel 2	16
Epipotamal groß	19
Metapotamal	0

2.2 IUCN-Gefährdungskategorien und Bewertungsmethodik

Basis für die Erstellung der Roten Liste der Fische und Neunaugen des Burgenlandes sind die „Grundlagen zur Fortschreibung der Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs“, die 2001 vom Umweltbundesamt (UBA) herausgegeben wurden (Zulka *et al.* 2001). Sie orientieren sich an den aktuellen IUCN-Kriterien zur Einstufung in Gefährdungskategorien. Die Arbeit von Zulka *et al.* (2001) war die Grundlage der Roten Liste gefährderter Fische und Neunaugen von Wolfram & Mikschi (2001) wie auch der bundesweiten Roten Liste (Wolfram & Mikschi 2007). Eine Überarbeitung des Einstufungsschlüssels – mit nicht unerheblichen Auswirkungen auf die Einstufungen – erfolgte durch Zulka & Eder (2006). Deren Version des Einstufungsschlüssels wurde auch für die vorliegende Arbeit verwendet.
Die Definition der IUCN-Gefährdungskategorien beruht auf einer Abschätzung der Aussterbenswahrscheinlichkeit einer Art in einem bestimmten Zeitraum:

RE – Im Burgenland ausgestorben oder verschollen *(Regionally Extinct)*: Arten, die gänzlich aus dem Burgenland verschwunden sind. Ihre Populationen sind nachweisbar ausgestorben, ausgerottet oder verschollen (es besteht der begründete Verdacht, dass ihre Populationen erloschen sind).
CR – Vom Aussterben bedroht *(Critically Endangered)*: 50% Aussterbenswahrscheinlichkeit in 10 Jahren oder 3 Generationen (maximal 100 Jahre).

EN – Stark gefährdet *(Endangered)*: 20% Aussterbenswahrscheinlichkeit in 20 Jahren oder 5 Generationen (maximal 100 Jahre).

VU – Gefährdet *(Vulnerable)*: 10% Aussterbenswahrscheinlichkeit in 100 Jahren.

NT – Gefährdung droht *(Near Threatened)*: Weniger als 10% Aussterbenswahrscheinlichkeit in den nächsten 100 Jahren, aber negative Bestandsentwicklung oder hohe Aussterbensgefahr in Teilen des Gebiets.

LC – Nicht gefährdet *(Least Concern)*: Weniger als 10% Aussterbenswahrscheinlichkeit in den nächsten 100 Jahren, weitere Attribute wie unter NT treffen nicht zu.

DD – Datenlage ungenügend *(Data Deficient)*: Die vorliegenden Daten lassen keine Einstufung in die einzelnen Kategorien zu.

NE – Nicht eingestuft *(Not Evaluated)*: Die Art wurde nicht eingestuft.

Für die eigentliche Beurteilung werden nach Zulka & Eder (2006) folgende acht Kriterien herangezogen, welche mit Ausnahme des

Elektro-Befischung in einem seichten und watbaren Fließgewässer

Kriteriums G in einer 10- oder 20-stufigen Skala eingestuft werden:

ad A – Bestandssituation

Das Kriterium der Bestandssituation bietet im Burgenland vergleichsweise die beste Datenqualität. Von Zulka & Eder (2006) werden als mögliche Datenbasis Rasterfrequenzen, Nachweiszahlen, Individuen o.ä. angegeben.

Bei den vorliegenden Daten über Fische und Neunaugen aus dem Burgenland handelt es sich in erster Linie um punktuelle Informationen aus fließenden oder stehenden Gewässern. Die Daten sind mehr oder weniger geklumpt über das Untersuchungsgebiet verteilt und spiegeln häufig eher die Bearbeitungsintensität als die tatsächliche Verbreitung der Arten wider. Um die heterogene Datenlage zu vereinheitlichen, wurde die gleiche Vorgehensweise gewählt, die auch Wolfram & Mikschi (2001) anwendeten:

Das Untersuchungsgebiet wurde in Raster von 3 × 5‘ Seitenlänge unterteilt. Jedes Rasterfeld entspricht damit einer Fläche von rd. 34–35 km² (Seitenlänge rd. 6,3 × 5,5 km). Insgesamt liegen 173 Rasterfelder zumindest teilweise auf dem Gebiet des Burgenlandes. In 158 dieser Raster befinden sich Oberflächengewässer, welche wiederum wenigstens partiell innerhalb des Burgenlandes liegen. Für jedes Rasterfeld wurde das Vorkommen einer Fischart vermerkt, wenn dieser Nachweis im Zeitraum 2010 bis 2020 (11 Jahre) erfolgte, unabhängig davon, wie oft dieser Nachweis gelang (verschiedene Standorte oder Befischungstermine).

Ausgehend von den tatsächlichen Nachweisen in Form von Punktinformationen wurde das Vorkommen auf angrenzende Rasterfelder innerhalb desselben Gewässersystems extrapoliert, wenn:

(i) das Rasterfeld einen Abschnitt des gleichen Gewässersystems enthält UND

(ii) das Gewässer in diesem Rasterfeld typologisch und strukturell vergleichbar ist und eine durchgehende Passierbarkeit gegeben ist, also beispielsweise keine nicht passierbaren Querbauwerke vorhanden sind.

Analog wurde das Vorkommen einer Art bei Datenlücken interpoliert, wenn es gesicherte Nachweise in stromauf und stromab gelegenen Gewässerabschnitten bzw. in angrenzenden Rasterzellen gab.

Die Extrapolationen zu Vorkommen bzw. Verbreitung von Arten,

Einstufungskriterien	von	bis
A Bestandssituation	0	+10
B Bestandsentwicklung	–10	+10
C Arealentwicklung	–10	+10
D Habitatverfügbarkeit	0	+10
E Entwicklung der Habitatsituation	–10	+10
F direkte anthropogene Beeinflussung	–10	+10
G Einwanderung	0	+1
H weitere Risikofaktoren	0	+10

welche im Anhang II der FFH-Richtlinie gelistet sind, wurden auch der Funddatenbank des Umweltbundesamts (Bericht nach Artikel 17 FFH-Richtlinie) übernommen. Ein Vorkommen wurde *nicht* auf andere Rasterzellen übertragen, wenn aus diesen konkrete Befischungsdaten vorlagen, aber kein Nachweis der betrachteten Art vorlag. Auch bei zeitlich weit zurückliegenden Nachweisen sowie bei nur als Einzelfund belegten Arten wurde auf die Extrapolation auf benachbarte Rasterzellen verzichtet.
Diese Vorgangsweise ist naturgemäß mit Unsicherheiten verbunden und beruht trotz der beschriebenen „Regeln" auf Experteneinschätzung. Sie erschien aber gerechtfertigt, um offensichtliche und methodisch bedingte Lücken in unserem Kenntnisstand auszugleichen und so die tatsächliche Verbreitung der Arten besser abschätzen zu können.
Einen Sonderfall stellt der Neusiedler See dar, aus dem nicht für alle Rasterzellen Befischungsdaten vorliegen. Nachweise an einzelnen Standorten im See wurden grundsätzlich auf das gesamte Gewässer, d.h. sämtliche Rasterfelder des Neusiedler Sees übertragen. Da diese Rasterfelder stets sowohl Bereiche des offenen Sees als auch den Schilfgürtel abdecken, gilt dies für alle nachgewiesenen Arten im See, unabhängig von ihrem bevorzugten Habitat. Eine Ausnahme von dieser Vorgangsweise betrifft den Schlammpeitzger und die Karausche, welche in den letzten Jahren nur für den Mündungsbereich der Wulka dokumentiert wurden.

Die derart für jede Art ausgewiesenen Vorkommen spiegeln die Verbreitung der Fischarten im Burgenland wider, erlauben aber noch keine Angaben zur

In größeren und tieferen Gewässern erfolgt die Befischung vom Boot aus

Bestandsqualität (BQ). Da jedoch die Populationsgröße oder die Reproduktionskapazität innerhalb eines Teilverbeitungsgebietes von entscheidender Bedeutung für die Beurteilung der Aussterbenswahrscheinlichkeit ist, wurde die Bestandsqualität wie bei Wolfram & Mikschi (2001) in drei Kategorien unterteilt, wobei sich die Zuordnung an den nachfolgenden Kriterien zur Populationsgröße orientierte:

BQ 3: Mehr als 500 adulte (laichreife) Individuen in einem fischpassierbar verbundenen Gewässerabschnitt und Reproduktionsnachweis; gute Bestandsqualität, vitaler Bestand

BQ 2: Weniger als 500 adulte Individuen und keine Reproduktion, aber ständiger Zuzug aus produktiven Gebieten möglich ODER weniger als 500 adulte Individuen und Reproduktion gegeben; durchschnittliche Bestandsqualität, in der Regel stabiler, wenn auch kleiner Bestand

BQ 1: Weniger als 500 adulte Individuen und keine (gesicherte) Reproduktion, Bestand allenfalls nur durch Besatz aufrechterhalten ODER Einzelfunde, selbst wenn eine Reproduktion plausibel angenommen werden kann (schlechte Bestandsqualität).

Das Kriterium von 500 adulten und laichreifen Individuen wurde zur besseren Vergleichbarkeit von Wolfram & Mikschi (2001) übernommen und kann als Mindestpopulationsgröße angesehen werden, die in einem Gewässerabschnitt vorhanden sein muss, damit dieser zumindest dem „guten ökologischen Zustand" gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie entspricht. Dieser Ansatz ist aus heutiger Sicht zu hinterfragen, wurde aber in Hinblick auf die Vergleichbarkeit der alten mit der aktuellen Roten Liste beibehalten. Es liegt auf der Hand, dass eine Beurteilung der Bestandssituation bei Fischen oftmals mit großen Unsicherheiten verbunden ist. Das gilt auch für Bestandsaufnahmen, die gemäß Leitfaden des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus

(Haunschmid *et al.* 2019) durchgeführt wurden und somit für alle gefangenen Fischarten Bestandszahlen in Individuen bzw. kg pro Hektar bereitstellen. Bei methodisch schwer erfassbaren Kleinfischen wie Koppen und Steinbeißer gingen wir meist davon aus, dass im Falle eines wiederholten Nachweises die Mindestpopulationsgröße gegeben ist. Bei Prädatoren wie Hecht und Wels ist davon auszugehen, dass innerhalb eines Fließgewässerabschnittes keine Populationsgröße von über 500 Individuen erreicht werden. Trotzdem erlauben die leitfadenkonform durchgeführten, quantitativen Aufnahmen der letzten Jahre zumindest die Abschätzung einer Größenordnung des Bestands. Zudem kann bei wiederholten Nachweisen einer Art und dem Vorkommen juveniler Altersstadien auf eine funktionierende Reproduktion geschlossen werden. Unter zusätzlicher Berücksichtigung der Populations- oder Altersstruktur der Fischarten – auch das ein Ergebnis von leitfadenkonform durchgeführten Elektro-Befischungen – kann somit indirekt die Bestandqualität eingeschätzt werden.

Gemäß der beschriebenen Methode wurde für jede Fischart pro Rasterfeld mit Nachweis (oder Extrapolation nach oben genannten Regeln) eine der drei Kategorien zur Bestandsqualität vergeben. Die Rasterfrequenz ergibt sich damit nicht aus der bloßen Summe der besetzten Rasterfelder, sondern aus der Summe der Bestandsqualitäten. Ausgehend von 158 Rasterfeldern, in denen überhaupt Oberflächengewässer vorhanden sind, ist damit eine maximale gewichtete Rasterfrequenz von 474 Punkten möglich – zumindest für eine hypothetische Fischart, die in allen Rastern mit BQ 3 vorkommt. Realistischerweise ist auch für häufige Arten ein deutlich geringerer Maximalwert möglich. In der Roten Liste von Wolfram & Mikschi (2001) wurde dieser (ausgehend vom Gründling als der häufigsten Fischart) mit 225 errechnet.

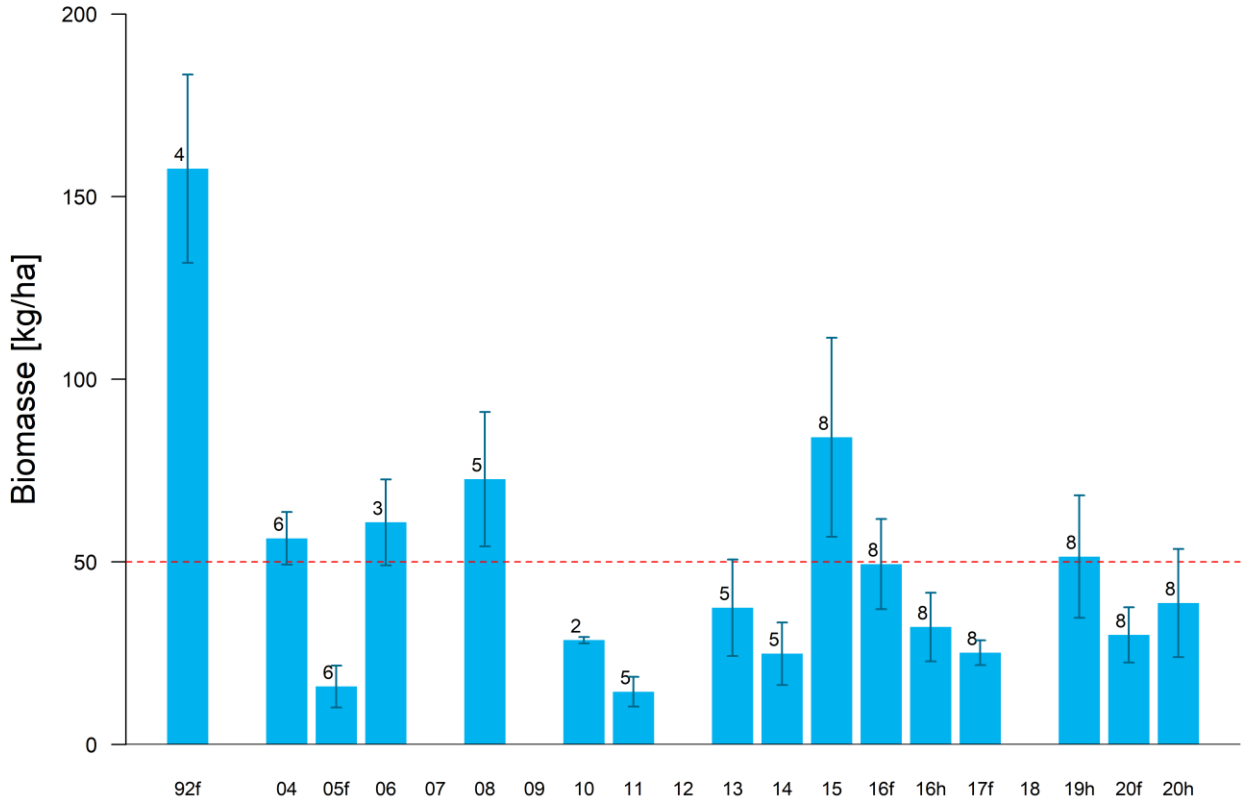
Die Übertragung der gewichteten Rasterfrequenzen auf die 10-stufige Skala zur Bewertung des Bestandes erfolgte durch a) Reihung der Fischarten entsprechend der Bestandssituation, b) Definition einer Rasterfrequenz von 225 als bestmögliche Bestandssituation und c) lineare Abstufung des 10-stufigen Kriteriums entlang der gewichteten Rasterfrequenzen zwischen 0 und 225. Die Skalierung wurde von Wolfram & Mikschi (2001) übernommen.

In Fällen, in denen keine Information zur Bestandsgröße und -qualität vorlagen (z.B. Daten des Umweltbundesamts zu den FFH-Arten) wurde die Bestandsqualität im Rasterfeld mit einem „?“ vermerkt und floss nicht in die weitere Berechnung der Bestandsituation ein.

ad B – Bestandsentwicklung

Im Versuch, die Entwicklung der Fischbestände im Burgenland abzuschätzen, drängt sich ein Vergleich der aktuellen Situation mit dem Referenzzustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie auf. Es liegen dazu zwar keine gesicherten Daten vor, doch vermitteln die – auf Grundlage vielfältiger Daten entwickelten – Leitbilder für die Bio- und Fischregionen Österreichs (Haunschmid *et al.* 2019) einen Eindruck von der hohen Biodiversität heimischer Gewässer vor Intensivierung menschlicher Nutzungen vor allem im Laufe des 20. Jahrhunderts. Im Vergleich zum Leitbild präsentieren sich viele Gewässer des Burgenlandes heute als relativ artenarm – in erster Linie eine Folge von Habitatverlusten durch Regulierungen, Wasserentnahmen und die Unterbrechung von Wanderkorridoren.

Kiemennetzbefischung am Neusiedler See



Langzeitreihen zum Fischbestand sind im Burgenland nur in Ausnahmefällen verfügbar. Die Grafik zeigt die Entwicklung des Gesamtfischbestands in kg/ha in der Äschenregion der Lafnitz zwischen 1992 und 2020, dargestellt als arithmetischer Mittelwert ± Standardfehler je Kampagne. Die Zahlen an der x-Achse zeigen die Jahre. Aufnahmen im Frühjahr sind mit *f* gekennzeichnet. Fanden im gleichen Jahr zwei Kampagnen statt, sind die Herbstaufnahmen mit *h* gekennzeichnet. Die Zahlen bei den Balken geben die Anzahl der Einzelaufnahmen in den jeweiligen Befischungskampagnen wieder. Die rote Linie bei 50 kg/ha markiert die Grenze zwischen gutem und mäßigen ökologischen Zustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Quelle: DWS Hydro-Ökologie

Die negative Entwicklung der Bestände vieler Arten in der Vergangenheit kann natürlich nicht in gleicher Weise in die Zukunft extrapoliert werden, und doch sind die Veränderungen in der Vergangenheit die wichtigste Grundlage für Abschätzungen zur künftigen Entwicklung im Sinne der von der IUCN definierten „Aussterbensprognose".

Zum Zeitpunkt der Erstellung der Roten Liste vor 20 Jahren lagen für das Kriterium der Bestandsentwicklung nur wenige gesicherte Informationen vor. Mit der vorliegenden Arbeit stehen erstmals zwei konsolidierte und sehr gut vergleichbare Datensätze gegenüber, die direkt miteinander verglichen werden können und damit die Bestandsentwicklung (auch unter Berücksichtigung gewisser Datenlücken) gut abbilden.

Der Indikator B Bestandsentwicklung wurde daher anders als in der Arbeit von Wolfram & Mikschi (2001) wie folgt abgeleitet:

- Für Arten, die in der Roten Liste 2001 als ausgestorben geführt wurden, in den letzten 10 Jahren aber nachgewiesen werden konnten (Hundsfisch, Nerfling, Wolgazander, Rußnase), wurde für das Kriterium der Bestandsentwicklung der gleiche Indikatorwert herangezogen, der auch den aktuellen Bestand kennzeichnet (z.B. Hundsfisch: Indikator A = 1, daher Bestandsentwicklung 1).
- Für Arten ohne Änderung des Indikatorwerts für die Bestandssituation wurde die künftige Bestandsentwicklung in einem ersten Schritt mit 0 angenommen. Bei zwei Arten, bei denen der Bestandsindikator keine Änderung erfuhr (vor 20 Jahren und heute mit 1 bewertet), für die aber dennoch ein Rückgang zu verzeichnen ist, wurde die Bestandsentwicklung negativ bewertet: Bei der Äsche beträgt die gewichtete Rasterfrequenz etwa ein Drittel des Werts vor 20 Jahren. Die Bestandsentwicklung wurde für diese Art mit –6 bewertet. Die Koppe zeigt einen leichten, plausiblen Rückgang der gewichteten Rasterfrequenz; die Bestandsentwicklung wurde

daher mit –1 festgelegt. Bei Arten mit sehr geringen Bestandswerten oder unplausibler Veränderung der gewichteten Rasterfrequenz wurde die Bestandsentwicklung bei 0 belassen.

- Für Arten mit Änderung des Indikatorwerts für die Bestandssituation wurde die prozentuelle Veränderung der gewichteten Rasterfrequenz als Ausgangswert für die Bestandsentwicklung herangezogen (–40% entspricht Indikatorwert –4). In mehreren Fällen wurde der Wert jedoch unter Berücksichtigung von Datenlücken und in Hinblick auf die künftige Entwicklung nach Experteneinschätzung korrigiert.
- Bei neu aufgetretenen Arten (z.B. Grundeln, Huchen) wurde die künftige Bestandsentwicklung nach Experteneinschätzung bewertet.

ad C – Arealentwicklung

Mit dem Kriterium der Arealentwicklung soll beurteilt werden, ob eine Art gleichmäßig im gesamten Untersuchungsgebiet zurückgeht, aber überall präsent bleibt, oder in Teilen des Gebietes völlig verschwindet. Dieses in der Gefährdungseinstufung nicht stark gewichtete Kriterium lässt sich für aquatische Tiergruppen recht gut anwenden, wenn man Areale als Flusseinzugsgebiete auffasst. So wird beispielsweise das lokale Verschwinden einer Art aus der Leitha, die keine Verbindung zu anderen burgenländischen Gewässern aufweist, anders zu gewichten sein als aus der Pinka, solange die Art noch in angrenzenden Flüssen wie der Lafnitz oder Raab vorkommt.

Es wurden vier verschiedene Bewertungen definiert:

- lokaler Rückgang (z.B. Verschwinden einer Potamalart aus der Pinka stromauf von Burg zu erwarten, Vorkommen stromab von Burg unbeeinträchtigt): –1
- regionaler Rückgang (z.B. Verschwinden einer Potamalart aus der Raab, aber Präsenz in der Pinka noch gegeben; Verschwinden einer Rhithralart aus dem Pinka-Oberlauf bei gleichzeitigem Vorkommen in der Lafnitz): –3
- überregionaler Rückgang (z.B. Verschwinden einer Potamalart aus der Leitha, aber Vorkommen in der Lafnitz und/oder Raab gesichert): –5
- landesweiter Rückgang (z.B. völliges Verschwinden einer Art im Burgenland): –7

Positive Entwicklungen werden analog bewertet, bei den Neunachweisen wurde der Wert +3 vergeben.

ad D – Habitatverfügbarkeit

Die Bewertung der Habitatverfügbarkeit erfolgte in der vorliegenden Arbeit anders als bei der letzten Roten Liste vor 20 Jahren. Die Indikatorwerte für dieses Kriterium in den beiden Listen sind also nur teilweise vergleichbar.

Für Fließgewässer erfolgte die Bewertung in erster Linie auf Basis der Fischregionen im Burgenland. Hierbei wurden den Rastern die in ihnen vorhandenen Fischregionen zugeordnet. Das Vorkommen einer Fischregion in einem Raster (beziffert mit der Zahl 1) wurde nach hydromorphologischem Zustand des jeweiligen Rasters gewichtet (je schlechter der Zustand, desto geringer die

Das Kriterium D Habitatverfügbarkeit berücksichtigt das Vorhandensein von Flüssen unterschiedlicher Fischregionen, aber auch die Naturnähe der Gewässer. Unregulierte und dynamische Fluss-abschnitte wie an der Lafnitz Höhe Loipersdorf-Kitzladen sind im Burgenland nur mehr sehr selten zu finden.

Gewichtung: 1 = guter Zustand, 0 = schlechter Zustand). Bewertungsgrundlage des hydromorphologischen Zustands ist eine aktuelle Aufnahme des Landes Burgenland (Quelle: Amt der Bgld. Landesregierung, Abt. 5 Baudirektion). Für die vorliegende Rote Liste wurde allerdings nicht der gesamte morphologische Zustand herangezogen, sondern nur die beiden morphologischen Parameter Uferdynamik und Sohldynamik. Raster, zu denen keine morphologische Daten vorliegen (ca. 10% der Raster, in denen eine Fischregion verzeichnet wurde), wurden mit 0,5 (neutral) gewichtet. Die so für jeden einzelnen Raster erhaltenen Indizes wurden für jede Fischregion summiert und weiters für jede Fischart gewichtet, und zwar mit einer Vorkommens-Wahrscheinlichkeit entsprechend ihrer potentiellen Verbreitung in den Fischregionen gemäß fischökologischem Leitbild nach Haunschmid *et al.* (2019). Dabei erhielten Leitarten das Gewicht 4, typische Begleitarten 2 und seltene Begleitarten 1. Da das Leitbild der Koppe für gewisse Fischregionen nicht eindeutig festgelegt ist (Epirhithral, Metarhithral und Hyporhithral klein *sensu* Haunschmid *et al.* (2019)), wurde die Vorkommenswahrscheinlichkeit für die betreffenden Fischregionen nach *expert judgement* ermittelt. Die so für jede Fischregion und Fischart ermittelten Werte wurden innerhalb einer Fischart summiert. Die Vorgehensweise wurde separat für die im Burgenland vorkommenden Fischbioregionen B (Bergrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen) und E (Östliche Flach- und Hügelländer) durchgeführt. Die ermittelten Indizes jeder Fischart aus den beiden Fischregionen wurden addiert, wobei nach Experteneinschätzung noch ein Gewichtungsfaktor berücksichtigt wurde, um besondere Ansprüche von Arten (z.B. Mittelstreckenwanderer) oder die geringe Repräsentanz naturnaher Abschnitte mancher Gewässertyen zu berücksichtigen. Die Grundlagendaten zur Berechnung der Habitatverfügbarkeit sind im Anhang in Tabelle 3 bis Tabelle 7 zusammengefasst.

Zur Abschätzung der Habitatverfügbarkeit in stehenden Gewässern wählten wir eine ähnliche Vorgangsweise: Die Gewässer wurden in einem ersten Schritt in vier Gewässertypen eingeteilt:

- Neusiedler See
- künstliche Seen (z.B. Bergbauseen im Nordburgenland)
- Altarme (Raab, Leitha, Lafnitz)
- Autümpel und Altwässer entlang größerer Tieflandflüsse

Für diese Gewässertypen wurde nach *expert judgement*, in Anlehnung an Gassner *et al.* (2003) und analog zum Fließgewässerleitbild nach Haunschmid *et al.* (2019) ein „Seenleitbild" erstellt. Pro Gewässertyp wurde die Anzahl der Raster ermittelt, die sodann mit einer Vorkommenswahrscheinlichkeit laut „Seenleitbild" (analog zu den Fließgewässern mit den Werten 1, 2 und 4 für seltene Begleitarten, typische Begleitarten und Leitarten) für jede Fischart gewichtet und bei Vorkommen einer Art in mehr als einem Gewässertyp addiert wurde.
Auch hier wurde nach Experteneinschätzung ein Gewichtungsfaktor eingeführt, um die geringe Repräsentanz mancher Gewässertypen in naturnaher Ausprägung (z.B. Autümpel) zu berücksichtigen (siehe Tabellen im Anhang).
Als letzter Schritt wurden die Werte für die Habitatverfügbarkeit beider Gewässerkategorien summiert und skaliert. Die höchst erreichte Punktzahl erhielt 100% bzw. 10 Punkte. Die Habitatverfügbarkeit der weiteren Arten wurde in 10%-Schritten (= 1 Punkt Differenz) entsprechend geringer bewertet.
Für eine heimische Art, nämlich den Sterlet, wird die Habitatverfügbarkeit mit 0 angesetzt. Sie

Autümpel (hier bei Heiligenkreuz im Lafnitztal) gehören zu den gefährdetsten aquatischen Lebensräumen im Burgenland

Für Arten, die vor allem Nebengewässer von Tieflandflüssen besiedeln, entwickelte sich die Habitatsituation in den letzten ein bis zwei Jahrzehnten zumeist negativ. Dieser einseitig angebundene Altarm an der Leitha stromab Zurndorf war 2007 Lebensraum für Bitterlinge und andere stagnophile Fischarten. Zehn Jahre später war er weitgehend verlandet.

besiedelt große Tieflandflüsse und benötigt uneingeschränkt durchwanderbare Korridore in der Donau bzw. von dort über die Mosoni Duna bzw. die untere Rába/Raab bis zur Staatsgrenze. Dieses „Habitat" im weitesten Sinne ist heute nicht mehr gegeben.

Nicht-heimische Arten ohne Reproduktion, deren Vorkommen ausschließlich auf Besatz oder Einschleppung zurückzuführen ist, wurden hinsichtlich der Habitatverfügbarkeit nicht eingestuft. Für nicht-heimische Arten mit (wahrscheinlicher oder sicherer) Reproduktion wurde die Habitatverfügbarkeit nach Experteneinschätzung mit 1 festgelegt, mit Ausnahme des Dreistacheligen Stichlings (2), des Bachsaiblings (2), der Regenbogenforelle (3), des Sonnenbarschs (3) und des Blaubandbärblings (5).

ad E – Entwicklung der Habitatsituation

Für dieses Kriterium gilt das gleiche wie für die Entwicklung der Bestandssituation: Nicht die bisherige, sondern die künftige Entwicklung der Habitatsituation ist zu bewerten. Aus der Sicht der Fischökologie sind hier unter anderem zu berücksichtigen:

- flussbauliche Maßnahmen, Restrukturierungen, Verbesserung der longitudinalen und lateralen Konnektivität (z.B. Fischaufstiegshilfen);
- Maßnahmen mit Auswirkungen auf die stoffliche Belastung (Kläranlagen, Uferpufferstreifen, Extensivierung/Intensivierung der Landwirtschaft);
- Änderungen im Schutzstatus (z.B. Ausweisung eines Naturschutzgebietes).

Ausgangspunkt ist die Entwicklung der Habitatverfügbarkeit seit der letzten Roten Liste, die jedoch – wie oben ausgeführt – nur eingeschränkt mit den Werten in der vorliegenden Arbeit vergleichbar ist. Zudem ist zu berücksichtigen, dass sich manche negative Entwicklungen der Vergangenheit, die in der alten Roten Liste in dieses Kriterium eingeflossen sind, heute gewissermaßen stabil auf einem niedrigen Niveau eingependelt haben (z.B. Flussregulierungen) und nicht weiter fortgeschrieben werden können.

Die Einstufung der Fischarten für das Kriterium „Entwicklung der Habitatsituation" erfolgte als subjektive Einschätzung entsprechend der oben angeführten Subkriterien zu Maßnahmen und Schutzstatus, wobei die anhaltend negative Entwicklung der Nebengewässer (z.B. Altarme Lafnitz nahe der Staatsgrenze) im Vordergrund stand. Als weiterer Faktor, der vor 20 Jahren noch nicht jene Rolle spielte, die ihm heute zukommt, ist die Erwärmung der heimischen Gewässer anzusehen (Dokulil 2013; van Vliet *et al.* 2013). Sie bedingt als Effekt des Klimawandels in Kombination mit Wasserentnahmen (zu denen vielerorts keine gesicherten Daten vorliegen) und Intensivierung der Landwirtschaft auch eine Zunahme von hydrologischen Extremereignissen (Niederwasser- bis hin zu Trockenphasen in kleinen Bächen). Während die Gewässererwärmung für manche Arten wie die Bachforelle negative Auswirkungen hat (Lahnsteiner *et al.* 2011; Unfer *et al.* 2015), profitieren andere Arten wie z.B. der Schneider, der sein Verbreitungsareal in den letzten zwei Jahrzehnten deutlich Richtung stromauf ausdehnen konnte.

Die geplante, teilweise bereits durchgeführte Anbindung von Altarmen an den Hauptfluss im Zuge von Renaturierungsprojekten geht in die Einstufung des Kriteriums E kaum ein. Das liegt weniger daran, dass diese Maßnahmen mit Blick auf die Bestands-

Veränderungen der Habitatverfügbarkeit dauern mitunter Jahre. Eine kleinräumige Aufweitung der Leitha Mitte der 1990er Jahre ließ erst mehr als zehn Jahre später eine Insel mit flachen kiesigen Ufern entstehen.

situation im gesamten Bundesland meist nur sehr kleinräumig sind. Vielmehr brachten etliche dieser Maßnahmen in der Vergangenheit nicht den erwarteten Erfolg. Die Erfahrung lehrt, dass manche Anbindungen von Altarmen in der Vergangenheit zu zögerlich umgesetzt wurden und damit aus fischökologischer Sicht sogar einen negativen Effekt hatten (z.B. starke Verlandungstendenzen bei zu geringer Dotation, vgl. (Wolfram *et al.* 1997; Wolfram *et al.* 2010b)). Hinzu kommt, dass selbst eine gelungene Altarmanbindung primär den rheophilen Fischarten zugute kommt. Stagnophilen Arten hingegen wird damit ihr Lebensraum genommen, der jedoch aufgrund der sehr eingeschränkten Dynamik der größeren Tieflandflüsse des Burgenlandes an anderer Stelle nicht neu entstehen kann.

Diese Ausführungen sollen die Schwierigkeiten verdeutlichen, die mit der Abschätzung dieses Kriteriums verbunden sind. In der Gesamteinstufung der Gefährdung einer Art kommt dem Kriterium E allerdings ohnehin nur dann Bedeutung zu, wenn die Entwicklung der Habitatsituation stark negativ oder stark positiv ist (Wert kleiner –4 oder größer +4).

ad F – Direkte anthropogene Beeinflussung

Unter direkter anthropogener Beeinflussung sind nach Zulka *et al.* (2001) alle Maßnahmen zu verstehen, die nicht über die Veränderung des Lebensraumes auf die Art wirken. Konkret wird von den genannten Autoren Fischbesatz als Beispiel einer positiven anthropogenen Beeinflussung angeführt. Die „Stützung" eines Bestandes durch Besatz ist jedoch aus heutiger Sicht kritisch zu sehen (vgl. Pamminger-Lahnsteiner *et al.* (2010), Pinter *et al.* (2017), Weibel & Wolf (2002)). Entsprechende Maßnahmen sind in der Regel wirtschaftlich motiviert, sie dienen mehr der Ertragssteigerung als dem Schutz einer Art. Darüber hinaus existieren Bestände, die ausschließlich durch Besatzmaßnahmen aufrechterhalten werden, aber keine reproduzierenden Populationen darstellen und somit für die Arterhaltung keine Bedeutung haben. Weitere Bedenken beziehen sich auf die Qualität des Besatzmaterials (Standortgerechtigkeit, Risiko des Verlustes der genetischen Variabilität).

Ungeachtet dieser Einwände folgten wir den Vorgaben des UBA und übernahmen damit auch die Vorgangsweise von Wolfram & Mikschi (2001). Sporadischer Besatz wurde mit dem Indikator +1 bewertet, regelmäßige Besatzmaßnahmen mit +3 (Zander, Hecht, Karpfen vor allem im Neusiedler See, Bachforelle in verschiedenen Rhithralgewässern, Huchen in der Leitha). Ebenfalls durch eine Einstufung mit +3 wird den beiden Artenschutzprogrammen für den Hundsfisch (im Hanság) und die Äsche (in der mittleren Lafnitz) Rechnung getragen. In letzterem Fall ist die Schonung der genetisch einzigartigen (wenn auch geografisch auf ein kleines Areal beschränkten) Äschenpopulation der Lafnitz (Weiss *et al.* 2012; Weiss *et al.* 2013) hervorzuheben. Daneben gibt es seit Jahren Bemühungen, den Ursachen der geringen Fischbestände in Forschungsprojekten auf den Grund zu gehen sowie Maßnahmen zur Verbesserung der Bestandssituation zu entwickeln (Wolfram & Fürnweger 2015a; b; Wolfram *et al.* 2013a; Wolfram *et al.* 2007).

ad G – Einwanderung

Mit dem Kriterium Einwanderung sollen „randlich ausstrahlende" Vorkommen bewertet werden. Im Sinne der IUCN ist die Gefährdungskategorie herabzusetzen, wenn eine permanente Einwanderung lebens- und fortpflanzungsfähiger Individuen in die regionalen Populationen gegeben ist. Dieser Aspekt betrifft vor allem Arten, die in Österreich Gewässer der Ungarischen Tiefebene besiedeln. Man könnte dieses

Kriterium eng fassen und nur auf Arten anwenden, die auf eine solche Einwanderung angewiesen sind. In diesem Sinne wurde dieses Kriterium auch in der alten Roten Liste vor 20 Jahren verstanden. Aus heutiger Sicht erscheint diese Einengung nicht gerechtfertigt und es wird eine Einwanderung auch für potamale Arten angenommen, deren Vorkommen weitgehend auf Tieflandflüsse beschränkt ist und die potenziell oder nachweislich im Zuge von Laichwanderungen in die österreichischen Gewässer aufsteigen. Auch für die neu aus der Donau eingewanderten Arten Kessler-, Schwarzmund- und Nackthalsgrundel wurde dieses Kritierium vergeben. Ein Schlüsselfaktor ist hier die Gewährleistung bzw. die Wiederherstellung des Kontinuums in den Flussunterläufen von Leitha und Raab. Bedauerlicherweise stehen dazu aus Ungarn nur wenige gesicherten Informationen zur Verfügung (Keresztessy & Keserü 2010).

ad H – Weitere Risikofaktoren

In Zulka *et al.* (2001) werden unter anderem folgende „Weitere Risikofaktoren" angeführt:

- Konkurrenz/Verdrängung durch allochthone Arten
- Besonders riskante Zugrouten (bei Vögeln)
- Genetische Isolation
- Parasiten

Die Bewertung des Kriteriums erfolgt durch Aufsummierung der „Weiteren Risikofaktoren".

Eine Verdrängung autochthoner durch **nicht-heimische Arten** ist nur schwer nachzuweisen. Herzig-Straschil (1989) und Mikschi *et al.* (1996) vermuteten einen Zusammenhang zwischen dem Verschwinden einiger Kleinfischarten aus dem Schilfgürtel des Neusiedler Sees (und dem Hanság) und dem intensiven Aalbesatz im 20. Jhdt. – eine Hypothese, die durch Nachweise von Bitterling und Marmorierter Grundel in den letzten Jahren, d.h. *nach* dem starken Rückgang des Aals im See, gestützt wird (Fürnweger *et al.* 2020). Auch Wanzenböck & Keresztessy (1991) dokumentierten eine negative Korrelation zwischen dem Vorkommen des Aals und jenem von Kleinfischen. Heute stellt der Aal im Neusiedler See keinen Risikofaktor mehr dar, da kein Besatz mehr erfolgt und die Bestände mittlerweile extrem ausgedünnt sind.

Neue Konkurrenz durch allochthone Arten könnten manche heimische Arten durch das Auftreten von Grundeln (Kessler-, Nackthals-, Schwarzmundgrundel) aus dem unteren Donaugebiet erfahren. Diese breiteten sich in den letzten Jahren markant aus, zunächst über die Donau, in der Folge auch in einige Donauzubringer. Im Burgenland sind die drei Grundel-Arten bislang nur im Leitha-System nachgewiesen worden, wo potenziell beeinträchtigte Arten wie Zingel, Streber oder Sandgressling jedoch nicht vorkommen. Zudem gibt es zwar eine Reihe von Hinweisen auf Nahrungskonkurrenz oder einen erhöhten Prädationsdruck durch Grundeln mit negativen Auswirkungen auf autochthone Fischpopulationen (Corkum *et al.* 2004; Firth *et al.* 2021), die Habitatpräferenzen der allochthonen Grundeln unterscheiden sich jedoch von jenen der oben genannten Arten, und selbst in der Donau war der von Ramler & Keckeis (2019) untersuchte Einfluss der invasiven Grundeln auf benthische Fischarten wie Barbe und Donau-Weißflossengründling gering. Zum jetzigen Zeitpunkt kann daher nicht mit Sicherheit ein Risikofaktor aufgrund der Ausbreitung der Donau-Grundeln angenommen werden. Die Entwicklung ist jedoch mit erhöhter Aufmerksamkeit zu verfolgen.

Die Wehranlage an der Gyöngyös in Köszeg stellt ein Migrationshindernis dar und verhindert eine Laichwanderung von Fischen in den österreichischen Abschnitt der Güns (Foto: August 2015)

Gering dürfte auch der Einfluss von Sonnenbarsch und Blaubandbärbling auf heimische Arten sein, auch wenn sie potenzielle Nahrungs- und Lebensraumkonkurrenten zu anderen benthivoren Arten im Neusiedler See darstellen (Wolfram-Wais *et al.* 1999; Wolfram & Mikschi 2003) und generell als Vektoren für krankheiten fungieren können (Gozlan *et al.* 2010). Wie bereits in der alten Roten Liste vor 20 Jahren – und auf Grundlage von Erfahrungen aus dem fischökologischen Monitoring des Nationalparks Neusiedler See, aus dem keine Verdrängung heimischer Arten durch Sonnenbarsch und Blaubandbärbling ablesbar ist – werden diese beiden Arten nicht als echte Risikofaktoren gewertet.

Der Risikofaktor **„riskante Zugrouten"** bei Zulka & Eder (2006) entspricht aus fischökologischer Sicht dem Risiko von Unterbrechungen der Wandermöglichkeiten durch Querbauwerke. Im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie wäre hier eine positive Entwicklung zu erwarten, d.h. eine Verbesserung der Wanderrouten von der Donau bis in Leitha, Raab und Lafnitz. Ob sich die Situation diesbezüglich in den letzten 20 Jahren auf ungarischer Seite verbessert hat, ist leider unzureichend bekannt. Wir werten diesen Punkt aktuell bei keiner Art als Risikofaktor.

Genetische Isolation ist für kleine Restpopulationen zu vermuten. Dieser Risikofaktor wurde in der alten Roten Liste von Wolfram & Mikschi (2001) nur für die beiden sehr seltenen Arten Schlammpeitzger und Moderlieschen herangezogen, welche damals fast ausschließlich in einigen Altarmen an der Lafnitz bzw. der Leitha nachgewiesen wurden. Diese Einschätzung wird in der vorliegenden Arbeit beibehalten und gilt gleichermaßen auch für den Hundsfisch, der nur in einem einzigen isolierten Gewässer im Burgenland vorkommt. Daneben erfuhr auch die Karausche in den letzten zwei Jahrzehnten eine zunehmende Fragmentierung und Einengung des Lebensraumes, womit auch das Risiko der genetischen Isolation verbunden ist. Schließlich erscheint es gerechtfertigt, diesen Risikofaktor auch bei der Äsche anzusetzen, die in der Lafnitz eine kleine, wenn auch noch stabile Population ohne Kontakt zu anderen Metapopulationen aufweist. Hinzu kommt, dass sich die „Lafnitz-Äsche" genetisch deutlich von anderen Stämmen im Ostalpenraum unterscheidet; eine Stützung durch Besatz aus anderen Flusseinzugsgebieten wäre daher kontraproduktiv (Weiss *et al.* 2012; Wolfram *et al.* 2007). Beim Huchen ist der Terminus „genetische Isolation" nicht zutreffend, allerdings hängt der Fortbestand dieser Art im Burgenland vermutlich stark von einer laufenden Besatzstützung ab – auch das in gewissem Sinne ein Risikofaktor.

Unter den **Fischparasiten** hat in den letzten Jahren vor allem der Erreger der proliferativen Nierenkrankheit (PKD) an Bedeutung gewonnen. Auslöser dieser Erkrankung ist ein zu den Myxozoa gehörendes parasitisch lebendes Nesseltier *(Tetracapsuloides*

Für Arten, die nur in isolierten Kleingewässern wie Autümpeln vorkommen, besteht das Risiko einer genetischen Verarmung.

bryosalmonae). Bei Wassertemperaturen über 15 °C bricht die Krankheit aus, die in unseren Breiten vor allem die Bachforelle betrifft und in manchen Gewässern zu einem markanten Einbruch der Bachforellen-Populationen geführt hat (Waldner *et al.* 2019). Für die Bachforelle wird die Krankheit PKD daher als zusätzlicher Risikofaktor gewertet.

Als weiterer Risikofaktor ist die **Temperaturerwärmung** als Folge der globalen Erwärmung anzusehen. Man könnte diesen Faktor auch unter dem Kriterium *Habitatentwicklung* berücksichtigen. Da es jedoch nicht nur einzelne Teillebensräume, sondern das gesamte Burgenland betrifft, erscheint es gerechtfertigt, die Temperatur-Veränderungen als Risikofaktor gesondert zu gewichten. Unter den Fließgewässerarten wurde der Risikofaktor Temperatur für die rhithralen Arten Bachforelle, Äsche, Huchen und Koppe vergeben. Das Risiko von extremen Niederwasserphasen in kleinen, abflussarmen Bächen als Folge der zunehmenden Klima- und Wetterextreme wurde nicht als Risikofaktor gewertet, da davon meist recht anspruchslose und weit verbreitete Arten wie Gründling, Aitel und Bachschmerle betroffen wären.

Die Gefahr einer **Austrocknung** besteht auch beim Neusiedler See, der bereits in der Vergangenheit mehrmals extreme Niederwasserphasen durchlebt hat und zuletzt in den 1860er Jahren völlig ausgetrocknet ist (Wolfram *et al.* 2014a). Der See stellt für mehrere Fischarten den Vorkommensschwerpunkt im Burgenland dar.

Sowohl extreme Niederwasserstände im See (mit dem damit einhergehenden Verlust des Teillebensraumes Schilfgürtel, vgl. (Krisa *et al.* 2020; Wolfram *et al.* 2020b)) als auch überschießende Gegenmaßnahmen könnten sich negativ auf das Ökosystem und damit auf die Fischfauna des Sees auswirken (vgl. Wolfram *et al.* (2020a)). Im Wulka-Mündungsbereich haben die litoralen Arten des Sees jedoch ein Rückzugsgebiet, von dem aus eine Wiederbesiedlung nach einer Trockenphase möglich wäre. Auch ist eine rasche Erholung bei wieder ansteigenden Wasserständen zu erwarten und könnte auch durch Besatzmaßnahmen gestützt werden. Die mögliche Austrocknung des Sees wurde daher nicht als zusätzlicher „weiterer Risikofaktor" gewertet, ebensowenig mögliche Konsequenzen einer Wasserzuleitung. Diesbezügliche Überlegungen gibt es schon lange, eine Realisierung wäre aber sicherlich nicht innerhalb weniger Jahre zu erwarten.

Die Äschenpopulation in der Lafnitz Höhe Loipersdorf-Kitzladen unterscheidet sich genetisch signifikant von allen anderen bekannten Populationen dieser Art in Mitteleuropa. Die Länder Burgenland und Steiermark haben nicht nur den Fluss an der Landesgrenze gemeinsam, sondern teilen sich auch eine besondere Verantwortung zum Schutz der Lafnitz-Äsche.

Verantwortlichkeit

Neben den Einstufungen in die Gefährdungskategorien sieht die IUCN eine Bewertung der Arten hinsichtlich der Verantwortlichkeit und des Handlungsbedarfs vor. Steinicke (2002) definiert Verantwortlichkeit wie folgt:

!! *in besonderem Maße verantwortlich*: Arten, deren Aussterben im Bezugsraum gravierende Folge für den Gesamtbestand hätte bzw. deren weltweites Erlöschen bedeuten würde.

! *stark verantwortlich*: Arten, deren Aussterben im Bezugsraum gravierende Folgen für den Gesamtbestand hätte bzw. deren weltweite Gefährdung stark erhöhen würde.

Aufgrund der geringen Größe des Burgenlandes erscheint eine Einschätzung der Verantwortlichkeit mit weltweitem Blickwinkel wenig sinnvoll. Für die vorliegende, regionale Rote Liste wird der Bezug daher zum österreichweiten

Vorkommen hergestellt, wie dies bereits von Wolfram & Mikschi (2001) in der alten Roten Liste durch Anpassung der von Steinicke (2002) aufgestellten Kriterien vorgenommen worden war. Die Kriterien wurden jedoch in der Arbeit vor 20 Jahren sehr zurückhaltend angewendet. Aus heutiger Sicht erscheint es gerechtfertigt, dieses – für die Einstufung der Gefährdung nicht relevante – Kriterium etwas anders zu formulieren:

!! *in besonderem Maße verantwortlich*: Arten, bei denen mehr als die Hälfte der österreichischen Gesamtpopulation im Burgenland liegt ODER die in Österreich vom Aussterben bedroht sind (Kategorie CR: *Critically Endangered*)

! *stark verantwortlich*: Arten, bei denen 25 bis 50% der österreichischen Gesamtpopulation im Burgenland liegen

Handlungsbedarf

Als zweiter Aspekt der Schutzpriorität wird der naturschutzpolitische Handlungsbedarf ausgewiesen. Anhand dieses Kriteriums soll aufgezeigt werden, ob es für bestimmte Arten konkreter Maßnahmen bedarf oder ob wissenschaftliche Untersuchungen erforderlich sind, um überhaupt sinnvoll Maßnahmenprogramme entwickeln zu können. Die Kriterien sind nach Zulka & Eder (2006):

!! *akuter Schutzbedarf*: Arten höchster Gefährdungskategorien, adäquate Schutzprogramme fehlen, Maßnahmen zur Erforschung, Lebensraumbewahrung, zum Management dieser Arten sind umgehend zu ergreifen

! *Schutzbedarf*: Artenschutzprogramme sollten entwickelt, Forschungsdefizite abgebaut und Lebensräume unter Schutz gestellt werden

? *Schutzpriorität fragwürdig*: eingeführte Arten, unabhängig von der Aussterbensgefahr sind diese Arten nicht Gegenstand des Naturschutzes, sie begründen keine besondere Wertigkeit von Biotopen

Die Einstufung „Schutzpriorität fragwürdig“ wurde nur für nichtheimische Arten mit sicherer oder sehr wahrscheinlicher Reproduktion vergeben. Für nicht reproduzierende, allein auf Besatz angewiesene Arten ist dieses Kritierium obsolet.

In niederschlagsreichen Jahren erreicht der Wasserstand des Neusiedler Sees die vorseeischen Wiesen (die auf diesem Foto allerdings trocken sind, wie die weißen Salzausblühungen erkennen lassen). In trockenen Jahren hingegen kann der Flachsee auch austrocknen, zuletzt geschehen in den 1860er Jahren. Die Klimaerwärmung könnte das Risiko erhöhen, dass dies in absehbarer Zeit erneut der Fall ist.

3. Rote Liste gefährdeter Arten

Das Konzept der Roten Liste gefährdeter Tiere nach Zulka *et al.* (2001) sieht vor, nicht nur die tatsächlich gefährdeten Arten (in den Kategorien VU bis RE) aufzulisten, sondern eine vollständiges Arteninventar der jeweils bearbeiteten Tiergruppe darzustellen und unter diesen die gefährdeten Arten rot hervorzuheben. Wie bei der alten Roten Liste von vor 20 Jahren beinhaltet auch die vorliegende nicht nur die autochthonen, sondern auch nicht-heimische Arten, und zwar unabhängig davon, ob sie sich in burgenländischen Gewässern durch Reproduktion etabliert haben oder auf regelmäßigen Besatz angewiesen sind.

Als autochthon sind im Burgenland 53 Arten anzusehen, weitere 15 Arten sind nicht-heimisch und wurden in den Jahren seit 2010 in burgenländischen Gewässern zumindest einmal nachgewiesen. Eine weitere Art, der Amerikanische Seesaibling *(Salvelinus namaycush)*, wurde im Oktober 2008 zwischen Safenmündung und Fritzmühle Höhe Rudersdorf gefangen – vermutlich ein irrtümlicher Besatz gemeinsam mit Bach- oder Regenbogenforellen aus einer Fischzucht. Da dieser Nachweis vor 2010 liegt, wurde der Amerikanische Seesaibling nicht in die Liste aufgenommen.

Der Aufbau der Artenliste folgt der Empfehlung von Zulka *et al.* (2001). Die Arten sind alphabetisch geordnet, die Spalten geben die Einstufungsindikatoren der Kriterien A bis H sowie die Bewertung der Verantwortlichkeit und des Handlungsbedarfs wieder. Neozooische (neo.) Arten sind in der Spalte „Status" gesondert gekennzeichnet. Im Anschluss an die Tabelle werden die einzelnen Arten kurz hinsichtlich ihrer früheren und aktuellen Verbreitung im Burgenland beschrieben. Wo erforderlich, werden nomenklatorische oder taxonomische Anmerkungen vorangestellt.

Gefährdungskategorie	Art	Status	Bestandssituation	Bestandsentwicklung	Arealentwicklung	Habitatverfügbarkeit	Habitatentwicklung	Dir. anthr. Beeinflussung	Einwanderung	Weitere Risikofaktoren	Verantwortlichkeit	Handlungsbedarf	Gefährdung RL Österreich
NT	*Abramis brama* (Linnaeus, 1758), Brachse		3	–1	0	3	0	0	0	0			LC
RE	*Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758, Sterlet		0	–	–	0	–	0	0	0			CR
LC	*Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782), Schneider		7	2	3	4	3	0	0	0			LC
LC	*Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758), Laube		6	0	0	6	0	0	0	0			LC
NE	*Ameiurus* sp., Zwergwels	neo.	1	0	–	1	–	1	0	–		?	NE
NE	*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758), Aal	neo.	1	–5	–5	–	–	0	0	–			RE
NE	*Babka gymnotrachelus* (Kessler, 1857), Nackthalsgrundel	neo.	1	2	3	1	0	0	1	–		?	NE
RE	*Ballerus ballerus* (Linnaeus, 1758), Zope		0	–	–	1	0	0	1	0			EN
RE	*Ballerus sapa* (Pallas, 1814), Zobel		0	–	–	1	0	0	0	0			EN
LC	*Barbatula barbatula* (Linnaeus, 1758), Bachschmerle		8	0	1	7	3	0	0	0			LC
RE	*Barbus balcanicus* Kotlík, Tsigenopoulos, Ráb & Berrebi, 2002, Semling		0	–	–	1	0	0	0	0			CR
NT	*Barbus barbus* (Linnaeus, 1758), Barbe		4	–3	3	3	0	0	1	0			NT
NT	*Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758), Güster		3	–1	0	3	0	0	0	0			LC
NE	*Carassius auratus* (Linnaeus, 1758), Goldfisch	neo.	1	0	–	–	–	1	0	–			NE
CR	*Carassius carassius* (Linnaeus, 1758), Karausche		1	–9	–5	1	–7	0	0	1		!!	EN
LC	*Carassius gibelio* (Bloch, 1782), Giebel		6	0	0	4	0	0	0	0			LC
EN	*Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758), Nase		3	–5	1	3	0	0	1	0			NT
NT	*Cobitis elongatoides* Băcescu & Mayer, 1969, Steinbeißer		4	–3	3	2	–3	0	0	0			VU
EN	*Cottus gobio* Linnaeus, 1758, Koppe		2	–1	–1	1	–3	0	0	1			NT

Gefährdungskategorie	Art	Status	Bestandssituation	Bestandsentwicklung	Arealentwicklung	Habitatverfügbarkeit	Habitatentwicklung	Dir. anthr. Beeinflussung	Einwanderung	Weitere Risikofaktoren	Verantwortlichkeit	Handlungsbedarf	Gefährdung RL Österreich
NE	*Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844), Graskarpfen	neo.	1	0	–	–	–	1	0	–			NE
NT	*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, Karpfen		3	0	0	3	0	3	0	0			EN
LC	*Esox lucius* Linnaeus, 1758, Hecht		5	0	1	4	–3	3	0	0			NT
VU	*Eudontomyzon mariae* (Berg, 1931), Ukrainisches Bachneunauge		2	1	1	3	0	0	0	0	!		VU
NE	*Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758, Dreistacheliger Stichling	neo.	1	0	0	2	0	0	0	–		?	NE
LC	*Gobio gobio* (Linnaeus, 1758), Gründling		9	0	0	7	0	0	0	0			LC
RE	*Gymnocephalus baloni* Holčik & Hensel 1974, Donaukaulbarsch		0	–	–	1	0	0	0	0			VU
VU	*Gymnocephalus cernua* (Linnaeus, 1758), Kaulbarsch		2	–1	0	1	0	0	0	0			LC
RE	*Gymnocephalus schraetser* (Linnaeus, 1758), Schrätzer		0	–	–7	1	0	0	1	0		!	VU
CR	*Hucho hucho* (Linnaeus, 1758), Huchen		1	0	3	1	0	3	0	1		!!	EN
NE	*Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844), Tolstolob	neo.	1	0	–	–	–	1	0	–			NE
NE	*Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845), Marmorkarpfen	neo.	1	0	–	–	–	1	0	–			NE
NE	*Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758), Sonnenbarsch	neo.	3	0	3	3	0	0	0	–		?	NE
DD	*Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843), Moderlieschen		?	?	?	1	–7	0	0	1		!!	EN
EN	*Leuciscus aspius* (Linnaeus, 1758), Schied		1	0	1	2	–3	0	1	0		!	EN
CR	*Leuciscus idus* (Linnaeus, 1758), Nerfling		1	0	3	1	–3	0	1	0			EN
VU	*Leuciscus leuciscus* (Linnaeus, 1758), Hasel		2	–1	0	2	0	0	0	0			NT
EN	*Lota lota* (Linnaeus, 1758), Aalrutte		1	0	2	2	0	0	1	0			VU
CR	*Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758), Schlammpeitzger		1	0	0	1	–3	0	0	1	!!	!!	CR
NE	*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), Schwarzmundgrundel	neo.	1	2	3	1	0	0	1	–		?	NE
NE	*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792), Regenbogenforelle	neo.	1	0	0	3	0	1	0	–		?	NE
VU	*Pelecus cultratus* (Linnaeus, 1758), Sichling		2	0	1	2	0	0	0	0	!!		NT
NT	*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758, Flussbarsch		5	–2	0	5	0	0	0	0			LC
EN	*Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758), Elritze		1	0	–3	2	–3	0	0	0			NT
NE	*Ponticola kessleri* (Günther, 1861), Kesslergrundel	neo.	1	2	3	1	0	0	1	–		?	NE
VU	*Proterorhinus semilunaris* (Pallas, 1814), Marmorierte Grundel		2	2	3	1	0	0	0	0			EN
NE	*Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel) 1842, Blaubandbärbling	neo.	6	–2	0	5	0	1	0	–		?	NE
LC	*Rhodeus amarus* (Bloch, 1782), Bitterling		4	0	3	4	0	0	0	0			VU
EN	*Romanogobio carpathorossicus* (Vladykov 1925), Sandgressling		1	0	0	1	0	0	1	0			EN
RE	*Romanogobio uranoscopus* (Agassiz, 1828), Steingressling		0	–	–	1	0	0	0	0			CR
VU	*Romanogobio vladykovi* Lukash, 1933, Donau-Weißflossengründling		3	–3	–1	2	0	0	1	0			LC
LC	*Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), Rotauge		7	0	3	6	0	0	0	0			LC
EN	*Rutilus virgo* (Heckel 1852), Frauennerfling		1	0	0	1	0	0	1	0		!	EN
EN	*Sabanejewia balcanica* (Karaman, 1922), Goldsteinbeißer		1	0	0	1	0	0	0	0	!		EN
VU	*Salmo trutta* Linnaeus, 1758, Bachforelle		4	–3	0	6	–3	3	0	2			NT
NE	*Salvelinus alpinus* (Linnaeus, 1758), Seesaibling	neo.	1	0	–	–	–	1	0	–			LC
NE	*Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814), Bachsaibling	neo.	1	0	–	2	0	1	0	–			NE
LC	*Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758), Zander		4	0	0	3	0	3	0	0			NT
VU	*Sander volgensis* (Gmelin, 1788), Wolgazander		2	2	3	1	0	0	0	0			EN
NT	*Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758), Rotfeder		4	–3	–1	3	0	0	0	0			LC
NT	*Silurus glanis* Linnaeus, 1758, Wels		3	2	0	3	0	0	0	0			VU
LC	*Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758), Aitel		8	0	0	10	0	0	0	0			LC

Gefährdungskategorie	Art	Status	Bestandssituation	Bestandsentwicklung	Arealentwicklung	Habitatverfügbarkeit	Habitatentwicklung	Dir. anthr. Beeinflussung	Einwanderung	Weitere Risikofaktoren	Verantwortlichkeit	Handlungsbedarf	Gefährdung RL Österreich
RE	*Telestes souffia* Risso, 1826, Strömer		0	0	–	1	0	0	0	0			EN
CR	*Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758), Äsche		1	–3	0	1	0	3	0	2	!!	!	VU
EN	*Tinca tinca* (Linnaeus, 1758), Schleie		2	–3	–5	2	–3	1	0	0		!	VU
CR	*Umbra krameri* Walbaum, 1792, Hundsfisch		1	0	3	1	0	3	0	1	!!	!!	CR
CR	*Vimba vimba* (Linnaeus, 1758), Rußnase		1	0	3	1	0	0	1	0			VU
EN	*Zingel streber* (Siebold, 1863), Streber		2	–3	–1	2	0	0	1	0			EN
EN	*Zingel zingel* (Linné, 1766), Zingel		1	0	–1	1	0	0	1	0			VU

Brachse, *Abramis brama*
Neusiedler See, Nov 2016

Brachse, *Abramis brama* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Die Brachse (oder der Brachsen) kommt mit einem guten und vitalen Bestand im gesamten Neusiedler See vor, primär im offenen See. Regelmäßig, wenn auch in geringen Dichten besiedelt die Art auch den Unterlauf der Wulka bzw. die Kanäle im Seevorgebiet. Stabile Bestände finden sich weiters in der burgenländischen Raab und in der Leitha stromab Gerhaus (BQ 2). Im Unterlauf der Lafnitz wurden bei den letzten Befischungen hingegen nur mehr Einzelexemplare gefangen, nachdem die Art bei Aufnahmen in den 1990er Jahren, aber auch in Reusenfängen Mitte der 2000er Jahre durchaus regelmäßig vertreten war. Wie bei der Güster verringerte sich der Indikator für die Bestandssituation von 4 auf 3 (vgl. Abbildung 1 im Anhang). Damit ergibt sich im Einstufungsschlüssel von Zulka & Eder (2006) für die Brachse die Gefährungskategorie *Near Threatened*.

Sterlet, *Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758

VERBREITUNG: Für den kleinsten Vertreter unter den europäischen Störartigen liegt im Burgenland kein gesicherter Nachweis vor. Zum ehemaligen Vorkommen in der Raab gibt es nur Vermutungen (siehe Diskussion in Woschitz (2006)). Immerhin war die Art früher in Ungarn bis Körmend hinaus gelegentlich anzutreffen; ein seltenes Auftreten in der burgendländischen Raab oder Lafnitz erscheint daher durchaus denkbar. Folgerichtig wird der Sterlet auch im Leitbild der biozönotischen Region „Epipotamal groß“ (Raab, Lafnitz, Leitha) als seltene Begleitart geführt (Haunschmid *et al.* 2019). Rezent kommt der Sterlet in Ungarn in der unteren Rába/Raab bis etwa Höhe Malomsok (ca. 30 km stromauf Győr) und in der Mosoni Duna vor (Harka & Sallai 2004). Zusammenfassend ist ein Verbleib des Sterlets in der Artenliste der autochthonen Fischarten des Burgenlandes gerechtfertigt. Die Art gilt heute aber als *regional ausgestorben* (RE), d.h. eine Wiederbesiedlung erscheint als äußerst unwahrscheinlich. (Nach Z. Sallai, schriftl. Mitt. Juli 2021, wurden junge Sterlets in der Rába/Raab bei St. Gotthard in der Nähe einer Fischereianlage gefangen.)

Schneider, *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782)

VERBREITUNG: Der Schneider ist eine der häufigsten Arten kleinerer bis mittelgroßer, rasch fließender Gewässer des Burgenlandes und von der Leitha bis zur Lendva

anzutreffen. Gegenüber früheren Aufnahmen ist sogar eine Zunahme in den Oberläufen zu beobachten. Es zeigt sich darin eine Verschiebung der Fischregionen in Richtung stromauf (gut dokumentiert z.B. für den Stooberbach) – zweifellos eine Folge der Erwärmung der heimischen Gewässer. Der Indikator „Bestand" hat sich für den Schneider daher von 6 auf 7 verbessert. Die Gefährdungseinstufung ändert sich jedoch gegenüber der alten Roten Liste nicht und der Schneider wird in die Kategorie *Least Concern* und damit als nicht gefährdet eingestuft.

Schneider, *Alburnoides bipunctatus*

Laube, *Alburnus alburnus*

Laube, *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Die Vorkommen der Laube in Fließgewässern überschneiden sich teilweise mit jenen des Schneiders, allerdings liegt der Schwerpunkt der Laube in langsam strömenden Potamalgewässern, wo sie oft die häufigste Fischart darstellt. Entsprechend sind der Unterlauf der Leitha (ab Wilfleinsdorf), die Lafnitz ab Burgau und die burgenländische Raab Verbreitungsschwerpunkte. Die größte Population der Laube gibt es jedoch im Neusiedler See, wo die Art vorwiegend den offenen See besiedelt und dort in den letzten Jahren möglicherweise den Sichling als dominante Art abgelöst hat (Wolfram *et al.* 2016). Auch in anderen Stillgewässern wie einigen aus dem Kohlebergbau entstandenen Grundwasserseen im Nordburgenland sind stabile Bestände vorhanden. Die Bestandssituation hat sich nach den vorhandenen Daten gegenüber der Jahrtausendwende nicht erkennbar verändert. Die berechnete Rasterfrequenz ist zwar geringer als bei Wolfram & Mikschi (2001); unter Berücksichtigung der Datenlücken in Strem und Pinka wird der Bestandsindikator jedoch unverändert mit 6 angegeben. Damit lässt sich die Laube wie in der alten Roten Liste als nicht gefährdet einstufen, das entspricht der Kategorie *Least Concern* (LC).

Im offenen Teil des Neusiedler Sees ist die Laube neben dem Sichling die häufigste Fischart. An den Schilfrand kommt sie vor allem zur Laichzeit im Frühjahr.

Zwergwels, *Ameiurus sp.*

NOMENKLATUR: Die Unterscheidung von *Ameiurus melas* (Schwarzer Zwergwels, syn. *Ictaurus melas*) und *A. nebulosus* (Brauner Zwergwels, syn. *Ictaurus nebulosus*) ist oftmals fragwürdig. In der vorliegenden Roten Liste und in den Verbreitungskarten werden diese beiden Arten daher gemeinsam behandelt.

VERBREITUNG: Eine große Anzahl an Zwergwelsen konnte im Zuge von Reusenkontrollen an der Lafnitz bei Heiligenkreuz im Mündungsbereich zum so genannten Rustenbach, einem schwach durchströmten Lafnitzaltarm, gefangen werden (Wolfram *et al.* 2008). Der Nachweis liegt aber bereits 14 Jahre zurück und damit außerhalb des Betrachtungszeitraums für die vorliegende Rote Liste. Ob der Bestand auch heute noch besteht, ist unbekannt und erscheint angesichts der starken Verlandungstendenz des Nebengewässers zumindest fraglich. Ein rezenter Einzelfund eines Zwergwelses stammt aus der Rabnitz bei Steinberg. Das Tier gelangte vermutlich über Besatz ins Gewässer oder wurde von Aquarianern ausgesetzt. Aus Ungarn liegt ebenfalls aus der Rabnitz, allerdings nahe Staatsgrenze Höhe Hanság, ein Nachweis von *A. nebulosus* vor. In der ungarischen Rába/Raab gibt es Funde beider Zwergwels-Arten bis Höhe Rum stromauf der Mündung der Gyöngyös/Güns (Harka

& Sallai 2004). Trotz der hohen Anzahl an gefangenen Tieren in den 2000er Jahren ist der Zwergwels nicht als invasive Art anzusehen. Auch ist eine Reproduktion in den burgenländischen Gewässern nicht gesichert bzw. wären unter diesen nur wenige potenziell dafür geeignet (Habitatverfügbarkeit: 1). Dass ein fortlaufender, wenn auch geringer Besatz oder aber eine Einschleppung im Zuge des Besatzes mit anderen Arten erfolgt, kann nur vermutet werden, erscheint aber denkbar.

Der Aal *(Anguilla anguilla)* wurde bis zur Jahrtausendwende im Neusiedler See besetzt (Foto aus einem Grundwassersee in Niederösterreich)

Aal, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Nach massiven Besatzmaßnahmen ab der Mitte des 20. Jahrhunderts zählte der Aal noch bis Anfang der 1990er Jahre zu den häufigsten Fischarten des Neusiedler Sees (Herzig *et al.* 1994; Mikschi *et al.* 1996). Angesichts zunehmender Schwierigkeiten, Besatzmaterial zu günstigen Preisen zu bekommen und im Zuge einer geförderten Umstellung der fischereilichen Bewirtschaftung nach der Errichtung des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel gingen die Bestände sukzessive zurück. Heute gibt es nur mehr eine sehr kleine Restpopulation des Aals im See. Der letzte Fund in der Wulka als größtem Zubringer zum See stammt aus dem Jahr 2010. Im Südburgenland liegen aus der Lafnitz, wo Aale Ende des vergangenen Jahrhunderts noch vereinzelt gefangen wurden, seit 2010 keine Nachweise vor. Der Indikator Bestand wird heute wie in der alten Roten Liste vor 20 Jahren mit 1 bewertet, worin allerdings der Rückgang im Neusiedler See nicht zum Ausdruck kommt.

Nackthalsgrundel, *Babka gymnotrachelus (Kessler, 1857)*

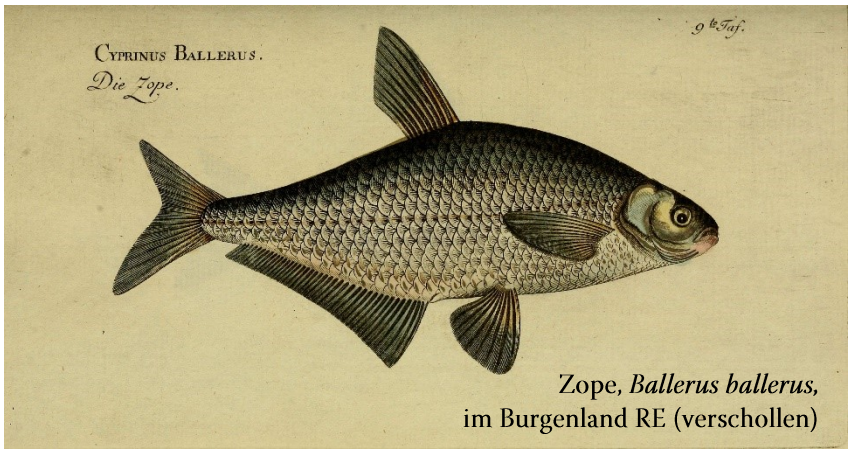
Syn. *Neogobius gymnotrachelus*

VERBREITUNG: Wie andere Grundel-Arten breitet sich die Nackthalsgrundel im Donau-Einzugsgebiet stark aus. In Österreich wurde die Art erstmals um die Jahrtausendwende nachgewiesen (Ahnelt *et al.* 2001), und seit wenigen Jahren gibt es auch Nachweise aus dem Burgenland, konkret aus der Leitha, die rund 18 km nach der Staatsgrenze in die Mosoni Duna mündet. Die Dichten dürften aber (noch) gering sein, da die Art zwar bei einer E-Befischung 2013 (mit einem Einzelfund), nicht aber im Zuge einer neuerlichen Aufnahme 2016 und auch nicht in Reusenfängen bei der Fischwanderhilfe Gattendorf gefangen wurde (Schabuss *et al.* 2016). Die künftige Entwicklung der Bestände der Nackthalsgrundel im Burgenland sind derzeit nicht sicher abzuschätzen. Die Art hat das Potenzial einer invasiven Art, auch wenn die Befunde dies noch nicht deutlich erkennen lassen.

Zope, *Ballerus ballerus* (Linnaeus, 1758)

Syn. *Abramis ballerus*

VERBREITUNG: Bei einer Elektrobefischung in der Leitha stromab Gattendorf im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachung des Landes Burgenland konnte 2009 ein Einzelexemplar der Zope nachgewiesen werden (Wolfram & Wolfram 2009; 2012). Boots-Befischungen in den Jahren 2013 und 2016 brachten keinen neuerlichen Nachweis dieser Art (Schabuss *et al.* 2016). Ein nach wie vor sporadisches Vorkommen im grenznahen Flussabschnitt der Leitha ist nicht auszuschließen, allerdings ist die Situation der ungarischen Lajta/Leitha (v.a. hinsichtlich Querbauwerken) wenig bekannt; ein regelmäßiger Zuzug kann daher nur vermutet werden. In Ungarn kommt die Zope nach Harka & Sallai (2004) in der Mosoni Duna und in der Rába/Raab bis etwa Höhe Sárvár vor, also in deutlicher Entfernung von der österreichischen Staatgrenze. Demgegenüber erwähnt Woschitz (2006) nach „pers. Mitt. Dr. Ernst", dass die Zope „derzeit" (also zumindest bis Anfang der 2000er Jahre) „in der Raab bis zur alten



Zope, ***Ballerus ballerus,*** im Burgenland RE (verschollen)

Wehranlage bei St. Gotthard (Ungarn) regelmäßig vorkommt und vor der Regulierung der Lafnitz auch in diese aufgestiegen ist". Die aus Ungarn verfügbaren Artenlisten scheinen das nicht zu bestätigen (Harka & Sallai 2006, Z. Sallai, schriftl. Mitt.). Zu erwähnen sind noch frühere sporadische Hinweise auf ein Vorkommen der Zope im Neusiedler See (Pernt 1894) und zuletzt sogar noch nach 2000 durch Sallai *et al.* (2009) in der Bucht von Fertőrakos. Angesichts ehemaliger gesicherter Vorkommen und ungeachtet eines zwischenzeitlichen Nachweises vor 12 Jahren in der Leitha ist *A. ballerus* heute als *Regionally Extinct* zu betrachten und wird in die Gefährdungsklasse „RE (verschollen)" eingestuft.

Zobel, *Ballerus sapa* (Linnaeus, 1758)

Syn. *Abramis sapa*

VERBREITUNG: Wie die Zope gehört auch der Zobel dem fischökologischen Leitbild großer Tieflandflüsse im Burgenland an (Haunschmid *et al.* 2019). Häufig war die Art aber wohl nie und wird im Leitbild auch nur als seltene Begleitart der biozönotischen Region „Epipotamal groß" geführt. In Ungarn ist *B. sapa* nach Harka & Sallai (2004) für die Mosoni Duna und für die Rába/Raab bis zur Staatsgrenze belegt. Woschitz (2006) zitiert den Raab-Kenner und Zoologen Dr. Ernst (pers. Mitt.), der angibt, dass der Zobel „derzeit in der Raab bis zum Wehr in St. Gotthard (österr.-ung. Grenze) durchaus nicht selten zusammen mit der Zope ... vorkommt" und „vor der Regulierung der burgenländischen Lafnitz ... in diese aufgestiegen" ist. Jüngere Nachweise aus Ungarn gibt es nicht. Heute ist *A. sapa* wie auch *A. ballerus* im Burgenland *Regionally Extinct* (RE (verschollen)).

Bachschmerle, *Barbatula barbatula* (Linnaeus, 1758)

Syn. *Noemacheilus barbatulus*

VERBREITUNG: Die Bachschmerle besiedelt meist kleine, sandige bis kiesige Bäche, wo sie neben Gründling und Aitel auch die dominante Art sein kann. In geringeren Dichten findet sie sich in größren Fließgewässern. Die Verbreitung in den letzten 10 Jahren ähnelt jener vor Erstellung der Roten Liste um die Jahrtausendwende. Bemerkenswert ist eine Ausbreitung der Bachschmerle im Längsverlauf einiger Bäche Richtung stromauf, wie dies auch bei anderen Arten (z.B. Schneider) beobachtet wurde. Diese Verschiebung der Fischregionen spiegelt die Erwärmung der Gewässer in Folge des *global warming* wider. Besonders deutlich wird dieser Trend in der Rabnitz bzw. im Stooberbach (Wolfram 2013a; Wolfram & Wais 1997; Wolfram & Wolfram-Wais 2002) und der Güns, aber auch im rhithralen Oberlauf der Pinka. Hervorzuheben ist ein guter Bestand der Bachschmerle in der Wulka und einigen ihrer Zubringer, wo die Art früher nur sehr vereinzelt nachgewiesen werden konnte (Wolfram & Wolfram-Wais 1999; Wolfram & Wolfram 2010a). In der Leitha hingegen dürfte der Bestand etwas zurückgegangen sein. Der Indikator zur Bestandssituation wird insgesamt wie vor 20 Jahren mit 8 angegeben. Die Art ist im Burgenland nicht gefährdet und damit eine von 10 Arten in der Klasse *Least Concern* (LC).

Die Bachschmerle ***(Barbatula barbatula)*** ist eine der häufigsten Fischarten des Burgenlandes

Semling, *Barbus balcanicus* Kotlík, Tsigenopoulos, Ráb & Berrebi, 2002

NOMENKLATUR: Der Semling wurde in der Roten Liste Österreich von Wolfram & Mikschi (2007) aufgrund von taxonomischen Unsicherheiten unter dem Namen *Barbus* sp. (*petenyi*-Gruppe) geführt (siehe dort zur ausführlichen Darstellung der Nomenklatur und Taxonomie innerhalb dieser Gruppe). Mittlerweile hat sich in Österreich der Name *balcanicus* durchgesetzt (Haunschmid *et al.* 2019), vgl. dazu Kotlik & Berrebi (2002). Wir schließen uns sowohl dieser Nomenklatur als auch der Auffassung in Wolfram & Mikschi (2007) an, wonach das im Anhang II der FFH-Richtlinie (1992) angeführte Schutzgut *Barbus meridionalis* den in Österreich heimischen Semling einschließt.

VERBREITUNG: Nach Reisinger (1972), *cit.* in Woschitz (2006), kam der Semling früher in Nebenbächen der Raab vor. Als Bewohner kleiner, nicht zu kalter Forellenbäche dürfte der Schwerpunkt der Verbreitung in Raab-Zubringern gelegen sein, ein ehemals sporadisches Vorkommen in der Raab selbst – auch im burgenländischen Abschnitt – ist nicht gänzlich auszuschließen. Die Art wird daher mit Vorbehalt in der Liste der autochthonen Fischfauna des Burgenlandes geführt. So es ein ehemaliges Vorkommen im Burgenland gab – heute ist dieses jedenfalls erloschen. Die rezenten Populationen in der Steiermark (u.a. Saggau und Gamlitzbach (Woschitz 2006)) sind vom Raab-System so weit isoliert, dass eine natürliche Zuwanderung ausgeschlossen ist. Der Semling wird von uns daher als *regionally extinct* RE (ausgestorben) geführt.

Barbe, *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Die Barbe ist Leitart des Potamals und in der Leitha, Lafnitz und Raab regelmäßig anzutreffen. Die Dichten wie auch die Biomasse sind heute jedoch geringer als vor 20 Jahren, in der Lafnitz ist auch ein Rückgang des besiedelten Gebiets zu verzeichnen. Erfreulich ist die Etablierung eines guten Bestands in der Wulka, in die die Barbe nach der Jahrtausendwende möglicherweise über einen Initialbesatz gelangte. In den 1990er Jahren war die Barbe in diesem Gewässer jedenfalls noch nicht vorhanden (Wolfram 2014b; Wolfram & Wolfram-Wais 1999). Aus der starken Wulka-Population ist vermutlich auch ein Einzelnachweis einer Barbe im Neusiedler See in den 2000er Jahren erklärbar (Kubečka *et al.* 2011), für den die Barbe sogar im fischökologischen Leitbild des Sees aufgrund älterer Berichte als seltener Irrgast geführt wird (Herzig-Straschil 1989). Ein Einzelnachweis liegt auch aus dem Trausdorfer See im Nordburgenland vor (Fürnweger *et al.* 2015b). Der aus der gewichteten Rasterfrequenz berechnete Indikator für die Bestandssituation

Barbe *(Barbus barbus)*, Leitart größerer Tieflandflüsse.

Die Güster *(Blicca bjoerkna)* ist einer der häufigsten Fischarten des Neusiedler Sees. Juvenile und subadulte Tiere können vom ähnlichen Brachsen *(Abramis brama)* anhand der Anzahl der Schuppen zwischen Rückenflosse und Seitenlinie unterschieden werden.

beträgt trotz des guten Bestands in der Wulka nur 4 (gegenüber 5 in der alten Roten Liste) – eine Verschlechterung, die angesichts einer Tendenz rückläufiger Bestände in anderen Gewässern innerhalb der letzten 20 Jahre (vgl. Anhang Abbildung 2) plausibel ist. Die geringere Bestandsqualität führt zur Einstufung in die Kategorie *Near Threatened* (NT).

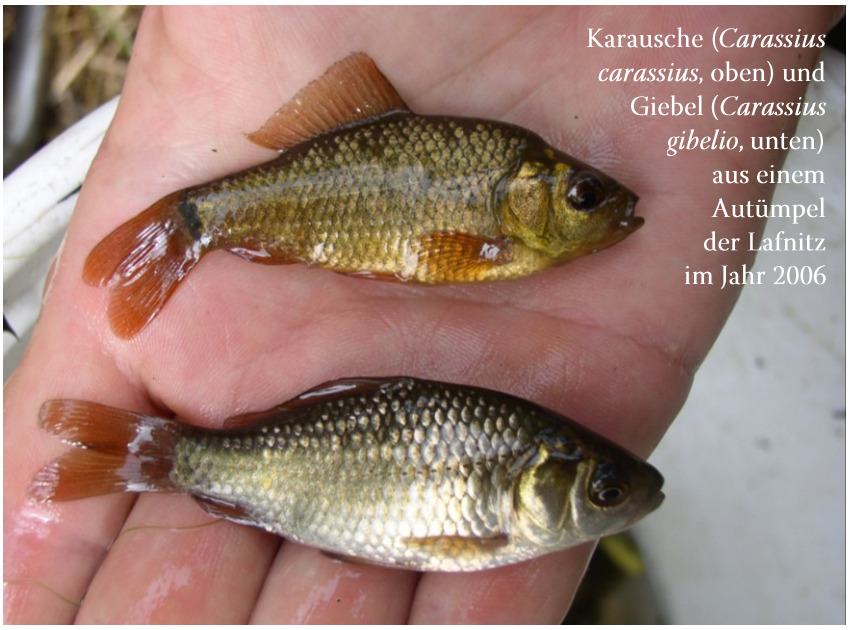
Güster, *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758)

Syn. *Abramis bjoerkna*

VERBREITUNG: Die Güster besiedelt in einer großen und stabilen Population den offenen See und die äußeren Bereiche des Schilfgürtels des Neusiedler Sees. Unter den Fließgewässern gibt es zwar keine rezenten Nachweise aus der Lafnitz, die Art konnte hier aber in den 2000er Jahren noch regelmäßig (vor allem in Nebengewässern) gefangen wurde. In den Verbreitungskarten von Harka & Sallai (2004) ist ein Vorkommen der Güster in der ungarischen Rába/Raab und Lapinc/Lafniz bis zur Staatsgrenze zu erkennen. Beim Raab-Survey 2009 wurden Güster in der ungarischen Rába/Raab nur bis Höhe Molnaszecsőd rund 30 km stromab der Staatsgrenze nachgewiesen (Wolfram *et al.* 2010b), 10 Jahre später beim RaabStat 2019 erst stromab Rum (West-Transdanubische Wasserdirektion 2020). Nach unpublizierten Daten von Z. Sallai (schriftl. Mitt.) gibt es aber jüngere Nachweise aus der Raab bei Ikervar, nicht hingegen von Höhe St. Gotthard. Wenige Einzelfänge stammen aus Befischungen in der Leitha. Wie sehr aber Elektro-Befischungen das Vorkommen zeitlich-räumlich schwankende Besände unterschätzen können, belegt die Beweissicherung einer Fischwanderhilfe an der Leitha bei Gattendorf. Bei Reusenfängen konnten hier über 600 Individuen von *Blicca bjoerkna* gefangen werden (Schabuss *et al.* 2016). Neuere Funde gibt es auch aus einigen Stillgewässern (Bergbauseen) im Nordburgenland. Vor allem das Fehlen neuerer Nachweise in der Lafnitz führt zu einem Rückgang des Indikators für die Bestandssituation (3 gegenüber 4 in der alten Roten Liste). In der Einstufung ändert sich dadurch jedoch nichts. Die Güster wird nach wie vor als *Near Threatened* (NT) bewertet.

Goldfisch, *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Der Goldfisch ist nur mit sehr wenigen Einzelfunden im Datenbestand vertreten, innerhalb des Zeitraums seit 2010 lediglich aus der Lafnitz Höhe Badeteich Neustift und aus einem Wassersammelbecken in einem aufgelassenen Steinbruch bei Winden (A. Ranner, pers. Mitt.). Auch künftig ist davon auszugehen, dass die Art immer wieder in Fließ- und noch mehr in Stillgewässern gefangen wird, in die sie



Karausche (*Carassius carassius*, oben) und Giebel (*Carassius gibelio*, unten) aus einem Autümpel der Lafnitz im Jahr 2006

absichtlich oder irrtümlich als Nebenfisch von anderen Besatzfischen (z.B. Karpfen) gelangen könnte. (Ein weiterer Nachweis, der nach Redaktionsschluss einlangte, ist der Ochsenbrunnen-Teich bei Jois.) Der Goldfisch reproduziert aber nicht in den Gewässern des Burgenlandes und stellt als Konkurrent heimischer Arten kein Problem dar.

Karausche, *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: In den 1990er Jahren wurde die Karausche sporadisch in Nebengewässern der Leitha, Lafnitz und Strem nachgewiesen, und Tiefenbach *et al.* (1981) führten die Art in ihrer Arbeit über die Fische der Raab noch als nicht gefährdet. Rezente Nachweise aus den genannten Gewässersystemen liegen nicht vor, was teilweise auch methodisch bedingt sein könnte, da diese Gewässer bei Bootsbefischungen in Tieflandflüssen oftmals nicht ausreichend gut erfasst werden. Andererseits erfuhren gerade die permanent abgetrennten Altwässer in den letzten Jahrzehnten einen dramatischen Rückgang. Somit verbliebt der Neusiedler See als letzter und wichtigster Lebensraum für die Karausche. In den Hochwasserjahren Mitte der 1990er Jahre konnte die Art im Schilfgürtel regelmäßig gefangen werden (Wolfram *et al.* 2001), was möglicherweise zu einer aus heutiger Sicht zu guten Bewertung der Bestandssituation in der 2001 verfassten alten Roten Liste geführt haben mag. In den letzten 10 Jahren konnte die Karausche bei keiner Befischung im Schilfgürtel des Neusiedler Sees nachgewiesen werden, lediglich nahe der Mündung der Wulka gibt es noch eine Restpopulation (Fürnweger *et al.* 2019; Krisa *et al.* 2020). Sallai *et al.* (2009) erwähnen Nachweise aus dem Jahr 2008 aus Kanälen und Gräben bei Fertőboz und Hidegség. Die aktuelle Bewertung des aus der gewichteten Rasterfrequenz abgeleiteten Indikators für die Bestandssituation – 1 gegenüber 3 in der alten Roten Liste von Wolfram & Mikschi (2001) – ist angesichts der Rückgänge an mehreren Standorten plausibel. Es ist zudem davon auszugehen, dass sich der Bestandsrückgang und der Rückgang anderer protenziell verfügbarer Habitate weiter fortsetzt. Die Beschränkung auf ein sehr kleines Areal am Neusiedler See birgt zudem das Risiko einer zunehmenden genetischen Isolation. Unter Berücksichtigung all dieser Faktoren ist die Karausche im Burgenland vom Aussterben bedroht und erfuhr damit eine Verschlechterung der Gefährdungseinstufung von *Endangered* auf *Criticially Endangered* (CR).

Die Nase *(Chondrostoma nasus)* ist neben der Barbe eine weitere Leitart burgenländischer Potamalgewässer

Giebel, *Carassius gibelio* (Bloch, 1782)

Syn. *Carassius auratus gibelio*

VERBREITUNG: Die Verbreitung des Giebels im Burgenland ähnelt heute jener vor 20 Jahren. Im Neusiedler See findet die Art einen idealen Lebensraum vor und dominiert den Fischbestand in vielen Bereichen im inneren Schilfgürtel (Fürnweger *et al.* 2020). Auch in burgenländischen Fließgewässern ist der Giebel regelmäßig zu finden, zumeist in geringen Dichten, am häufigsten noch im Wulka-System. Wenig bekannt sind die Fischbestände in den zahlreichen, oft kleinen Stillgewässern des Landes. Aus den verfügbaren Daten (Fürnweger *et al.* 2015a; 2016a; b) kann geschlossen werden, dass der Giebel im Burgenland noch häufiger vorkommt, als es die Verbreitungskarte anzeigt. Der aus der gewichteten Rasterfrequenz errechnete Indikatorwert für den Bestand (5) wurde daher nach oben korrigiert und hat damit den gleichen Wert wie vor 20 Jahren. Auch die Gesamteinstufung bleibt gegenüber der alten Roten Liste unverändert: der Giebel gilt als nicht gefährdet, was der IUCN-

Goldsteinbeißer (*Sabanejewia balcanica*, oben) und Steinbeißer (*Cobitis elongatoides*, unten) zeigen gewisse Ähnlichkeiten. Sie kommen mitunter auch in denselben Gewässern vor, unterschieden sich aber deutlich in ihren Lebensraumansprüchen.

Kategorie *Least Concern* (LC) entspricht.

Nase, *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Neben der Barbe ist die Nase die zweite prägende Art heimischer Tieflandflüsse. Im Datenbestand zur Erstellung der alten Roten Liste gefährdeter Fischarten des Burgenlandes gab es Vorkommen vor allem in der Leitha, Lafnitz und Raab sowie der Strem und Pinka. In den letzten 10 Jahren liegen zwar Nachweise aus den gleichen Gewässern vor, zudem ein neuer Nachweis aus der Güns, vielerorts deuten die Daten aber auf rückläufige Bestände hin, so zum Beispiel im Mittel- und Unterlauf der Lafnitz (vgl. Abbildung 3). Der Indikator für die Bestandssituation weist über den Zeitraum der letzten 20 Jahre nach unten (BQ 2 gegenüber früher 3). In der Gesamteinstufung führt das bei Anwendung des Schlüssels von Zulka & Eder (2006) zur Einstufung in die Klasse *Endangered* (EN).

Steinbeißer, *Cobitis elongatoides* Bäcescu & Mayer, 1969

NOMENKLATUR: Ähnlich wie der Semling wurde auch der Steinbeißer in der Roten Liste gefährdeter Fische und Neunaugen Österreichs von Wolfram & Mikschi (2007) aufgrund von taxonomischen Unsicherheiten nur als Gattung geführt. Die Art wird in Österreich nunmehr als *C. elongatoides* angesprochen, der lange Zeit gebräuchliche Name *C. taenia* gehört einer Art, die in Österreich nicht vorkommt. Ob in Ostösterreich weitere Arten der Gattung *Cobitis* zu erwarten sind (z.B. *C. tanaitica*), ist unklar.

VERBREITUNG: Der Steinbeißer ist in einer Reihe von kleinen bis größeren Fließgewässern vor allem des Mittel- und Süd-Burgenlandes beheimatet und war in den 2000er-Jahren auch in Altarmen der Lafnitz regelmäßig zu finden (Wolfram *et al.* 2008). Das aktuelle Verbreitungsareal ähnelt jenem vor 20 Jahren. Daten aus kleineren Bächen des Mittelburgenlandes deuten darauf hin, dass die Bestände des Steinbeißers innerhalb kurzer Zeit stark variieren können (Wolfram & Wolfram 2011). Unter Berücksichtigung von Datenlücken im Mittelburgenland und im Strem- und Pinka-System wird der aus der gewichteten Rasterfrequenz berechnete Indikator für die Bestandssituation geringfügig nach oben korrigiert. Dass er mit 4 aber unter dem Wert vor 20 Jahren liegt, erscheint angesichts der geringeren Bestände in Leitha und Lafnitz plausibel. In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass der Steinbeißer von Harka & Sallai (2004) nicht für die ungarische Lajta/Leitha angegeben wird (sehr wohl aber der Goldsteinbeißer). Aktuell (2019) kommt die Art aber im ungarischen Abschnitt der Lapinc/Lafnitz in mäßig hohen Dichten vor (West-Transdanubische Wasserdirektion 2020). Insgesamt steht der Steinbeißer auf der Vorwarnliste, die der IUCN-Klasse *Near Threatened* (NT) entspricht.

Koppe, *Cottus gobio* Linnaeus, 1758

VERBREITUNG: Die einzigen Vorkommen der Koppe im Burgenland liegen heute wie vor 20 Jahren in der Rabnitz, Pinka und Lafnitz. In Güns und Zöben kam sie sehr wahrscheinlich früher vor, was durch das Vorkommen im ungarischen Oberlauf des Vogelsangbaches (Hármas-patak), einem Güns-Nebenbach an der Staatsgrenze bestätigt wird (Z. Sallai, schriftl. Mitt.)). Die Bestandssituation ist insgesamt mit jener vor 20 Jahren vergleichbar (Indikator = 2), in einigen der Rasterfelder aber etwas schwächer als in den 1990er Jahren. Angesichts der Erwärmung der heimischen Gewässer und der länger werdenden Niederwasserphasen wird die Bestandsentwicklung mit -1 bewertet. Wie für andere rhithrale Arten ist die Erwärmung im Burgenland

– das nur wenige für Koppen geeignete Bäche der Forellenregion aufweist – als Risikofaktor anzusehen. Die Koppe wird damit wie in der Roten Liste von vor 20 Jahren als gefährdet eingestuft und damit der Gefährdungskategorie *endangered* (EN) zugewiesen.

Graskarpfen, *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844)

VERBREITUNG: Es sind nur vereinzelte Vorkommen des Graskarpfens im Burgenland bekannt. Da die Art bei uns wahrscheinlich nicht reproduzieren kann, sind sie durchwegs auf Besatz zurückzuführen. Die Nachweise in Fließgewässern sind spärlich (Leitha, Wulka), häufiger ist die langlebige und großwüchsige Art aus Stillgewässern bekannt. Ältere Belege gibt es aus dem Neusiedler See, seit 2010 liegen aber keine gesicherten Nachweise vor. Die Art wird aber von Harka & Sallai (2004) für den Neusiedler See angegeben und kommt zudem in der ungarischen Rába/ Raab bis nahe an die Staatsgrenze vor.

Karpfen, *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758

VERBREITUNG: In der alten Roten Liste gefährdeter Fische des Burgenlandes wurden der Wildkarpfen im Neusiedler See (sub *C. carpio* f. *hungaricus*) und andere Karpfen (oft Besatz aus Fischzuchten) getrennt eingestuft. Diese Unterscheidung ist aus heutiger Sicht nicht haltbar; *C. carpio* f. *hungaricus* ist nach van der Laan *et al.* (2021) ein jüngeres Synonym von *C. carpio*. Ungeachtet dessen stellt der Neusiedler See den Schwerpunkt des Vorkommens des Karpfens im Burgenland dar. Die Art bildet hier eine stabile und reproduzierende Population, wird aber auch besetzt und von den verbliebenen Berufsfischern des Sees gefangen und vermarktet. Daneben gibt es im Burgenland nur sporadische Vorkommen, darunter vermutlich auch mit reproduzierenden Beständen. Nachweise liegen aus dem Unterlauf der Lafnitz, der Strem, der Leitha und der Wulka (inkl. Eisbach) vor. Die Bestandssituation wird auf der 10-teiligen Skala mit +3 bewertet, was den alten Einstufungen mit +2 sowohl für Zucht- und Wildkarpfen entsprechen dürfte. Eine Veränderung des Bestands oder des Habitatangebots ist nicht zu erwarten. Damit ist der Karpfen in die Vorwarnstufe einzustufen, die der IUCN-Kategorie *Near Threatened* (NT) entspricht.

Schlankwüchsiger Wildkarpfen *(Cyprinus carpio)*

Zuchtkarpfen, Schuppenkarpfen *(Cyprinus carpio)*

Zuchtkarpfen, Lederkarpfen *(Cyprinus carpio)*

Hecht *(Esox lucius)*, Foto aus einem Grundwassersee südlich von Wien

Hecht, *Esox lucius* Linnaeus, 1758

VERBREITUNG: Auch der Hecht zeigt eine Verbreitung ähnlich jener vor 20 Jahren. Wie beim Karpfen bildet der Neusiedler See mit seinem ausgedehnten Schilfgürtel einen Vorkommensschwerpunkt (mit BQ = 3). Eine leichte Ausdehnung des Areals ist im Wulka-Einzugsgebiet zu verzeichnen, während die Bestände im Lafnitz-Unterlauf zurückgegangen sein dürften. Fehlende Nachweise im Südburgenland im Vergleich der aktuellen mit der alten Verbreitungskarte in Wolfram & Mikschi (2001) spiegeln eher Datenlücken als einen Bestandsrückgang wider. Der geringeren Bestandsqualität in der Leitha und der Lafnitz stehen anzunehmende, aber nicht gesicherte Vorkommen in zahlreichen (isolierten) Stillgewässern gegenüber. Insgesamt erscheint ein geringerer Wert für den Indikator Bestandssituation gegenüber der alten Roten Liste nicht plausibel. Der aus der gewichteten Rasterfrequenz berechnete Wert (4) wurde daher auf 5 korrigiert. Die künftige Bestandsentwicklung ist als stabil anzunehmen. Der Hecht ist damit nicht gefährdet und wird in die IUCN-Gefährdungsklasse *Least Concern* (LC) eingestuft.

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

VERBREITUNG: Der einzige im Burgenland heimische Vertreter der Rundmäuler (Cyclostomata) ist heute wie bereits in den 1990er Jahren mit einer großen und stabilen Population in der Lafnitz anzutreffen. Neuere Funde liegen aus der Güns vor, die Nachweise in der Rabnitz konnten bei Aufnahmen in den letzten Jahren bestätigt werden. Neu ist auch ein Beleg für die zur Mur hin entwässernde Lendva im südlichsten Gewässersystem des Burgenlandes, von wo zum Zeitpunkt der Erstellung der alten Roten Liste keine Daten vorlagen. Zu ergänzen sind die Vorkommen in Ungarn nach Harka & Sallai (2004) (Rába/Raab, Gyöngyös/Güns, Mosoni Duna; für die Gyöngyös durch Aufnahmen zwischen 2005 und 2008 bestätigt, Z. Sallai, schriftl. Mitt.), die das Potential für einen Austausch der österreichischen Teilpopulationen über die ungarische Gewässer aufzeigen. Der Indikator für das Kriterium Bestand kann angesichts der leichten Ausweitung des Areals von 3 auf 4 erhöht werden. Eine Verringerung des Bestands in den nächsten 10–20 Jahren ist nicht anzunehmen. Die zunehmende Versandung mancher Gewässer als Folge von hydrologischen Veränderungen und Einschwemmungen aus dem landwirtschaftlich

Ukrainisches Bachneunauge *(Eudontomyzon mariae)* aus der Güns (September 2015)

geprägten Umland kommt dem Ukrainischen Bachneunauge möglicherweise zu Gute, während Gewässererwärmung, verstärkte Niederwässer und Effekte der Intensivierung der Landwirtschaft speziell in kleinen Gewässern zunehmend bedrohlich wirken könnten. Insgesamt wird die Art aber noch als gefährdet angesehen. Das entspricht der IUCN-Kategorie *Vulnerable* (VU) und bedeutet eine leichte Verbesserung gegenüber der Situation vor 20 Jahren.

Dreistacheliger Stichling, *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758

VERBREITUNG: Eine reproduzierende Population des Dreistacheligen Stichlings in der Wulka und einigen ihrer Zubringer ist seit längerem bekannt. Die jüngeren Aufnahmen deuten auf eine leichte Verringerung der Bestände dieser nicht-heimischen Art hin. Eine vitale Population fanden Wolfram *et al.* (2003) auch im Johannesbach vor, der in Niederösterreich bei der Kotzenmühle auf Höhe von Seibersdorf in die Leitha mündet. Sie konnte im Zuge einer Aufnahme 2010 bestätigt werden. Zum Zeitpunkt der Datenaufnahme für die alte Rote Liste lagen aus diesem Gewässer keine Informationen vor. Allen Gewässern, die der Dreistachelige Stichling besiedelt, ist eine erhöhte Leitfähigkeit gemeinsam. Das gilt auch für Gräben im ungarischen Teil des Hanságs knapp jenseits der Staatsgrenze (Harka & Sallai 2004). Über Vorkommen des Dreistacheligen Stichlings im österreichischen Seewinkel oder Hanság ist jedoch nichts bekannt. Als nicht-heimische Art wird der Dreistachelige Stichling keiner Gefährdungskategorie zugewiesen.

Gründling, *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758)

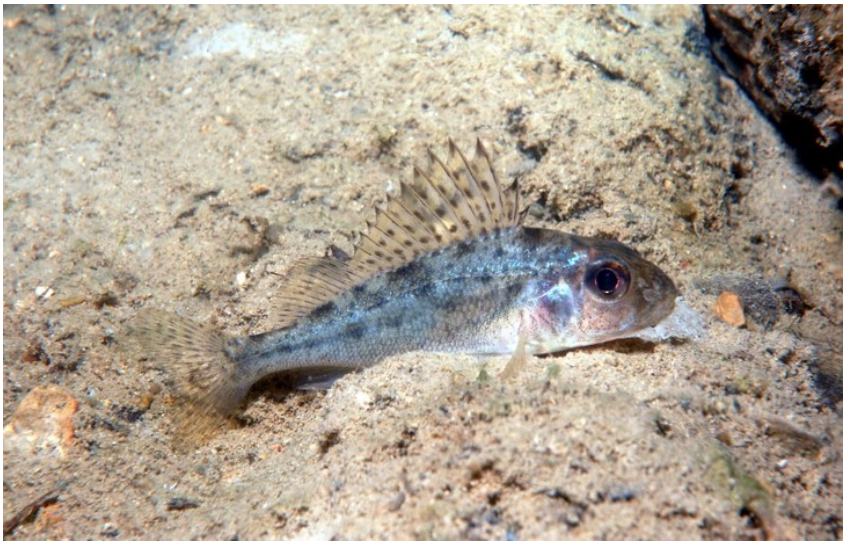
NOMENKLATUR UND TAXONOMIE: Die Arten der Gattung *Gobio* weisen oftmals eine ausgeprägte intraspezifische phänotypische Variabilität auf, was eine rein auf morphologischen Merkmalen beruhende Unterscheidung erschwert, wenn nicht unmöglich macht. Die jüngste Studie von Zangl *et al.* (2020) auf Basis mitochondrialer und nuklearer DNA fand deutliche Hinweise darauf, dass die österreichischen Gründlinge der Gattung *Gobio* eine Mischung aus verschiedenen, ursprünglich allopatrischen Linien sind, die (in evolutionären Zeiträumen betrachtet) erst vor kurzem in sekundären Kontakt kamen und nun eine große Hybridzone bilden, die sich über weite Teile Österreichs erstreckt. Zumindest zwei Arten werden in der zitierten Arbeit für Österreich angegeben: *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758) und Donau-Gründling *G. obtusirostris* Valenciennes, 1842. Die auf GBIF.org (2021) und IUCN (2021) verfügbaren Verbreitungskarten spiegeln dies ansatzweise wider. Darüber hinaus konnte von Zangl *et al.* (2020) im Genpool der österreichischen Gründlinge eine dritte Linie nachgewiesen werden, die eng mit Arten aus dem südlichen Balkan verwandt ist. Welche dieser Linien im Burgenland vorkommen, kann derzeit nicht mit Sicherheit gesagt werden. Wir verwenden daher in dieser Roten Liste bis zur Klärung der taxonomischen Situation in Österreich den wissenschaftlichen Artnamen *Gobio gobio* bzw. im Text den deutschen Namen.

VERBREITUNG: Der Gründling ist vermutlich die häufigste Fischart im Burgenland und in allen Gewässersystemen vertreten. Er besiedelt bevorzugt mäßig schnell strömende, feinkiesige Gewässer und dürfte früher auch in die Mündungsbereiche der Zubringer in den Neusiedler See vorgedrungen sein (Herzig-Straschil 1989). Im Vergleich zu den *Romanogobio*-Arten besiedelt er schwerpunktmäßig im Längskontinuum weiter flussauf gelegenen Regionen, kommt aber subdominant auch gemeinsam mit diesen bis in große Flüsse vor. Die Daten aus den letzten zehn Jahren ergeben für den Indikator Bestandsqualität einen etwas geringeren Wert als zum Zeitpunkt der Erstellung der alten Roten Liste um die Jahrtausendwende. Diese Abnahme dürfte auf Datenlücken zurückgehen und somit methodisch bedingt sein, weshalb der Indikatorwert geringfügig von 8 auf 9 nach oben korrigiert wurde. Das ist wie vor 20 Jahren unter allen Fischarten des Burgenlandes der höchste Wert. Da in Zukunft keine Abnahme der Bestände zu erwarten ist, gilt der Gründling wie vor 20 Jahren als nicht gefährdet (Kategorie *Least Concern* (LC)).

Donaukaulbarsch, *Gymnocephalus baloni* Holčik & Hensel 1974

VERBREITUNG: Nach Ratschan (2012) liegt im Naturhistorischen Museum Wien ein Beleg von *G. baloni* aus der Raab aus dem 19. Jhdt. vor, allerdings ohne nähere Ortsangaben, sodass nicht verifiziert werden kann, ob dieser Nachweis aus dem ungarischen oder österreichischen Abschnitt dieses Flusses stammt. In der ungarischen Rába/Raab wurde die Art in neuerer Zeit bis etwa Höhe

Rum (50 km stromab der Staatsgrenze) und im Unterlauf der Repce/Rabnitz gefunden (Harka & Sallai 2004). Z. Sallai (schriftl. Mitt.) gibt die Art für die Raab bis Ikervar an. Belege für das Burgenland gibt es nicht, die Art gehört allerdings zum fischökologischen Leitbild der großen Tieflandflüsse und kam vermutlich, wenn auch nur in geringen Dichten und sporadisch, ehemals auch in der Leitha und der Raab vor. Heute gehört der Donau-Kaulbarsch zu den im Burgenland regional ausgestorbenen Fischarten (RE).



Kaulbarsch *(Gymnocephalus cernua)*
Foto aus einem Grundwassersee südlich von Wien

Kaulbarsch, *Gymnocephalus cernua* (Linnaeus, 1758)
Syn. *Gymnocephalus cernuus*
VERBREITUNG: Wie bei einer Reihe anderer Arten (Sichling, Güster, Karpfen) liegt auch der Verbreitungsschwerpunkt des Kaulbarschs im Neusiedler See. Die jüngeren Befischungen mittels Multimaschennetzen deuten aber darauf hin, dass die Population gegenüber der Situation vor 30 Jahren (Herzig *et al.* 1994) einen Rückgang erfuhr (Wolfram *et al.* 2016). Es ist nicht auszuschließen, dass diese Entwicklung mit dem gleichzeitigen Erstarken des Welses zusammenhängt. Neben dem Neusiedler See gibt es Nachweise auch aus anderen Stillgewässern, so z.B. einigen Bergbauseen im Nordburgenland (Fürnweger *et al.* 2015a; 2016a). In den Fließgewässern des Burgenlandes wurde der Kaulbarsch vereinzelt in der Leitha, Lafnitz und Raab gefangen. Auch auf ungarischer Seite kommt der Kaulbarsch in der Rába/Raab bis zur Mündung der Lapinc/Lafnitz wenige 100 m stromab der Staatsgrenze vor (Harka & Sallai 2004), bestätigt durch Z. Sallai (schriftl. Mitt.) für den Zeitraum 2018–2020. In einer jüngeren Aufnahme reichten die Nachweise nur bis Höhe Nick und damit deutlich weniger weit stromauf (West-Transdanubische Wasserdirektion 2020). Insgesamt ist die Bestandsituation des Kaulbarschs gegenüber der Situation in den 1990er Jahren etwas schlechter; der Indikator liegt mit 2 unter dem Wert in der alten Roten Liste (3). Eine Fortsetzung des Bestandsrückgangs ist in diesem Ausmaß aus heutiger Sicht nicht anzunehmen, womit eine Einstufung als gefährdet gerechtfertigt erscheint. Das entspricht der IUCN-Gefährdungskategorie *Vulnerable* (VU).

Schrätzer, *Gymnocephalus schraetser* (Linnaeus, 1758)
VERBREITUNG: Bis in die 1990er Jahre, aber auch noch danach im LIFE-Projekt Lafnitz (Wolfram *et al.* 2008) konnte der Schrätzer regelmäßig in geringen Dichten in der Lafnitz und Pinka nachgewiesen werden. In Ungarn reicht das Verbreitungsgebiet der Art nach Harka & Sallai (2004) in der Rába/Raab und Lapinc/Lafnitz bis zur Staatsgrenze, in der Pinka bis etwa Szentpéterfa (Höhe Eberau – Gaas) und weiter nördlich in der Mosoni Duna bis Höhe Mündung Lajta/Leitha. Aus den letzten 10 Jahren liegen hingegen keine Nachweise der Schrätzers aus der

Der Schrätzer *(Gymnocephalus schraetser)* wurde zuletzt 2007 in der Lafnitz nahe der Staatsgrenze nachgewiesen

Freude über den Nachweis eines Huchens *(Hucho hucho)* in der Leitha Höhe Seibersdorf im Oktober

Lafnitz oder der Raab vor. Ob das an der gegenüber früheren Jahren geringeren Befischungsintensität in diesen Gewässern liegt oder die Art tatsächlich aus der Lafnitz verschwunden ist, kann nicht sicher beantwortet werden und bedürfte einer gezielten Suche in geeigneten Habitaten. Aktuell muss der Schrätzer jedoch als *regionally extinct* (RE verschollen) angesehen werden.

Huchen, *Hucho hucho* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Der Donaulachs, wie der Huchen auch genannt wird, ist gemäß fischökologischem Leitbild eine seltene Begleitart in der Äschen- und Barbenregion Ostösterreichs (Haunschmid *et al.* 2019). Zum Zeitpunkt der Erstellung der Roten Liste vor 20 Jahren gab es keine Belege für ein Vorkommen des Huchens im Burgenland – die Art wurde damals auch als nicht autochthon angesehen.

Im Trausdorfer See (und in weiteren Grundwasserseen des Nord-Burgenlandes) wurden früher asiatische Karpfen (Tolstolob, Marmorkarpfen) besetzt, die noch heute gefangen werden können.

In der Zwischenzeit konnte eine ältere Quelle ausfindig gemacht werden, die die Leitha als Huchengewässer anführt (Hartlieb 1948). Der Nachweis ist allerdings fraglich, nachdem Hartlieb (1949) zwar alle Huchenvorkommen seiner Arbeit von 1948 neuerlich anführt – mit Ausnahme der Leitha. Der Huchen wird in diesem Fluss seit etlichen Jahren aus fischereilichen Gründen (d.h. nicht im Rahmen eines Artenschutzprojekts) besetzt; bei Elektrobefischungen im Herbst 2020 im Rahmen des „Gewässerentwicklungs- und Risikomanagementkonzepts Leitha" konnte die Art in der Grenzstrecke zu Niederösterreich stromab Wampersdorf auch nachgewiesen werden (unpubl.). Ein Beleg für eine eigenständige Reproduktion existiert nicht. Der anthropogenen Förderung durch die fischereiliche Bewirtschaftung steht die Abhängigkeit von eben dieser entgegen. Der Huchen wird daher in die Gefährdungsklasse *Critically Endangered* (CR) eingereiht. Das ist zwar eine offensichtliche „Verbesserung" gegenüber dem Status als regional ausgestorben in der Roten Liste vor 20 Jahren. Die kommenden Jahre werden zeigen, ob sich der Bestand dauerhaft etablieren kann.

Tolstolob, Silberkarpfen *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844)

VERBREITUNG: Der nicht-heimische Tolstolob, der in Mitteleuropa aufgrund der niedrigen Wintertemperaturen nach derzeitigem Wissensstand nicht reproduzieren kann, wird immer wieder in Teichen oder anderen Stillgewässern besetzt und als langlebige Art auch noch Jahre nach dem Besatz gefangen. Im Burgenland

kommt die Art beispielsweise dominant (hinsichtlich der Biomasse) im Trausdorfer See vor (Fürnweger *et al.* 2015b) und vereinzelt in weiteren Grundwasserseen im Nordburgenland (Hr. Karner, mündl. Mitt.). Aus dem Neusiedler See liegt kein gesicherter Beleg vor, auch wenn von Harka & Sallai (2004) ein Vorkommen der Art im ungarischen Südteil angegeben wird.

Marmorkarpfen, *Hypophthalmichthys nobilis* Richardson, 1845)
VERBREITUNG: Die Nachweise des Marmorkarpfens im Burgenland sind ähnlich spärlich gesät wie jene des Tolstolob. In ihrer Arbeit zur ungarischen Fischfauna geben Harka & Sallai (2004) ein Vorkommen der Art im Neusiedler See an. 2017 gelang auch im Rahmen des fischökologischen Monitorings des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel ein Nachweis im Südteil des Sees (Wolfram *et al.* 2018). Ein größerer Bestand an Marmorkarpfen existiert nachweislich in einigen Grundwasserseen des Nordburgenlands.

Getüpfelter Gabelwels, *Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1818)
VERBREITUNG: Es liegt ein Nachweis aus der Strem bei Hagensdorf aus dem Jahr 2008 vor (Quelle: BAW Scharfling). Da die zeitliche Grenze für Nachweise in der Roten Liste mit 2010 festgesetzt wurde und keine jüngeren Funde bekannt sind, wird *I. punctatus* wie bereits vor 20 Jahren nicht in der Liste der Fischarten des Burgenlandes geführt.

Sonnenbarsch, *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)
VERBREITUNG: Der Sonnenbarsch ist bereits vor rund 140 Jahren aus Nordamerika nach Europa eingeschleppt worden (Mikschi & Wolfram 2009). Er besiedelt im Burgenland seit langem mit einer großen Population den Schilfgürtel des Neusiedler Sees, von wo aus er auch in die Wulka und deren Zubringer vordringt. Weitere Nachweise gibt es aus der Leitha (bis stromauf Gattendorf) und der Lafnitz. Mit hoher Wahrscheinlichkeit können wir auch Vorkommen in zahlreichen kleineren Stillgewässern annehmen, zumindest in einigen ehemaligen Bergbauseen im Nordburgenland ist ein solches auch belegt (Fürnweger *et al.* 2015a; 2016a). (Weitere Vorkommen gibt es in Stillgewässern des Seewinkels und Waasen-Hanság, die nach Redaktionsschluss bekannt wurden. Sie sind in den Rasterkarten enthalten, konnten aber nicht mehr in den Verbreitungskarten der Fundorte berücksichtigt werden). Gegenüber der Situation vor 20 Jahren hat sich die Verbreitung des Sonnenbarsches im Burgenland nicht merklich verändert; der Indikator für die Bestandssituation liegt nach wie vor bei 3. Auch wenn der Sonnenbarsch ein potenzieller – und in seinem Revier „kampfstarker" – Konkurrent zu heimischen Arten ist (García-Berthou & Moreno-Amich 2000; Wolfram-Wais *et al.* 1999) und gemäß EU-Verordnungen 1143/2014 bzw. 1262/2019 als invasive Art anzusehen ist (EU Kommission 2014; 2019), stellt er für die heimische Fließgewässerfauna im Burgenland nach derzeitigem Wissen kein (akutes) Risiko als invasive Art dar. Eine weitere Ausbreitung ist im Licht der Entwicklung der letzten 20 Jahre nicht zu erwarten.

Moderlieschen, *Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843)
VERBREITUNG: Das Moderlieschen besiedelt Kleingewässer wie zum Beispiel Autümpel entlang größerer Tieflandflüsse. Ältere Nachweise gibt es aus Altwässern an der Leitha und der Lafnitz sowie aus verwachsenen Gräben im Seewinkel. Im Zuge der Befischungen in den letzten 10 Jahren konnte die Art jedoch nicht mehr gefunden werden. Nachdem die ehemaligen Fundorte jedoch nur ungenügend erfasst wurden, ist keine gesicherte Aussage darüber möglich, ob das Moderlieschen an den früheren Standorten noch vorkommt oder nicht. Auch aus dem Nachbarland Ungarn stehen keine Informationen zur Verfügung, aus denen auf ein Vorkommen in Österreich geschlossen werden kann. In Altwässern der ungarischen Rába/Raab wurde *L. delineatus* in den Jahren 2004–2005 erst im Abschnitt Rábagyarmat – Körmend nachgewiesen (Keresztessy 2007). Auch nach Harka & Sallai (2004) liegen die Fundorte entlang der Raab, Pinka und Rabnitz in deutlicher Entfernung (>20 km) von der österreichischen Staatsgrenze, wobei anzumerken ist, dass eine Wanderung stromauf unrealistisch ist, seitdem es infolge der Regulierungen nicht mehr zu großflächigen Überflutungen der Flussniederungen kommt. Hervorzuheben ist das Vorkommen des Moderlieschens im ungarischen Neusiedler See zumindest bis Anfang der 2000er Jahre (Harka & Sallai 2004). Hierbei dürfte es sich um seenahe Gräben handeln – Sallai *et al.* (2009) geben einen Fund im Jahr 2008 in einem Graben bei Hidegség an –, sodass dieser Nachweis nicht auf den

Früher häufig, heute ein seltener Fang – ein Schied *(Leuciscus aspius)* aus dem Neusiedler See (September 2017)

österreichischen Teil des Neusiedler Sees übertragen werden kann. Es ist anzunehmen, dass sich auch ältere Erwähnungen von Vorkommen des Moderlieschens im österreichischen Teil des Neusiedler Sees (Hacker 1979; Mikschi *et al.* 1996) vor allem auf Gräben im seenahen Umland bezogen.

Die Unsicherheiten hinsichtlich der Entwicklung und des Zustands der wenigen verbliebenen Lebensräume des Moderlieschens im Burgenland erlauben keine gesicherte Angabe der aktuellen Gefährdung, weshalb für das Moderlieschen als einziger unter den Fischarten des Burgenlandes die Kategorie *Data Deficient* (DD) vergeben werden muss. Anzumerken ist allerdings, dass eine bessere Einstufung als *Critically Endangered* in Anbetracht der Entwicklung der letzten 20 Jahre unwahrscheinlich ist. Im Gegenteil ist es nicht auszuschließen, dass die Art heute im Burgenland bereits regional ausgestorben (bzw. verschollen) ist.

Schied, *Leuciscus aspius* (Linnaeus, 1758)

Syn. *Aspius aspius*

NOMENKLATUR: Auf Grundlage der Arbeit von Perea *et al.* (2010) kann der Schied phylogenetisch mit Nerfling und Hasel zur Gattung *Leuciscus* zusammengefasst werden, die sich genetisch von einer relativ großen Schwestergruppe – unter anderem mit den Gattungen *Alburnus, Squalius, Rutilus* und *Abramis* – unterscheidet. Die Gattung *Aspius* ist demnach ein jüngeres Synonym von *Leuciscus* (vgl. van der Laan *et al.* (2021)).

VERBREITUNG: Hauptvorkommen des Schieds im Burgenland sind die Leitha, wo es Höhe Gattendorf einen mäßig guten Bestand gibt. In geringeren Dichten kommt die Art noch im Unterlauf der Lafnitz flussab Dobersdorf, in der Raab bei Neumarkt und in der Strem nahe Staatsgrenze vor. Früher besiedelte der Schied nach Woschitz (2006) die Lafnitz bis stromauf der Safen-Mündung, in den 1990er Jahren zumindest noch bis Höhe Fritzmühle bei Rudersdorf (Waidbacher *et al.* 2000; Zauner & Woschitz 1992). Ob die Bestände des Schied im Burgenland in den letzten 20 Jahren insgesamt abgenommen haben oder zumindest stabil geblieben sind, kann aufgrund von Datenlücken in der Strem und Pinka nicht mit Sicherheit gesagt werden. Harka & Sallai (2004) geben den Schied in ihrer Zusammenstellung der Verbreitung der Fischarten Ungarns für die untere Pinka an, was auf Vorkommen auch im österreichischen Abschnitt schließen lässt. Die Datengrundlage der Arbeit von Harka & Sallai *(op. cit.)* ist aber fast 20 Jahre alt. Eine jüngere Zusammenstellung gibt den Schied für die Raab bis St. Gotthard, nicht aber für Pinka oder andere Grenzflüsse an (Z. Sallai, schriftl. Mitt.). Sporadisch wird der Schied auch im Neusiedler See von Berufsfischern gefangen (W. Thell, pers. Mitt.); auch im Rahmen der fischökologischen Aufnahmen im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel gelang 2017 ein Nachweis der Art (Wolfram *et al.* 2018), die noch in den 1970er Jahren deutlich häufiger gewesen war (A. Herzig, pers. Mitt.). Sallai *et al.* (2009) konnten die Art in ihren Untersuchungen am Neusiedler See nicht nachweisen, geben aber für den Zeitraum 1998–2008 jährliche Fangquoten der Fischer auf ungarischer Seite zwischen 3 und 47 kg an. Die Autoren schließen zudem eine Reproduktion im Neusiedler See aus und erwähnen die Möglichkeit einer Zuwanderung über den Einser-Kanal oder eine Einschleppung über Fischbesatz. Die tatsächliche Bestandssituation im See bleibt demnach unklar. Insgesamt errechnet sich aus den gewichteten Rasterfrequenzen ein Indikatorwert der Bestandssituation von 2, was mit dem Neusiedler See aber vermutlich

überschätzt wird. Der Wert wurde daher auf 1 korrigiert, was auch der Einstufung in der alten Roten Liste von Wolfram & Mikschi (2001) entspricht. Die weitere Entwicklung sehen wir weniger negativ als vor 20 Jahren, als der Schied noch als *Critically Endangered* eingestuft wurde. Aus heutiger Sicht ist die Bewertung als *Endangered* (EN) gerechtfertigt.

Nerfling, *Leuciscus idus* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Der Nerfling wurde im Burgenland erstmals Anfang der 2000er Jahre in der Lafnitz Höhe Heiligenkreuz nachgewiesen (Wolfram *et al.* 2008), nachdem er in der alten Roten Liste gefährdeter Fischarten des Burgenlandes (Datenbestand aus den 1990er Jahren) noch als regional ausgestorben geführt wurde. Weitere Nachweise im Südburgenland folgten aus der Pinka stromab Bildein (2008) und aus der Rittschein Höhe Königsdorf (2009). Im Rahmen des Raab-Survey 2009 wurde der Nerfling auch auf ungarischer Seite in der Rába/Raab bis Höhe St. Gotthard nachgewiesen (Wolfram *et al.* 2010b). Häufig dürfte *L. idus* in der ungarischen Raab aber nicht sein – Keresztessy (2007) gibt an, den Nerfling 2004–2005 gegenüber einer Voruntersuchung nicht mehr nachgewiesen zu haben. Nach Z. Sallai (schriftl. Mitt.) wurde die Art bei Aufnahmen zwischen 2018 und 2020 bis Ikervar, nicht aber bis St. Gotthard nachgewiesen. Seit 2010 gibt es im Süd-Burgenland nur einen Einzelfund aus dem Jahr 2011 in der Lafnitz bei Eltendorf (Woschitz & Wolfram 2012).

Neu hinzugekommen sind jedoch Nachweise im Nordburgenland in der Leitha stromab Gattendorf im Jahr 2009 (Wolfram & Wolfram 2012) und erneut 2016. In diesem Jahr konnten 5 Individuen auch bei Reusenkontrollen gefangen werden (Schabuss *et al.* 2016). Diese spärlichen Funde bestätigen ein Vorkommen des Nerflings in der ungarischen Lajta/Leitha (Harka & Sallai 2004) und in der Mosoni Duna (Guti 2006) und belegen das Potenzial für eine Ausbreitung der Art auch in den österreichischen Abschnitt der Leitha. Der Indikator für die Bestandsituation ist angesichts der wenigen Funde mit 1 anzugeben. Da die weitere Entwicklung nicht negativ zu sehen und ein sporadischer Zuzug aus der ungarischen Lajta denkbar ist, errechnet sich nach dem Einstufungsschlüssel von Zulka & Eder (2006) eine starke Gefährdung. Dieses Ergebnis erscheint uns angesichts der sehr wenigen Nachweise lediglich adulter Tiere als zu positiv, weshalb die Einstufung in diesem Fall verworfen und der Nerfling in der höchsten Gefährdungskategorie eingestuft wird: *Critically Endangered* (CR) – immerhin eine Verbesserung gegenüber der alten Roten Liste, in der die Art (mit geringerem Wissensstand aus der unteren Lafnitz und Leitha) als ausgestorben angegeben wurde.

Frauennerfling (oben) und Nerfling (unten) aus der Leitha nahe der Landesgrenze zu Niederösterreich (September 2008)

Hasel, *Leuciscus leuciscus* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Die Hasel ist in verschiedenen Gewässern des Burgenlandes anzutreffen, selten aber in größerer Dichte. Eine

Hasel *(Leuciscus leuciscus)* aus der Kleinen Leitha (September 2008)

mäßig gute Bestandssituation ist für die Leitha belegt, in der Lafnitz und unteren Strem dürfte sie sich gegenüber der Situation in den 1990er Jahren verschlechtert haben. Demgegenüber konnten Haseln in ungarischen Abschnitt der Lafnitz im Rahmen des Projekts RaabStat regelmäßig gefangen werden (West-Transdanubische Wasserdirektion 2020). Positiv ist die Zunahme der Nachweise in der Wulka (GZÜV-Datensatz BAW) zu werten, nachdem die Hasel in den 1990er Jahren nur als Einzelfund nachgewiesen werden konnte (Wolfram & Wolfram-Wais 1999; Wolfram & Wolfram 2010a). Insgesamt zeichnet sich aber eine Verschlechterung des Bestandssituation im Burgenland ab. Der Indikator liegt nach den aktuellen Daten nur mehr bei 2 gegenüber 3 in den 1990er Jahren. Die Hasel wird damit als gefährdet angesehen, was der IUCN-Kategorie *Vulnerable* (VU) entspricht.

Aalrutte, *Lota lota* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Die Aalrutte war früher in den Fließgewässern des Burgenlandes sicherlich deutlich weiter verbreitet, wenngleich sie als räuberische Art vermutlich nie große Dichten erreichte. Gesicherte Nachweise gibt es aus den 1990er Jahren aus der Lafnitz (nach Aussagen älterer Fischer früher bis nahe an die Äschenregion stromauf Wolfau), der Strem und Pinka, vereinzelt aus der Leitha. Das Bild der Verbreitung in den letzten 10 Jahren ist ähnlich. Keine Nachweise haben wir (bei dürftiger Datenlage) aus der Strem, dafür liegen neue Belege aus der Raab und der Wulka vor. In dem Neusiedler-See-Zubringer gelang durch Besatzmaßnahmen

Aalrutte *(Lota lota)* aus der Leitha (September 2008)

in den 2000er-Jahren offenbar erfolgreich eine Wiederansiedlung, wobei hier anzumerken ist, dass die Aalrutte von früheren Autoren auch unter den autochthonen Fischarten des Sees selbst gezählt wurde (Herzig-Straschil 1989; Kritscher 1973). Es ist anzunehmen, dass es sich hierbei nur um die Zubringer, allenfalls um mündungsnahe Seebereiche gehandelt hat. Die Bestandsqualität ist jedoch in allen Gewässern schlecht und die Bestandsdichten sind meist gering. Auf ungarischer Seite sind Vorkommen von *Lota lota* in der Rába/Raab und Lapinc/Lafnitz bis zur Staatsgrenze sowie in der Mosoni Duna zu erwähnen, während die Art in der Repce/Rabnitz, Gyöngyös/ Güns und Lajta/Leitha fehlt (Harka & Sallai 2004). Anfang der 2000er Jahre gelang Keresztessy (2007) kein Nachweis, nachdem die Art in einer Voruntersuchung noch gefangen werden konnte. Im Rahmen des RaabSurvey 2009 wurde die Aalrutte in der Raab bis Höhe St. Gotthard nachgewiesen (Wolfram *et al.* 2010b). Auch wenn der Bestandsindikator wie vor 20 Jahren mit 1 angegeben wird, sehen wir die künftige Entwicklung nicht so negativ wie Wolfram & Mikschi (2001), denen zum damaligen Zeitpunkt allerdings weniger Informationen aus den grenznahen Abschnitten der drei großen Tieflandflüsse des Burgenlandes (Lafnitz, Raab und Leitha) vorlagen. Die Einstufung als *Endangered* (EN) – nach *Critically Endangered* vor 20 Jahren – dürfte daher eher der unterschiedlichen Datenlage geschuldet, d.h. methodisch bedingt sein als eine tatsächliche Verbesserung anzeigen. Einschränkend ist andererseits anzumerken, dass die Situation durch Besatz möglicherweise geschönt wird. Allerdings liegen keine zuverlässigen Informationen zum Besatz von Aalrutten vor, weshalb dieser Aspekt in der Bewertung nicht berücksichtigt wurde.

Schlammpeitzger, *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Wie das Moderlieschen und der Hundsfisch besiedelt der Schlammpeitzger bevorzugt Altwässer und Autümpel großer Fließgewässer, daneben Gräben und Sumpfgebiete – Lebensräume, die zu den am stärksten bedrohten in unserer Kulturlandschaft gehören. Entsprechend spärlich sind auch Nachweise des Schlammpeitzgers. Ältere Funde liegen aus Nebengewässern der Leitha, der Strem und der Lafnitz vor. In der Safenmündung und im ungarischen Lahnbach – beide gehören zum Lafnitz-Gewässersystem – gelangen Nachweise Mitte der 2000er-Jahre im Rahmen eines EU-LIFE-Projekts (Wolfram *et al.* 2008) und erneut 2018 in der

Flutmulde Höhe Heiligenkreuz (Jung & Ratschan 2018). Auf ungarischer Seite geben Harka & Sallai (2004) den Schlammpeitzger für Nebengewässer der Raab Höhe Pinka-Mündung an. Keine Wiederfunde gibt es aus dem Gewässersystem von Leitha und Strem, allerdings sind in den letzten Jahren mehrmals Schlammpeitzger im Mündungsbereich der Wulka in den Neusiedler See gefangen worden, weiters im Jahr 2011 in einem Kanal bei Donnerskirchen sowie in einem Graben im östlichen Seewinkel / Hanság. Ob der Bestand in der Wulka-Mündung auf Besatz zurückgeht oder immer schon – unbekannt und unentdeckt – vorhanden war, lässt sich heute nicht mehr klären. Unklar ist auch, ob es einen Austausch zwischen der Wulkapopulation und jener in dem genannten Graben im Hanság gibt. Der kuriose Foto-Nachweis eines Silberreihers mit einem Schlammpeitzger im Schnabel in einer überschwemmten Wiese der Gemeinde Apetlon könnte als Hinweis darauf gedeutet werden. Ungeachtet dessen ist der Schlammpeitzger eine der am stärksten gefährdeten Fischarten des Burgenlandes und in die Kategorie *Critically Endangered* (CR) einzustufen.

Der Silberreiher muss sich nicht um Naturschutzinteressen kümmern und darf sich auch an einem vom Aussterben bedrohten Schlammpeitzger *(Misgurnus fossilis)* gütlich tun (Apetlon, April 2008)

Schwarzmundgrundel, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)

VERBREITUNG: In Österreich tauchte die Schwarzmundgrundel erstmals um die Jahrtausendwende auf (Wiesner *et al.* 2000). Ursprünglich auf die Donau beschränkt, konnte die Art 2011 auch die Leitha als neuen Lebensraum erobern und wurde seitdem regelmäßig gefangen (GZÜV-Datensatz). Bei den Bootsbefischungen zwischen Gattendorf und Nickelsdorf in den Jahren 2009 und 2010 gelang hingegen noch kein Nachweis. Das vergleichsweise rasche Vordringen der Schwarzmundgrundel aus der Donau in die Leitha kann als deutlicher Hinweis für einen (zumindest für diese Art funktionierenden) Ausbreitungskorridor von der Mosoni Duna in die Leitha angesehen werden. Im Südburgenland gibt es demgegenüber (noch) keine Nachweise dieser invasiven Grundel-Art. Ein älterer Befund aus der ungarischen Rába/Raab aus den Jahren 2004–2005 stromab Nick ist angesichts der raschen Ausbreitung dieser Art nur wenig aussagekräftig (Keresztessy 2007), allerdings wurde die Art auch im Rahmen des RaabStat nur bis Nick nachgewiesen (West-Transdanubische Wasserdirektion 2020). Die Querbauwerke an der Raab bilden offenbar nicht nur für heimische Arten ein Wanderhindernis.

Regenbogenforelle, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792)

VERBREITUNG: Die Regenbogenforelle ist in verschiedenen Rhithralgewässern des Burgenlandes, vereinzelt vermutlich auch in

Schlammpeitzger *(Misgurnus fossilis)* aus der Mündung der Safen in die Lafnitz (September 2006)

Der Neusiedler See beherbergt die größte Population von Sichlingen *(Pelecus cultratus)* in Österreich. Der Nachweis aus der Leitha stromab Gattendorf im November 2009 war bislang der einzige aus einem burgenländischen Fließgewässer.

Grundwasserseen aufgrund von Besatzmaßnahmen regelmäßig zu finden. Eine reproduzierende Population der Regenbogenforelle hat sich nach unserem Wissensstand nur im steirermärkischen Oberlauf der Lafnitz gesichert etabliert (Wolfram *et al.* 2008), von wo aus die Art regelmäßig auch in den Grenzabschnitt Steiermark – Burgenland ausstrahlt. Sie ist ein potentieller Konkurrent zur heimischen Bachforelle und Äsche (Schmutz 1995; Uiblein *et al.* 2000). Der Einfluss ist aktuell aber aufgrund der geringen Verbreitung unerheblich. Insgesamt bleibt die Bestandssituation wie bereits vor 20 Jahren bei 1 sehr gering.

Sichling, *Pelecus cultratus* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Der Sichling (in Deutschland auch Ziege genannt) zählt zu den häufigsten Fischarten des Neusiedler Sees, wo er wie die Laube vor allem den offenen See besiedelt und nur selten (vor allem im Frühjahr zur Laichzeit) auch am Rand des Schilfgürtels zu finden ist. Netzbefischungen aus den letzten Jahren deuten auf einen leichten Rückgang der Bestände gegenüber der Situation in den 1990er Jahren hin (Ratschan 2016; Wolfram *et al.* 2018). Bemerkenswert ist ein Einzelfund des Sichlings in der Leitha im Jahr 2009 (Wolfram & Wolfram 2012), der auf einen Zuzug aus der Mosoni Duna schließen lässt, wo die Art nach Harka & Sallai (2004) vorkommt. In der ungarischen Rába/Raab konnte der Sichling hingegen erst im Unterlauf nahe der Donau nachgewiesen werden. Für das gesamte Burgenland bleibt der Bestand mit dem Indikatorwert 2 gegenüber der Situation vor 20 Jahren unverändert. Die Art wird als gefährdet und damit in die IUCN-Kategorie *Vulnerable* (VU) eingestuft.

Flussbarsch, *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758

VERBREITUNG: Als vergleichsweise tolerante Art ist der Flussbarsch in verschiedensten Gewässertypen des Burgenlandes anzutreffen. Das heutige Verbreitungsareal ähnelt jenem vor 20 Jahren. Neue Nachweise gibt es aus Gewässern des Mittel-Burgenlandes; im Süd-Burgenland dürfte die Bestandsqualität leicht abgenommen haben. Hohe Schwankungen im Bestand konnten im Laufe der

Der Flussbarsch *(Perca fluviatilis)* ist eine vergleichsweise anspruchslose Art. Im Neusiedler See erfuhr die Art aber in den letzten Jahren einen Bestandsrückgang (Foto aus einem Grundwassersee südlich von Wien)

letzten 2–3 Jahrzehnte im Neusiedler See festgestellt werden. Sie spiegeln die wechselnden Wasserstandsverhältnisse und damit die Möglichkeiten zur Besiedlung des Schilfgürtels wider. Nach hohen Dichten Mitte der 1990er Jahre (Wolfram *et al.* 2001) ist die Flussbarsch-Population im See derzeit klein (Fürnweger *et al.* 2020; Wolfram *et al.* 2018). Das Kriterium Bestandsqualität wird daher etwas geringer angegeben als vor 20 Jahren und ergibt im Einstufungsschlüssel nach Wolfram *et al.* (2006) die Vorwarnstufe *Near Threatened* (NT).

Elritze, *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Die Lebensweise der Elritze lässt vermuten, dass sie ehemals im Burgenland durchaus verbreitet war und die zahlreichen Überschemmungswiesen und Lobenbäche besiedelte. Flussbegradigungen und das Bestreben nach einer möglichst raschen Ableitung des Wassers aus landwirtschaftlich nutzbaren Flächen führte zu einer drastischen Einschränkung des Lebensraumes der Elritze. Aus dem Flusssystem der Lafnitz ist die Art heute völlig verschwunden; der letzte Nachweis im Bereich der Äschenregion (auf Höhe des steiermärkischen Lungitz) stammt aus den 1980er Jahren (Tölder & Schmutz 1984). In der alten Roten Liste der Fische des Burgenlandes werden auch Elritzen-Vorkommen in Nebengewässern der Raab und Leitha angegeben, nur mehr letztere sind aber noch gesichert vorhanden (unpubl. Aufnahme Höhe Wampersdorf). Dieser Nachweis deckt sich mit dem Befund eines sehr guten Bestands im Kanalgraben und im

Aus dem Mittelburgenland liegen nur zwei Nachweise der Elritze vor: aus dem Gfangenbach im Jahr 2005 (Foto: T. Schlögl) und aus der Güns im Jahr 2015.

Johannesbach bei Leithaprodersdorf – bezeichnenderweise zwei von Überschwemmungen unabhängige, grundwassergespeiste Bäche (Wolfram *et al.* 2003)). Ob die Population von Elritzen in einem kleinen rechtsufrigen Zubringer zur ungarischen Rába/Raab nahe der Staatsgrenze (Harka & Sallai 2004) noch existiert, ist unbekannt; ebenso, ob er potenziell in den Hauptfluss ausstrahlt. Umso erfreulicher ist ein Einzelnachweis der Elritze im Gfangenbach im Mittel-Burgenland (Rabnitz-System) durch einen lokalen Fischer im Jahr 2005 und in der Güns stromab Rattersdorf im Jahr 2015 (Wolfram *et al.* 2015a). Die Bestandssituation ist wie vor 20 Jahren auf der 10-teiligen Skala mit 1 anzugeben. Die Gefährdungskategorie hat sich gegenüber der alten Roten Liste vor 20 Jahren nicht geändert; die Elritze ist im Burgenland nach wie vor stark gefährdet (*Endangered* (EN)).

Kesslergrundel, *Ponticola kessleri* (Günther, 1861)

Syn. *Neogobius kessleri*

VERBREITUNG: Unter den drei nicht-heimischen Grundel-Arten kam die Kesslergrundel als erste nach Österreich (Zweimüller *et al.* 1996). In der Liste der Fische des Burgenlandes fand sich 2001 noch keine der drei Grundeln. Nunmehr kommt *Ponticola kessleri* jedoch in nennenswerten Dichten in der Leitha stromab Gattendorf vor, was eine eindrucksvolle Ausbreitung der Art aus der Mosoni Duna belegt und den invasiven Charakter der Art unterstreicht. Die weitere Entwicklung ist schwer abzusehen, doch ist die hohe Konkurrenzstärke aller drei Grundeln mittlerweile gut belegt (Kessel *et al.* 2016; Leuven *et al.* 2009) und lässt befürchten, dass die rasante Ausbreitung der Grundeln auf Kosten heimischer Arten erfolgt. Welche unter diesen am meisten betroffen sind, lässt sich derzeit noch nicht abschätzen, unterscheiden sich die Grundeln doch in ihren Nahrungs- und Habitatpräferenzen (Borcherding *et al.* 2013). Die weitere Entwicklung der Population der Kesslergrundel in der Leitha wird jedenfalls zu beobachten sein, ebenso die Situation in Raab und Lafnitz, wo die Art bislang noch nicht nachgewiesen wurde.

Die Marmorierte Grundel *(Proterorhinus semilunaris)* ist der einzige autochthone Vertreter aus der Familie der Gobiidae. Die auffälligen Nasenröhren haben der Art nicht nur den lateinischen Namen, sondern auch den englischen Namen *Western tubenose goby* eingebracht (Foto aus einem Grundwassersee südlich von Wien)

Marmorierte Grundel, *Proterorhinus semilunaris* (Pallas, 1814)
Syn. *Proterorhinus marmoratus*
VERBREITUNG: Die Ausbreitungsgeschichte von *P. semilunaris* ist aus österreichischer Sicht etwas älter als jene der drei anderen Gobiiden, gibt es doch schon Belege aus dem oberen Donaueinzugsgebiet (z.B. der Marchmündung) aus der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts. Die Marmorierte Grundel kann daher jedenfalls für den östlichsten österreichischen Donauabschnitt und Donau-Zubringer als natürlich vorkommend angesehen werden (Ahnelt *et al.* 1998; Spindler 1997; Wolfram & Mikschi 2007). Umso mehr trifft dies auf die Zubringer der Mittleren Donau im Burgenland zu. Im Burgenland ist ein Vorkommen der Art aus der Leitha seit längerem bekannt (Kummer *et al.* 2000), auch aus dem Neusiedler See gab es nach älterer Literatur ein Vorkommen (Hacker 1979; Sallai *et al.* 2009), das aber mit dem intensiven Aalbesatz erloschen zu sein schien (Mikschi *et al.* 1996). Nach dem starken Einbruch der Aalbestände im Neusiedler See ab Ende der 1990er Jahre wurde die Marmorierte Grundel jedoch bei Elektrobefischungen am Schilfrand zum offenen See wieder nachgewiesen (Fürnweger *et al.* 2020; Wolfram *et al.* 2018). Das legt die Vermutung nahe, dass die Art nie ganz aus dem System verschwunden war. Das Kriterium A zur Bestandsqualität wird auf Grundlage der aktuellen Funde mit 2 und damit besser als noch vor 20 Jahren bewertet. Auch in der Einstufung erfuhr die Art eine Verbesserung von „stark gefährdet" auf „gefährdet", was der IUCN-Kategorie *Vulnerable* (VU) entspricht.

Blaubandbärbling, *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel) 1842
VERBREITUNG: Der aus Ostasien stammende Blaubandbärbling wurde in Österreich erstmals 1982 nachgewiesen (Mikschi 2002). Die benthivore Art stellt keine großen Ansprüche an ihren Lebensraum und findet sich in Fließgewässern ebenso wie in Teichen und Seen. Auch wenn ein regelmäßiger „Nachschub" in heimische Gewässer als Nebenfisch bei Besatz mit Karpfen oder anderen Teichfischen anzunehmen ist, reproduziert der Blaubandbärbling auch in vielen Gewässern, in die er einmal eingebracht wurde. Die größte Population weist der Neusiedler See auf, wo die Art auch sauerstoffarme Bereiche im inneren Schilfgürtel besiedelt (Wolfram-Wais *et al.* 1999; Wolfram & Mikschi 2003). Möglicherweise unter dem Eindruck des damals relativ neuen (und im Neusiedler See auch häufigen) Auftretens von *P. parva* wurde die Art in der alten Roten Liste von Wolfram & Mikschi (2001) in ihrem Bestand sehr hoch und fast durchgehend mit Bestandsqualität 3 eingeschätzt – aus heutiger Sicht und der Neubewertung der Datenlage vermutlich eine Überschätzung. Heute wird der Bestand mit 6 bewertet, er dürfte aber jenem von vor 20 Jahren (damals mit 8 bewertet) vergleichbar sein. Würde man den Blaubandbärbling wie eine heimische Art einer der Gefährdungskategorien zuweisen, so wäre er nicht gefährdet. Eine Bestandszunahme innerhalb des nunmehr eingenommenen Areals erscheint aber unwahrscheinlich, wenngleich eine weiter fortschreitende Besiedelung der wenigen erhaltenenen, isolierten Gewässer einen zunehmenden Gefährdungsfaktor für heimische Kleinfischarten (z.B. Moderlieschen, vgl. Carpenter *et al.* (2007)) darstellen könnte. Nicht zu unrecht

Bitterling *(Rhodeus amarus)*
oben Milchner, unten Rogner
(mit Legeröhre)

wird die Art daher in der EU-Verordnung 2016/1141 als invasive Art geführt (EU Kommission 2014; 2016).

Bitterling, *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782)

Syn. *Rhodeus sericeus amarus*

VERBREITUNG: Das Vorkommen des Bitterlings hängt aufgrund der besonderen Fortpflanzungsweise vom Vorhandensein von Großmuscheln ab, in deren Kiemenraum das Bitterlingweibchen seine Eier ablegt. Entsprechend besiedelt die Art Nebengewässer und Stillwasserbereiche kleinerer und größerer Fließgewässer, aber auch Teiche und Seen. Im Burgenland kann man vergleichsweise gute Bestände in der Leitha, der Strem und Pinka sowie Lafnitz und Raab finden. Innerhalb der letzten zehn Jahre kamen Funde im Nord- und Mittelburgenland hinzu. Insgesamt wird die Bestandssituation wie vor 20 Jahren mit 4 bewertet. Eine Verschlechterung der Bestandssituation ist aus heutiger Sicht nicht zu erwarten, weshalb der Bitterling wie in der alten Roten Liste vor 20 Jahren als nicht gefährdet (*Least Concern* (LC)) eingestuft werden kann.

Sandgressling, *Romanogobio carpathorossicus* (Vladykov 1925)

Syn. *Gobio kesslerii, Romanogobio kesslerii*

NOMENKLATUR: Neueste molekulargenetische Untersuchungen zeigten, dass es sich bei den österreichischen Populationen des „Kessler-Gründlings" um eine eigenständige Art des Donau-Einzugsgebietes handelt. *R. carpathorossicus* ist damit entgegen der Darstellung in Kottelat & Freyhof (2007) kein Synonym des im Dniestr, in der Weichsel und einigen Zubringern der Unteren Donau heimischen *R. kesslerii* (Friedrich *et al.* 2018). Zur Unterscheidung von dieser Art wurde für *R. carpathorossicus* mit „Sandgressling" auch ein neuer deutscher Name vorgeschlagen. Ungeachtet dessen ist *R. carpathorossicus* als heimischer „Nachfolger" von *R. kessleri* – so wie auch der Donau-Weißflossengründling *R. vladykovi* – als Schutzgut gemäß Anhang II der FFH-Richtlinie anzusehen (vgl. Ratschan *et al.* (2021)).

VERBREITUNG: Das Vorkommen des Sandgresslings ist auf größere Tieflandflüsse beschränkt. Sichere Nachweise liegen aus der Lafnitz vor. Angaben zum Vorkommen des Steingressling *(Romanogobio uranoscopus)* in der mittleren Strem dürften eine auf eine Verwechslung mit dem ähnlichen Sandgressling zurückgehen, weshalb auch dieses Gewässer zum Verbreitungsareal von *R. carpathorossicus* gezählt werden kann. In Ungarn wird die Art Anfang der 2000er Jahre für die Rába/Raab, Lapinc/Lafnitz und Pinka bis zur Staatsgrenze angegeben (Harka & Sallai 2004), während die Art bei neueren Aufnahmen im Rahmen des RaabStat nur bis Höhe Csörötnek gefangen wurde (West-Transdanubische Wasserdirektion 2020). Nach Z. Sallai (schriftl. Mitt.) ist *R. carpathorossicus* hingegen bis St. Gotthard (2018–2020) belegt. In der Leitha kommt die Art weder auf österreichischer noch auf ungarischer Seite vor. Auf beiden Seiten der Staatsgrenze erschweren die ungenügende Datenlage und die Gefahr von Verwechslungen mit anderen Gründlingsarten (*R. vladykovi*, juvenile *Gobio gobio*) eine sichere Abgrenzung der Verbreitung und eine Beschreibung der Bestandssituation. Insgesamt und

für das gesamte Burgenland dürfte die Bestandssituation des Sandgresslings jedoch plausibel mit 1 und damit gleich wie vor 20 Jahren anzugeben sein. Sowohl die bisherige Entwicklung der Bestände in den letzten 20 Jahren als auch die künftige Entwicklung scheint weitgehend stabil zu sein. *R. carpathorossicus* ist dennoch aufgrund des kleinräumigen Vorkommens als stark gefährdet anzusehen und damit in die IUCN-Kategorie *Endangered* (EN) einzustufen.

Steingressling, *Romanogobio uranoscopus* (Agassiz, 1828)

Syn. *Gobio uranoscopus*

VERBREITUNG: Aus der Lafnitz bei Dobersdorf sowie der Strem bei St. Michael und an der Staatsgrenze wurden jüngst Nachweise des Steingreßlings gemeldet (Quelle: BAW GZÜV-Erhebungen). Sie erscheinen in Hinblick auf die Habitatansprüche dieser Art fragwürdig. In Ungarn gibt es keine Belege für ein Vorkommen von *R. uranoscopus* aus dem Raab-System, aus der Mosoni Duna, ja nicht einmal aus der Donau selbst; lediglich aus der Mur bzw. Drau und aus dem Theiss-Oberlauf wurde die Art in Ungarn vermeldet (Harka & Sallai 2004). Die Verbreitung des Steingresslings im deutschsprachigen Raum (Jung *et al.* 2019) lässt ein rezentes Vorkommen in der Lafnitz und noch mehr in der Strem sehr unwahrscheinlich erscheinen. Es ist anzunehmen, dass die Art mit dem ähnlichen Sandgreßling (*R. carpathorossicus* syn. *kessleri*) verwechselt wurde. Der Steingreßling ist somit nicht zur rezenten Fischfauna des Burgenlandes zu zählen. Es gehört allerdings zum Leitbild des „Epipotamal groß" im Sinne von Haunschmid *et al.* (2019), und ein ehemaliges Vorkommen in den rascher fließenden Abschnitten von Lafnitz und Leitha vor den großen Flussregulierungen ist denkbar. *R. uranosocopus* wäre damit eine von acht regional ausgestorbenen Fischarten des Burgenlandes (*Regionally extinct* (RE)) und wird auch von uns als solche in der Liste der autochthonen Fischarten des Burgenlandes geführt.

Der Donau-Weißflossengründling *(Romanogobio vladykovi)* ist schlanker als der „normale" Gründling *(Gobio gobio)*; sein bevorzugter Lebensraum sind mittelgroße bis große Tieflandflüsse wie die Pinka oder die Lafnitz

Donau-Weißflossengründling, *Romanogobio vladykovi* Lukash, 1933

Syn. *Gobio albipinnatus*

VERBREITUNG: Der Donau-Weißflossengründling ist im Burgenland weiter verbreitet als der Sandgressling *(R. carpathorossicus)*, aber im Gegensatz zum häufigeren normalen Gründling *(Gobio gobio)* auf größere Tieflandflüsse beschränkt. Das Verbreitungsareal dürfte heute vergleichbar sein wie Ende der 1990er Jahre zum Zeitpunkt der Erstellung der Vorgänger-Roten-Liste. Datenlücken in den Unterläufen von Strem und Pinka verunklaren das Bild der Verbreitung der Art im Südburgenland, doch dürfte die Bestandsqualität in der Leitha und vor allem der Lafnitz heute etwas schlechter sein als in den 2000er Jahren, als im Rahmen des LIFE-Projekts Lafnitz im Unterlauf noch vergleichsweise gute Bestände angetroffen werden konnten (Wolfram *et al.* 2008). Für den gleichen Zeitraum geben Harka & Sallai (2004) Nachweise in Ungarn für die Flüsse Lajta/Leitha, Repce/Rabnitz, Pinka, Rába/Raab und Lapinc/Lafnitz an, alle nahe der Staatsgrenze. Auch bei den Aufnahmen im Rahmen des RaabStat wurde der Donau-Weißflossengründling 2019 an den meisten Befischungsstrecken an der Rába sowie in der grenznahen Lapinc nachgewiesen. In einer von Z. Sallai zur Verfügung gestellten Zusammenstellung der Vorkommen in ungarischen Fließgewässern nahe der Staatsgrenze ist *R. vladykovi* für die Rába/Raab bis St. Gotthard (2018–2020) und für die Repce/Rabnitz Höhe Repcevis (2008) angegeben, nicht aber für die Pinka und Gyöngyös/Güns. Es ist daher nicht gesichert, ob die aus der gewichteten Rasterfrequenz abgeleitete Bestandssituation (Indikatorwert 3) einen tatsächlichen Rückgang gegenüber

Die Leitha zwischen Gattendorf und der Staatsgrenze ist der einzige Flussabschnitt im Burgenland, in dem der Frauennerfling noch vorkommt. Ob die Restrukturierungsmaßmahmen im bestehenden Flussprofil reichen werden, um die Population zu erhalten, wird die Zukunft weisen.

der Situation in den 1990er Jahren (damals Indikatorwert 4) widerspiegelt. Im Rückblick erscheint die damalige Bewertung von Wolfram & Mikschi (2001) in der Kategorie „Vom Aussterben bedroht" als zu streng, und in der Tat ergäbe eine Neueinstufung mit den gleichen Eingangsdaten, jedoch unter Anwendung des geänderten Schlüssels von Zulka & Eder (2006) einen geringeren Gefährdungsgrad. Heute ist *R. vladykovi* plausibel als stark gefährdet anzusehen und in die IUCN-Gefährdungskategorie *Endangered* (EN) einzustufen.

Frauennerfling, *Rutilus virgo* (Heckel 1852)

Syn. *Rutilus pigus virgo*

VERBREITUNG: Die Nachweise des Frauennerflings aus der Leitha in den 1990er Jahren haben sich mit den Aufnahmen in den 2000er Jahren (Wolfram & Wolfram 2012) wie auch jüngeren Aufnahmen (Datensatz BAW) erfreulicherweise bestätigt, wenngleich der Bestand nicht sehr groß sein dürfte. Auch für die ungarische Lajta/Leitha wird die Art angegeben; der Befund dazu liegt aber mehr als 15 Jahre zurück (Harka & Sallai 2004). Befischungen im Zuge der Beweissicherung der Fischaufstiegshilfe bei Gattendorf konnten keinen Nachweis der Art erbringen (Schabuss *et al.* 2016). In der Raab und Lafnitz wäre die Art ebenfalls zu erwarten, allerdings liegen dazu weder aus Ungarn im Nahbereich der Staatsgrenze noch aus Österreich Nachweise vor (Harka & Sallai 2004; Keresztessy 2007; West-Transdanubische Wasserdirektion 2020; Wolfram et al. 2010b). Dier Bestandssituation für das gesamte Bundesland liegt unverändert bei 1. Unter der Annahme, dass der Bestand auch in den nächsten Jahren zwar sehr gering, aber doch zumindest stabil bleibt, kann der Frauennerfling als stark gefährdet (*Endangered* (EN)) und nicht mehr wie von Wolfram & Mikschi (2001) als vom Aussterben bedroht eingestuft werden.

Rotauge, *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Das Rotauge ist eine anpassungsfähige und tolerante Art, die ihr Areal im Burgenland in den letzten zwei Jahrzehnten ausweiten konnte. Mit dem „Nach-oben-Wandern" der Fischregionen, von dem auch andere Arten profitieren konnten, dehnte das Rotauge sein Verbreitungsgebiet beispielsweise in der Pinka Richtung stromauf aus. Auch die sich häufenden Nachweise in Gewässern des Mittel-Burgenlandes (Rabnitz, Stooberbach) können

Rotauge *(Rutilus rutilus)*, im Burgenland nicht gefährdet

dahingehend gedeutet werden. Das Hauptvorkommen im Burgenland bildet aber wie auch bei anderen Arten die Population im Neusiedler See. Unter Berücksichtigung der Datenlücken an der Strem und Pinka kann die Bestandssituation heute wie vor 20 Jahren mit 7 angegeben werden. Das Rotauge ist damit eine von zehn Arten des Burgelandes in der IUCN-Gefährdungskategorie *Least Concern* (LC).

Goldsteinbeißer, *Sabanejewia balcanica* (Karaman, 1922)

Syn. *Cobitis aurata*

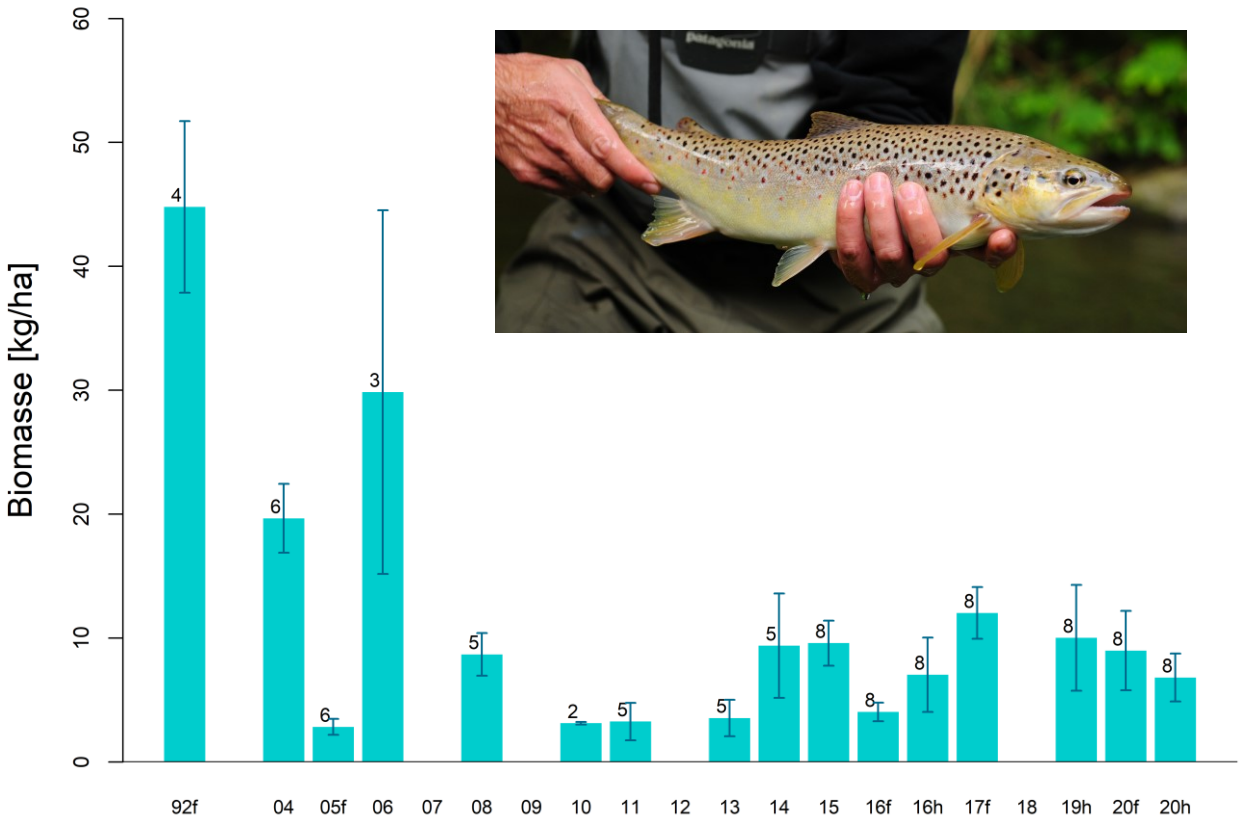
TAXONOMIE: In den Fanglisten der Befischungen beim bilateralen Projekt RaabStat scheint auf ungarischer Seite neben *S. balcanica* auch *S. bulgarica* auf, mit einem Nachweis in der ungarischen Rába/Raab Höhe Szakonyfalu und damit in der Grenzstrecke Höhe Mogersdorf (West-Transdanubische Wasserdirektion 2020). Auch nach Z. Sallai (schriftl. Mitt.) kommt diese Art in der ungarischen Raab nach Aufnahmen 2018–2020 vor. *S. bulgarica* ist aus dem östlichen Balkan bekannt (van der Laan *et al.* 2021) und im fischökologischen Leitbild der Fließgewässer dieses Landes nur für die Donau angegeben (A. Aposotolos, pers. Mitt.). Ob es sich hier um sichere eigene Art handelt und ob diese auch im österreichischen Abschnitt der Raab vorkommt, muss offen bleiben.

VERBREITUNG: Der Goldsteinbeißer wurde in Österreich erst vergleichsweise spät als eigene Art erkannt und vom normalen Steinbeißer (*Cobitis elongatoides*, früher sub *C. taenia*) unterschieden. Er besiedelt sandig-kiesige Bereiche in mäßig bis langsam fließenden Tieflandgewässern wie z.B. der Raab, Lafnitz, Pinka und Leitha. Harka & Sallai (2004) geben die Art für die ungarische Pinka nahe Burg sowie für die Lajta/Leitha an (hier hingegen nicht *C. elongatoides*). Aus der österreichischen Leitha liegen Nachweise aus dem Jahr 2008 vor (Wolfram & Wolfram 2012), nicht aber von späteren Befischungen (Schabuss *et al.* 2016). In der burgenländischen Lafnitz dürfte die heutige Bestandssituation des Goldsteinbeißers jener von Ende der 1990er Jahre zum Zeitpunkt der Erstellung der alten Roten Liste vergleichbar sein. Die Bestandssituation ist mit 1 sehr gering, eine Verschlechterung aber eher nicht zu erwarten. Die sich daraus ergebende Einstufung als *Endangered* (EN) ist plausibel. Die Bewertung der Art als „vom Aussterben bedroht" bei Wolfram & Mikschi (2001) – die mit einer älteren Version des Einstufungsschlüssels abgeleitet wurde (Zulka *et al.* 2005) – erscheint im Rückblick als zu streng bzw. ergäbe eine Neubewertung nach Zulka & Eder (2006) die gleiche Einstufung wie heute.

Bachforelle, *Salmo trutta* Linnaeus, 1758

TAXONOMIE: Die Seeforelle (früher *Salmo trutta* f. *lacustris*) wurde in der alten Roten Liste von Wolfram & Mikschi (2001) als eigene, wenn auch nicht im Burgenland heimische Art geführt (Besatz Neufelder See). Mittlerweile hat sich auf Grundlage von genetischen Untersuchungen die Ansicht durchgesetzt, dass es sich bei Bach- und Seeforelle allenfalls um Ökotypen und nicht verschiedene Arten handelt (Bernatchez *et al.* 1992; Lahnsteiner & Jagsch 2003). Die Seeforelle wird hier daher nicht weiter berücksichtigt.

VERBREITUNG: Die Verbreitung der Bachforelle im Burgenland erscheint auf den ersten Blick unverändert gegenüber den Verhältnissen in den 1990er Jahren. Im Detail betrachtet, ist eine Verlagerung des Vorkommensschwerpunkts in etlichen Gewässern Richtung stromauf zu erkennen, teilweise verbunden mit Verlusten in den unteren Regionen. Das lässt sich als Verschiebung der Fischregionen infolge der Erwärmung der Gewässer interpretieren und spiegelt eine vergleichbare Entwicklung bei anderen Arten wider (z.B. Schneider). Besonders deutlich ist der Rückgang der Dichten und Biomasse der Bachforelle in der Lafnitz, die unter allen Fließgewässern des Burgenlandes am besten untersucht ist. Dass hier neben der Wassertemperatur auch andere Faktoren wie z.B. ein starker Prädationsdruck durch den Fischotter eine Rolle spielen, ist oft vermutet und emotional diskutiert worden, allerdings bis heute nicht gesichert (Wolfram & Fürnweger 2015a). Der Einfluss des Fischotters auf den Fischbestand der Lafnitz wird derzeit in einem eigenen Forschungsprojekt untersucht. Eine ähnliche Entwicklung wie bei der Lafnitz ist in vielen kleinen Gewässern zu vermuten, aus denen jedoch keine vergleichbar gut abgesicherte Datenreihen vorliegen. Problematisch ist hier oft die geringe Wasserführung, die dazu führt, dass manche Bachoberläufe immer mehr aus dem potenziellen Fischlebensraum herausfallen. In anderen Gewässern kommt als Risikofaktor eine Erkrankung mit der proliferativen Nierenkrankheit PKD hinzu (Waldner *et al.* 2019). Der Rückgang der Fischdichten und -biomassen der Bachforelle im Burgenland in den letzten rund

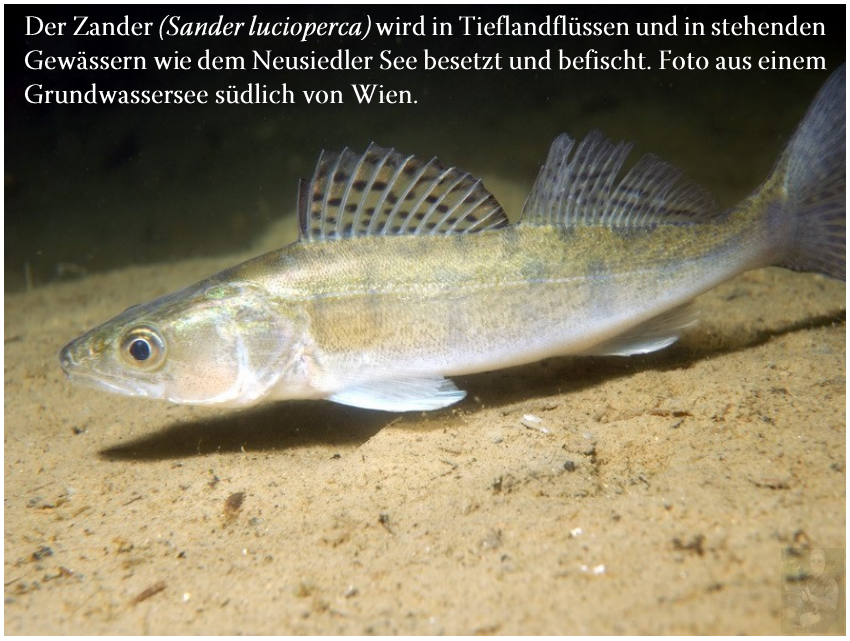


Fischbestand der Bachforelle in der Äschenregion der Lafnitz (Kraftwerk Lafnitz bis Großschedlmühle) zwischen 1992 und 2020, dargestellt als arithmetischer Mittelwert ± Standardfehler je Kampagne. Die Zahlen an der x-Achse zeigen die Jahre. Aufnahmen im Frühjahr sind mit *f* gekennzeichnet. Fanden im gleichen Jahr zwei Kampagnen statt, sind die Herbstaufnahmen mit *h* gekennzeichnet. Die Zahlen bei den Balken geben die Anzahl der Einzelaufnahmen in den jeweiligen Befischungskampagnen wieder. Quelle: DWS Hydro-Ökologie

20 Jahren spiegelt sich im Rückgang des Rechenwertes für das Kriterium Bestandssituation von 6 auf 4 wider. Nach einer Einstufung als *Least Concern* im Jahr 2001 muss die Bachforelle heute in die Vorwarnstufe *Near Threatened* (NT) eingestuft werden.

Seesaibling, *Salvelinus alpinus* (Linnaeus, 1758)
Syn. *Salvelinus umbla*
Bachsaibling, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814)
VERBREITUNG: Weder der heimische Seesaibling noch der aus Amerika eingeschleppte Bachsaibling sind zur autochthonen Fischfauna des Burgenlandes zu zählen. Keine der beiden Arten konnte bislang reproduzierende Bestände etablieren. Ihr sehr sporadisches Vorkommen ist demnach auf Besatz zurückzuführen, vereinzelt entkommen Saiblinge wohl auch aus Fischzuchten. Letzteres ist für die beiden Einzelfunde von See- und Bachsaibling in der Lafnitz nahe einer Fischzucht bei der Ortschaft Lafnitz anzunehmen.

Zander, *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758)
Syn. *Stizostedion lucioperca*
VERBREITUNG: Wie für andere Arten stellt auch für den Zander der Neusiedler See das wichtigste Gewässer und den Vorkommensschwerpunkt im Burgenland dar. Weitere Vorkommen in Stauseen oder Bergbauseen sind teilweise bekannt (Fürnweger *et al.* 2016a; b), teilweise mit großer Wahrscheinlichkeit anzunehmen. Daneben kommt der Zander – eine der Leitarten des Potamals – in geringen Dichten in der Leitha, Lafnitz, Raab, Pinka und Strem vor. Das Kriterium Bestandssituation wird auf Grundlage dieser Daten mit 4 berechnet, was aber vermutlich kein realer Zuwachs gegenüber der etwas zurückhaltenderen Einstufung vor 20 Jahren (damals Wert 3) darstellen dürfte. Auch die Prognose der Bestandsentwicklung von Wolfram & Mikschi (2001) erscheint im Rückblick und bei Neubewertung der alten


Der Zander *(Sander lucioperca)* wird in Tieflandflüssen und in stehenden Gewässern wie dem Neusiedler See besetzt und befischt. Foto aus einem Grundwassersee südlich von Wien.

Daten als zu pessimistisch. Die alte Einstufung als *Endangered* wäre bei Anwendung des neuen Schlüssels von Zulka & Eder (2006) auf *Vulnerable* zu korrigieren. Plausibler ist die heutige Einstufung des Zanders als *Least Concern* (LC).

Wolgazander, *Sander volgensis* (Gmelin, 1788)

Syn. *Stizostedion volgensis*

VERBREITUNG: Hinweise auf ein Vorkommen des Wolgazanders im Neusiedler See gibt es bereits seit vielen Jahren (Harka & Sallai 2004; Herzig-Straschil 1989; Sallai *et al.* 2009; Schabmann 1953); die Art konnte den See vermutlich immer wieder über Donau-Raab-Hochwässer besiedeln. Ein gesicherter Erstnachweis in jüngerer Zeit gelang erst 2014 (Wolfram *et al.* 2015c), weitere Nachweise folgten 2016 und 2017. Das aktuelle Vorkommen ist vermutlich auf Besatz zurückzuführen. Es ist aber plausibel anzunehmen, dass die Art heute wie der Zander im See reproduziert. Aus burgenländischen Fließgewässern sind demgegenüber keine Nachweise bekannt. In Ungarn kommt der Wolgazander in der Rába/ Raab bis Körmend vor. Der Umstand, dass der Neusiedler See bislang das einzige Gewässer mit einem Bestand des Wolgazanders ist, rechtfertigt eine Einstufung der Art als *Vulnerable* (VU).

Rotfeder, *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Auch die Rotfeder ist eine typische Art des Neusiedler Sees, wo sie vor allem struktur- und makrophytenreiche Standorte im inneren Schilfgürtel bevorzugt (Wolfram *et al.* 2001). Gemäß dem Datensatz aus den 1990er und 2000er Jahren kam die Art früher regelmäßig, wenn auch meist in geringen Dichten, in Tieflandflüssen wie der Leitha, der unteren Lafnitz sowie der Strem und Pinka vor. Die Funde aus diesen Gewässern innerhalb der letzten 10 Jahre sind jedoch nur mehr spärlich, was sowohl methodisch bedingt sein (geringere Erfassung von Nebengewässern) oder aber auf reale Habitatverluste zurückgehen mag. Die gewichtete Rasterfrequenz ergibt einen Bestandswert von 3, was angesichts der Datenlücken die realen Verhältnisse unterschätzen dürfte und daher auf 4 aufgewertet wurde. Die weitere Bestandsentwicklung gerade in den Tieflandflüssen muss jedoch negativ bewertet werden, weshalb die Rotfeder insgesamt in die IUCN-Kategorie *Near Threatened* (NT) einzustufen ist.

Wels, *Silurus glanis* Linnaeus, 1758

VERBREITUNG: Die größte zur autochthonen Fischfauna des Burgenlandes zählende Art ist der Wels oder Waller. Er dürfte einer der Profiteure der allgemeinen Gewässererwärmung sein und konnte in den letzten 20 Jahren im Neusiedler See eine starke

Die Rotfeder *(Scardinius erythrophthalmus)* ist ein typischer Vertreter der Fischfauna des Neusiedler Sees

Jeder fängt einmal klein an. Ein juveniler Wels *(Silurus glanis)* und ein kapitales Exemplar aus dem Neusiedler See. Hier konnte die Art in den letzten 20 Jahren eine starke Population aufbauen.

Population ausbilden. Funde aus Fließgewässern sind hingegen spärlich, was bei einer großwüchsigen, räuberischen und in ihrem Bestand schwer quantifizierbaren Art nicht verwundert. Gegenüber dem Datenbestand von Ende der 1990er Jahre gibt es aus den letzten 10 Jahren Neufunde aus der Leitha. Weitere Bestände sind aus verschiedenen Teichen und Kleinseen teils belegt (Fürnweger *et al.* 2015b), teils mit großer Wahrscheinlichkeit anzunehmen. Vor allem die Bestandszunahme im Neusiedler See führt zu einer Zunahme des Kriteriums A Bestand von 2 auf 3. Die alte Einstufung von Wolfram & Mikschi (2001), wonach der Wels im Burgenland stark gefährdet wäre, stimmt heute nicht mehr. Die Art wird auf Grundlage aktueller Daten als *Near Threatened* (NT) eingestuft.

Aitel, *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758)

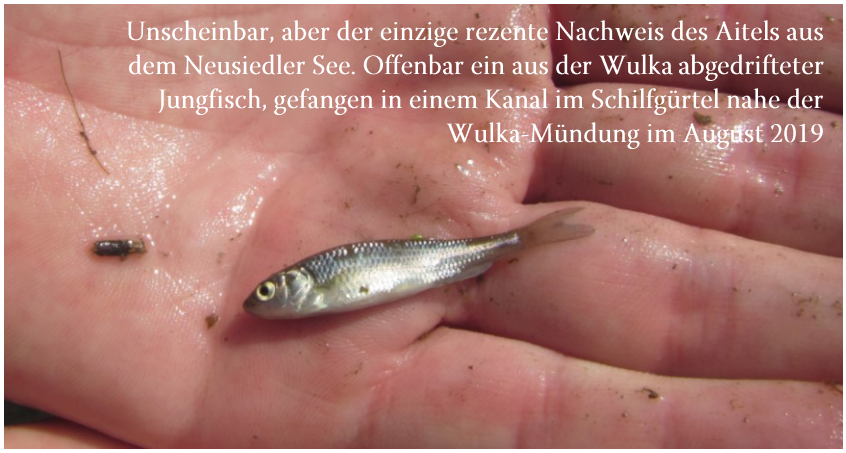
Syn. *Leuciscus cephalus*

VERBREITUNG: Der Aitel oder Döbel ist neben dem Gründling und der Bachschmerle die häufigste und am weitesten verbreitete Fischart im Burgenland. Ihre hohe Anpassungsfähigkeit erlaubt es ihr, unterschiedliche Gewässer – von Grundwasserseen über große Tieflandflüsse bis hin zu kleinen Gräben – zu besiedeln. Selbst aus dem Neusiedler See liegt seit kurzem ein Nachweis vor. Der aus der gewichteten Rasterfrequenz errechnete Bestand wurde in Hinblick auf Datenlücken an der Pinka und Strem von 7 auf 8 erhöht und liegt damit gleich auf mit dem Wert in der alten Roten Liste von 2001. Die Art ist jedenfalls nicht gefährdet und damit der IUCN-Kategorie *Least Concern* (LC) zuzuordnen.

Strömer, *Telestes souffia* Risso, 1826

Syn. *Leucisus souffia agassizi*

VERBREITUNG: Der Strömer ist nach Haunschmid *et al.* (2019) eine seltene Begleitart in der Äschen- und Barbenregion und Teil des Leitbilds der Gewässer in der Bioregion „Östliche Flach- und Hügelländer", zu denen die meisten Fließgewässer des Burgenlandes zu rechnen sind. Ob die Art tatsächlich ehemals im Burgenland vorkam, ist allerdings fraglich. Es liegen keine historischen Nachweise vor. In Ungarn wird der Strömer weder aus der Donau noch aus einem der Zubringer (Leitha, Raab) vermeldet. Harka & Sallai (2004) erwähnen nur einen Einzelfund im Osten Ungarns, der wohl mit Vorkommen in Oberläufen der Theiß in der Ukraine zusammenhängt. Die Lebensraumansprüche von *Telestes souffia* und die Belege in – teils auch sehr kleinen – Gewässern der Steiermark (Woschitz 2006) lassen es aber nicht ausgeschlossen erscheinen, dass die mittlere Lafnitz oder Pinka früher Lebensraum dieser leicht mit anderen Cypriniden zu verwechselnden



Unscheinbar, aber der einzige rezente Nachweis des Aitels aus dem Neusiedler See. Offenbar ein aus der Wulka abgedrifteter Jungfisch, gefangen in einem Kanal im Schilfgürtel nahe der Wulka-Mündung im August 2019

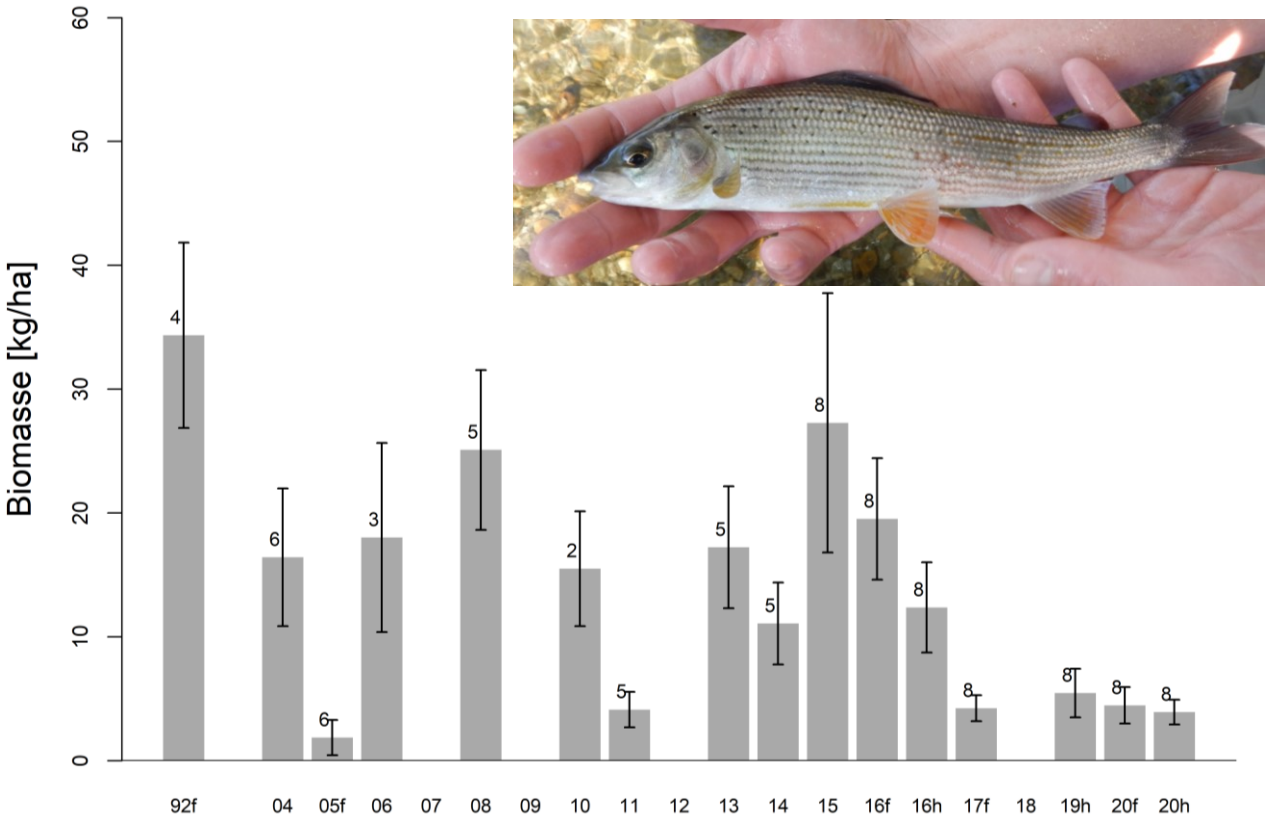
Art war. Wir belassen den Strömer daher auf der Liste der autochthonen Fischarten des Burgenlandes. Aufgrund des Fehlens jeglicher Nachweise und der Unwahrscheinlichkeit einer natürlichen Zuwanderung ist der Strömer heute als ausgestorben bzw. *Regionally Extinct* (RE) zu betrachten.

Äsche, *Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Zum Zeitpunkt der Erstellung der alten Roten Liste vor 20 Jahren waren Vorkommen der Äsche nur aus zwei Gewässern bekannt: der Lafnitz und der Pinka. Der Bestand in der Pinka dürfte erloschen sein, der letzte Einzelnachweis stammt aus dem Jahr 2007. Der Bestand in der Lafnitz besteht noch, geht allerdings ebenfalls zurück (siehe Diagramm unten). Die Population der Lafnitz-Äsche erwies sich bei Untersuchungen in den 2000er-Jahren als genetisch deutlich unterschiedlich von Populationen der Mur, Drau oder verschiedenen Donau-Zubringern (Weiss *et al.* 2012; Weiss *et al.* 2013). Das deutet darauf hin, dass die Population nur unwesentlich durch Besatzmaßnahmen in der Vergangenheit beeinflusst und verändert wurde. Der Rückgang der Bestände ist seit Jahren Gegenstand von Untersuchungen und Diskussionen (Wolfram & Fürnweger 2015a; Wolfram *et al.* 2015b). Schlüsselfaktoren sind vermutlich der Anstieg der Wassertemperatur, Einträge aus dem Umland (Versandung potenzieller Laichplätze) und möglicherweise auch ein beständiger Prädationsdruck durch den Fischotter. Aufgrund der Besonderheit der „Lafnitz-Äsche" besteht auch eine besondere Verantwortung des Landes gegenüber dieser Leitart der Äschenregion, die aus heutiger Sicht im Burgenland als Vom Aussterben bedroht anzusehen und damit eine von sechs Fischarten in der IUCN-Kategorie *Critically Endangered* (CR) ist. Daran ändert auch der Einzelfund einer Äsche im Mittellauf der Leitha als neuer Nachweis im Burgenland nichts. Dieser ist durch Abwanderung aus angrenzenden niederösterreichischen Abschnitten im Hyporhithral erklärbar (was eine Extrapolation auf ein angrenzendes Rasterfeld an der Leitha rechtfertigt).

Schleie, *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Die Verbreitungskarte der Schleie in der alten Roten Liste von 2001 zeigt Vorkommen in Nebengewässern



Bestand der Äsche in der Äschenregion der Lafnitz (Kraftwerk Lafnitz bis Großschedlmühle) zwischen 1992 und 2020, dargestellt als arithmetischer Mittelwert ± Standardfehler je Kampagne. Die Zahlen an der x-Achse zeigen die Jahre. Aufnahmen im Frühjahr sind mit *f* gekennzeichnet. Fanden im gleichen Jahr zwei Kampagnen statt, sind die Herbstaufnahmen mit *h* gekennzeichnet. Die Zahlen bei den Balken geben die Anzahl der Einzelaufnahmen in den jeweiligen Befischungskampagnen. Quelle: DWS Hydro-Ökologie

verschiedener Tieflandflüsse wie der Leitha, der Lafnitz und der Pinka. Schwerpunkt des Vorkommens war damals der Neusiedler See. Heute stellt der See das einzige gesicherte Vorkommen dieser Art im Burgenland dar, wenn auch Datenlücken ein unvollständiges Bild der Fischartengemeinschaften in Klein- und Nebengewässern geben. Selbst unter Berücksichtigung der methodischen Defizite ist der Rückgang der Bestände offensichtlich, was sich in einem geringeren Wert des Bestandskriterium A (Abnahme von 3 im Jahr 2001 auf heute 2) widerspiegelt. Positiv ist anzumerken, dass die Schleie im Neusiedler See im Gegensatz zur Karausche noch regelmäßig im Schilfgürtel und am Schilfrand zum offenen See anzutreffen ist. Möglicherweise wird die Art auch noch ab und zu im See besetzt (nach Sallai *et al.* (2009) auf ungarischer Seite in den Jahren 2005 und 2007 mit 300 bzw. 200 kg). Eine Neubewertung der Gefährdung der Schleie in den 1990er Jahren ergibt nach dem aktuell gültigen Einstufungsschlüssel von Zulka & Eder (2006) die Gefährdungskategorie *Vulnerable* (VU). Heute ist die Art als stark gefährdet und damit in der Gefährdungskategorie *Endangered* (EN) einzustufen – und entspricht damit der alten Bewertung unter Anwendung des damals gültigen Schlüssels von Zulka *et al.* (2001).

Hundsfisch *(Umbra krameri),* im Burgenland vom Aussterben bedroht

Hundsfisch, *Umbra krameri* Walbaum, 1792

VERBREITUNG: Der Hundsfisch besiedelte ehemals sicherlich verbreitet Kleinstgewässer und Autümpel an dynamischen Tieflandflüssen, entlang derer dieser Lebensraumtyp immer wieder neu gebildet wurde. Mit der Begradigung der Flüsse vor allem in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts begann der Niedergang des Hundsfisches, der früher auch in den Gräben rund um den Neusiedler See angetroffen werden konnte (Herzig-Straschil 1989; Mikschi *et al.* 1996; Pernt 1894). Nachdem *Umbra krameri* in der alten Roten Liste noch als regional ausgestorben angegeben wurde, konnte die Art in den 2000er Jahren erfolgreich in einem Grabensystem im Osten des Hanság wieder angesiedelt (Benesch 2004; 2008) und im Jahr 2018 bestätigt werden (Ellmauer *et al.* 2019; Jung & Ratschan 2018). Diese Vorkommen sind unter anderem durch Eutrophierung und sinkende Wasserstände bedroht und keinesfalls langfristig abgesichert (C. Ratschan, pers. Mitt.). Es liegt allerdings auf der Hand, dass die künftige und langfristige Bestandsentwicklung aufgrund des Vorkommens in einem einzigen Gewässer keineswegs gesichert ist. Auf ungarischer Seite ist ein Vorkommen im Unterlauf der Repce/Rabnitz (Harka & Sallai 2004) und in Gräben des ungarischen Teils des Hanságs bekannt (Takács *et al.* 2015). Ob es von dort eine Verbindung über Kanäle zum österreichischen Hanság gibt, ist nicht bekannt. 2013 wurden reliktäre und isolierte Hundsfisch-Populationen auch in elf Altarmen der Rába/Raab Höhe Sarvar entdeckt (Csipkés & Polyák 2014) – ein Erstnachweis für das Flusssystem in Ungarn nach früheren (und bis dahin letzten) Funden aus Raab-Altwässern Höhe Rum (10–15 km stromauf Sárvár und mehr als 50 km stromab der Staatsgrenze). So erfreulich die Wiederansiedlung des Hundsfisches im Burgenland ist, steht die Art heute dennoch an der Grenze zum neuerlichen Verschwinden und wird daher in die IUCN-Kategorie *Criticially Endangered* (CR) eingestuft.

Rußnase, *Vimba vimba* (Linnaeus, 1758)

VERBREITUNG: Die Rußnase besiedelt große Tieflandflüsse und war auch vor den Flussregulierungen sicher immer nur ein sporadischer Gast in den Gewässern des Burgenlandes. In der alten Roten Liste wurde die Rußnase noch als ausgestorben geführt. 2010 gelang jedoch ein Nachweis in der Leitha Höhe Zurndorf (Wolfram &

Der einzige rezente Nachweis der Rußnase im Burgenland: Leitha Höhe Zurndorf (November 2009). Die „rußschwarze Nase" ist unverkennbar

Wolfram 2012). Einen neuerlichen Fund aus den letzten 10 Jahren gibt es nicht. Keinen aktuellen Nachweis der Rußnase erbrachten Befischungen im Südburgenland in der Lafnitz und Raab, auch wenn die Art in der ungarischen Rába/Raab nach Harka & Sallai (2004) bis etwa Höhe Körmend (Höhe Mündung Pinka) vorkommt und im Rahmen des RaabStat bis Höhe Csörötnek nachgewiesen werden konnte (West-Transdanubische Wasserdirektion 2020). Auch Woschitz (2006) führt Belege aus dem Raum Körmend an und vermutet, dass die Art ursprünglich auch in burgenländische Raab- und Lafnitzabschnitte aufgestiegen ist. Rein rechnerisch ergibt sich aus dem Einstufungsschlüssel von Zulka & Eder (2006) für die Rußnase die Gefährdungskategorie *Endangered* (da keine sichere Abnahme der - allerdings extrem geringen – Bestandssituation zu erwarten ist). Die äußerst knappe Datenlage mit nur einem einzigen Nachweis rechtfertigt jedoch ohne Zweifel eine Einstufung als *Critically Endangered* (CR).

Streber, *Zingel streber* (Siebold, 1863)

VERBREITUNG: Der Streber ist ein bodennah lebender Vertreter der Barschartigen, der in rasch fließenden Abschnitten mittelgroßer bis großer Tieflandflüsse anzutreffen ist. In den 1990er Jahren und vor allem in den 2000er Jahren bei Aufnahmen an der Lafnitz im Rahmen eines LIFE-Projekts konnten teilweise gute Bestände dieser Art gefunden werden (Wolfram *et al.* 2008). Entsprechend positiv wurde die Situation dieser Natura-2000-Art auch bewertet (Woschitz & Wolfram 2012). Die heutige Verbreitung ist jener vor 20 Jahren ähnlich, doch deuten die Daten auf einen Rückgang der Bestände hin. An typischen Streber-Habitaten aus den 2000er Jahren wie einer Regulierungsstrecke Höhe Wolfau stromauf der Brücke nach Unterrohr konnten bei jüngeren Aufnahmen nur mehr sehr vereinzelte Nachweise des Strebers belegt werden (unpubl.). In der Raab waren die Fangzahlen hingegen bei Aufnahmen 2018 und 2019 (GZÜV-Datensatz) ähnlich hoch wie ein Jahrzehnt davor (Wolfram *et al.* 2010b). Insgesamt scheint aber eine geringere Bewertung der Bestandssituation (Indikatorwert 2) gegenüber vor 20 Jahren (Indikatorwert 3) gerechtfertigt. In Kombination mit dem Bestandsrückgang, der sich möglicherweise auch in den nächsten Jahren fortsetzt, ergibt sich für den Streber eine Einstufung als stark

Unterschiedliche Altersstadien des Strebers (*Zingel streber*) aus der Naturstrecke der Raab bei Mogersdorf (Oktober 2009)

gefährdet, was der IUCN-Kategorie *Endangered* (EN) entspricht.

Zingel, *Zingel zingel* (Linné, 1766)

VERBREITUNG: Der Zingel bevorzugt etwas langsamer strömende Tieflandflüsse als sein Verwandter, der Streber. In den 1990er Jahren war er beispielsweise in der unteren Lafnitz noch relativ häufig anzutreffen – so häufig, dass er im Rahmen eines Gutachtens neben Barbe und Streber in größerer Zahl gefangen und histologisch untersucht werden konnte (Hofer *et al.* 1999). Auch bei späteren Aufnahmen wurde der Zingel in der grenznahen Lafnitz regelmäßig gefangen. Ob die geringeren Fangzahlen methodisch bedingt sind oder einen realen Rückgang widerspiegeln, lässt sich nicht mit Sicherheit sagen. In Ungarn kommt die Art jedenfalls in der Rába/Raab und Lapinc/Lafnitz bis zur Staatsgrenze vor, auch für die Pinka bis etwa Höhe Pornóapáti (vis-à-vis von Deutsch Schützen) ist der Zingel belegt (Harka & Sallai 2004). Weitere Funde in der Raab (Keresztessy 2007) lassen auf eine vitale Population in diesem Fluss und auf eine regelmäßige Einwanderung in den österreichischen Flussbschnitt der Lafnitz schließen. Hinweise auf eine Wanderung in die Raab bis Neumarkt und weiter stromauf liegen nicht vor. Es ist denkbar, dass die vorhandenen Fischaufstiegshilfen für eine Migration nicht oder nur eingeschränkt geeignet sind. Auch beim Raab Survey 2009 wurde der Zingel nur bis Höhe St. Gotthard nachgewiesen (Wolfram *et al.* 2010b). Im Norden des Burgenlandes liegt nur ein einziger Nachweis eines Zingels vor. Er wurde 2009 im Komitatskanal gefangen, in den ein Teil der Leitha bei Nickelsdorf ausgeleitet wird (Wolfram & Wolfram 2012). Bei späteren Befischungen wurde die Art hier nicht mehr nachgewiesen.

Der einzige und bislang letzte Nachweis eines Zingels aus dem Leitha-System (Komitatskanal) stammt aus dem Jahr 2009.

Insgesamt ist der Bestand des Zingel im Burgenland jedenfalls sehr gering und im Süd-Burgenland vermutlich von einer funktionierenden Verbindung zur Raab abhängig. Ausgehend von einer stabilen Entwicklung in den nächsten Jahren (wenn auch auf niedrigem Niveau) wird der Zingel als stark gefährdet und damit in die IUCN-Kategorie *Endangered* (EN) eingestuft.

Es sind oft Grenzstrecken, die von der Regulierung der Flüsse im 20. Jahrhundert verschont geblieben sind. Eine der schönsten ist jene der Raab zwischen dem ungarischen Alsózölnök (Unterzeming) und dem österreichischen Mogersdorf. Nach glaubhaften Berichten älterer Fischer kam hier der Zingel früher zahlreich vor. Heute gibt es nur mehr eine Restpopulation seines kleineren Verwandten, des Strebers.

4. Diskussion

4.1 Gefährdungsursachen

Naturnahe Flusslandschaften haben Seltenheitswert

Der Referenzzustand eines Gewässers, d.h. der Zustand vor signifikanten anthropogenen Eingriffen ist gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie die Messlatte für jede ökologische Bewertung von Oberflächengewässern. Dabei dürfen selbst im Referenzzustand gewisse Arten fehlen, solange die ökologische Funktionsfähigkeit gegeben ist oder die maßgeblichen ökologischen Prozesse ungestört ablaufen können.

Bei der Erstellung einer Roten Liste liegt der Blick naturgemäß mehr auf der einzelnen Art als auf der Artengemeinschaft. Dennoch ist es wichtig, sich ein Bild vom idealtypischen Urzustand der aquatischen Lebensräume zu machen, um die ehemalige Verbreitung von Arten abschätzen, Arealveränderungen beurteilen und Ursachen für Gefährdungen identifizieren zu können.

Dass wir heute an den allermeisten Flusslandschaften und Feuchtgebieten im Burgenland weit vom Referenzzustand entfernt sind, ist unbestreitbar. Naturnahe Gewässerabschnitte wie im Mittellauf der Lafnitz zwischen Landesgrenze und Wolfau sind rar. Der in der Bildabfolge rechts dargestellte Ausschnitt der Lafnitz gibt einen Eindruck von der Kraft und Dynamik, aber auch dem Platzbedarf naturnaher Gewässer, der in unserer Kulturlandschaft immer weniger vorhanden ist (Wendelin *et al.* 2005).

Flussdynamik in Zeitraffer: Entstehen und Verschwinden einer Mäanderschleife an der Lafnitz Höhe Loipersdorf-Kitzladen zwischen 2000 (oben), 2012 (Mitte) und 2017 (unten). Quelle: Google Earth.

Flussregulierungen und Habitatverluste

Der Unterschied der Naturstrecke an der Landesgrenze Steiermark – Burgenland zu den regulierten Fluss- und Bachabschnitten in den unten gezeigten Bildern könnte kaum größer sein. Die Vereinheitlichung der Gewässer als Folge der Begradigung in den 1960er bis 1980er-Jahren ging einher mit einem drastischen Habitatverlust. Was diesen Gewässern fehlt, sind unter anderem flach überströmte Kiesbänke, tiefe Kolke, Totholzansammlungen und vor allem unterschiedlich angebundene Nebengewässer. Nicht nur die größeren Flüsse des Burgenlandes, selbst kleine Bäche und Gräben wurden in der Vergangenheit ihrer Dynamik beraubt und in enge Trapezprofile gezwängt. Weitere Eingriffe kamen in Form von Wasserentnahmen, Aufstauungen und Unterbrechungen des Kontinuums hinzu. Für eine Reihe von Arten mit heute stark eingeschränktem Vorkommen im Burgenland sind diese flussbaulichen Eingriffe die Hauptursache für ihren Bestandsrückgang im Laufe des 20. Jahrhunderts.

Lafnitz bei St. Gotthard

Strem bei Heiligenbrunn

Wulka bei Seehof

Wörtherbach (Lafnitzzubringer)

Die Regulierungen in den 1960er bis 1980er Jahren haben Tieflandflüsse in strukturarme, kaum unterscheidbare Gerinne vewandelt.

Leitha bei Nickelsdorf

Gut dokumentiert sind die Auswirkungen von Querbauwerken (zumeist Kleinkraftwerke) auf die Verbreitung wandernder Fischarten in der Leitha, Raab und Lafnitz. Die Wanderhindernisse bestehen teilweise heute noch, auch wenn im Zuge der Umsetzung der Nationalen Gewässerbewirtschaftungspläne in den letzten zwei Jahrzehnten viel in Fischwanderhilfen investiert und die Vernetzung von Lebensräumen verbessert wurde. Auch die fehlende laterale Konnektivität wurde als Problem erkannt, leider fielen die gut gemeinten Maßnahmen in der Vergangenheit nicht immer zum Wohl der Fischgemeinschaften aus. An der Lafnitz und der Raab führten Anbindungen von abgetrennten Flussschlingen aufgrund zu geringer Durchströmung und ohne echte Dynamik zu einer beschleunigten Verlandung dieser Nebengewässer, womit nicht nur kein neuer Lebensraum für rheophile Flussarten geschaffen, sondern zudem vorhandener Lebensraum von Stillwasserarten zerstört wurde. Aus Fehlern in der Vergangenheit kann man jedoch lernen und es bleibt zu hoffen, dass weitere geplante Altarmanbindungen wie z.B. an der Leitha stromab Gattendorf im Rahmen des LIFE-IRIS-Projekts die Lehren aus früheren Projekten berücksichtigen.

Steile Prallufer sind heute seltene Strukturen an den Tieflandflüssen des Burgenlandes. Maisäcker und andere landwirtschaftliche Flächen, die direkt an den Gewässerrand reichen, findet man häufiger.

Wasserqualität und Sedimenteintrag

Ein weiterer Gefährdungsfaktor ist die Wasserqualität, auch wenn sich hier im Laufe der letzten Jahrzehnte viel zum Positiven verändert hat. Schaumberge und von Abwässern gefärbte Bäche gehören der Vergangenheit an und auch die saprobiologische Belastung der meisten Gewässer ist heute nicht mit jener vor 50 Jahren vergleichbar. Andere stoffliche Belastungen sind jedoch dazugekommen und viel weniger sichtbar: von Pestizideinträgen und anderen diffusen Belastungen aus landwirtschaftlichen Flächen –

Naturnaher Abschnitt der Rába/Raab in Ungarn etwa 3 Kilometer stromab der Staatsgrenze nahe Heiligenkreuz im Lafnitztal. Es ist anzunehmen, dass einige Fischarten wie z.B. der Zingel auf regelmäßigen Zuzug aus ungarischen Populationen angewiesen sind. Quelle: Google Earth.

die oft viel zu nahe an den Gewässerrand reichen – bis hin zu hormonell wirksamen Stoffen aus Siedlungsgebieten. Während die zuvor geschilderten hydromorphologischen Eingriffe offensichtlich sind, ist unser Wissen um diese potenziellen Risikofaktoren an burgenländischen Fließgewässern gering.

Eine weitere Gefährdung der Gewässer und ihrer Lebensgemeinschaften stellt der Sedimenteintrag aus dem Umland dar, der zur Versandung und Verschlammung ursprünglich kiesgeprägter Flüsse führen kann. Für rheophile Kieslaicher gehen damit wertvolle Laichplätze verloren. Auch dazu liegen keine systematisch erhobenen Daten vor. Wir können aber auf Basis von Beobachtungen schließen, dass die Veränderungen des Sediments der Gewässersohle neben anderen Einflussfaktoren für den geringen Fischbestand mancher Flüsse wie z.B. der Lafnitz mitverantwortlich ist (Wolfram & Fürnweger 2015a; b). Eine Maßnahme zur Verbesserung wären die konsequente Errichtung von Pufferstreifen zwischen Landwirtschaft und Gewässer, die Errichtung von Sandfängen, oder die Winterbegrünung von Ackerflächen. Bilder wie oben an der Grenzstrecke der Raab bei Mogersdorf sollten der Vergangenheit angehören.

Klimawandel

Die Veränderungen des globalen Klimas sind eine der größten Herausforderungen der kommenden Jahrzehnte, und immer mehr zeigen sich Auswirkungen auf regionaler und lokaler Ebene. Dabei geht es nur in erster Linie um den Faktor Temperatur, der alle biologischen Prozesse steuert, aber auch Auswirkungen auf die Sauerstofflöslichkeit hat. Ein weiterer Aspekt sind hydrologische Veränderungen. Eine verstärkte Verdunstung und sinkende Grundwasserstände erhöhen das Risiko, dass Kleingewässer, grundwassergespeiste Gräben, Autümpel und selbst der Neusiedler See austrocknen. Arten, deren Vorkommen auf diese Gewässer konzentriert oder beschränkt ist, unterliegen daher einem besonderen Risiko. Aber auch Fließgewässerarten sind von den hydrologischen Veränderungen infolge der Klimaerwärmung betroffen. Auch wenn es die hohe natürliche Variabilität und Stochastizität von Niederschlagsereignissen erschwert, gesicherte zeitliche Trends auszumachen, so scheinen in den letzten Jahren Trockenphasen und kurzfristig auftretende Starkregenereignisse in ihrer Häufigkeit zuzunehmen.

Das geänderte Abflussgeschehen gefährdet die abflussschwachen rhithralen Oberläufe mancher Bäche ebenso wie die typischen Lobenbäche entlang größerer Tieflandflüsse. Treten noch verstärkte Wasserentnahmen für Trinkwasserbrunnen oder die Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen hinzu, wird den Fischen vielerorts im wahrsten Sinne des Wortes das Wasser abgegraben.

Kleine Gewässer wie der Raidingbach im Mittelburgenland könnten besonders von klimabedingten Veränderungen des Abflussregimes betroffen sein

Fischfressende Vögel und Säugetiere

Die Rolle piscivorer Vögel und Säuger wird seit Jahren kontroversiell diskutiert. Oft wird der Fischotter, dessen Population in Österreich in den letzten ein bis zwei Jahrzehnten deutlich zugenommen hat, für abnehmende Fischbestände verantwortlich gemacht. In der Ökologie sind monokausale Zusammenhänge jedoch selten, und auch die Sache mit dem Otter ist komplizierter, als es auf den ersten Blick erscheinen mag. Dass Fischfresser einen spürbaren Einfluss auf Fischbestände haben können, ist unbestritten. Für die

Fischotter *(Lutra lutra)*

Kormorane *(Phalacrocorax carbo)* in Flugformation

extrem niedrigen Fischbiomassen in vielen Gewässern dürften fischfressende Vögel und Säuger jedoch nur im Zusammenwirken mit anderen Faktoren mitverantwortlich sein. Anders ausgedrückt, erst bei nennenswerten hydromorphologischen Defiziten, die großräumig betrachtet leider de facto in allen Gewässern des Burgenlandes vorliegen, kann die Wirkung von Fischprädatoren spürbar werden. Sehr fischreiche Gewässer reagieren diesbezüglich wesentlich resilienter als solche mit natürlicherweise kleineren oder isolierten Populationen. So ließ beispielsweise der Fischbestand am Neusiedler See trotz hohem Prädationsdruck durch mehrere Fischfresser in den 1990er Jahren keine Einbußen, geschweige denn einen Einbruch erkennen (Nemeth *et al.* 2003).

Zu berücksichtigen ist in diesem Zusammenhang auch immer, dass die Nahrungsnetze auch auf höheren trophischen Ebenen bzw. im terrestrischen Bereich massiv anthropogen überprägt sind (klassisches Beispiel: Seeadler – Verfolgung – Umweltgifte + Kormoran), was zu Auswirkungen im aquatischen Bereich führen kann.

Ein viel diskutiertes Beispiel für einen möglichen Einfluss von Fischfressern auf die Fischpopulationen in einem burgenländischen Gewässer ist der Fischotter an der Lafnitz (Kranz & Wolfram 2015; Wolfram 2014a; Wolfram & Fürnweger 2015a). Der Mittellauf dieses Flusses ist hydromorphologisch weitgehend intakt, sieht man von einigen Kontinuumsunterbrechungen oder -einschränkungen ab. (Die starken flussbaulichen Eingriffe beginnen erst ab der Barbenregion.) Nachdem der Fischotter hier viele Jahre nicht mehr vorkam, konnte er das Flusssystem in den letzten zwei bis drei Jahrzehnten erfolgreich wiederbesiedeln (Kranz 2015); parallel dazu kam es zu einer Abnahme der Fischbestände in der Lafnitz, zuletzt auch der „Lafnitz-Äsche". So schlüssig dieser Zusammenhang auf den ersten Blick ist, im Detail betrachtet ergibt sich ein differenziertes Bild. Der Vergleich mit früher orientiert sich an einem Referenzwert der Biomasse von Anfang der 1990er Jahre (siehe Diagramm S. 15). Dazu ist anzumerken, dass dieser damals zum Teil von großen Barben gebildet worden war. Das Fehlen von juvenilen Barben deutete aber bereits damals auf eine stark eingeschränkte Reproduktion hin, möglicherweise eine Folge von Wanderhindernissen im Übergangsbereich zwischen den rhithralen und potamalen Flussabschnitten (Markt Allhau bis Neudau). 10 Jahre später war die Barbe aus der Äschenregion *de facto* verschwunden; der letzte Nachweis stammte von 2004. Hinzuweisen ist auch auf die Dominanzverschiebungen unter den Fischarten in der Äschenregion mit einem Rückgang der relativen Anteile der Salmoniden (Bachforelle, Äsche) bei gleich bleibender Entwicklung (Aitel) oder Zunahme anderer Arten (Gründling, Schneider). Dies lässt sich mit den klimatischen Veränderungen und einer Verschiebung von Fischregionen erklären, die auch in anderen Gewässern beobachtet wurde. Ein selektiver Prädationsdruck durch den Fischotter mag eine zusätzliche Rolle spielen, ist aber sicherlich nicht die einzige Erklärung für diese Entwicklung. Berechnungen ergaben zudem, dass der Nahrungsbedarf des Fischotters das Angebot im Fluss weit übersteigt. Abgesehen von anderen Nahrungsquellen wie Amphibien stehen offenbar auch Fische aus umliegenden Teichen auf dem Speisezettel des Otters (Wolfram *et al.* 2007). Die Angelegenheit ist also komplex und wird durch den Anspruch – und die Verpflichtung – des Naturschutzes, sowohl den Fischotter als auch die „Lafnitz-Äsche" (und natürlich auch andere Fischarten) zu schützen, nicht gerade einfacher.

Fischfresser können einen Fischbestand beeinflussen, wohl aber

nur in sehr seltenen Fällen eine Art in ihrem Bestand substanziell gefährden. Ein derzeit laufendes Forschungsprojekt im Rahmen des Förderprogramms LE 14–20 (Entwicklung für den Ländlichen Raum) wird hierzu hoffentlich ein klareres Bild geben.

Die Befürchtungen zu den Auswirkungen des nicht-heimischen Blaubanbärblings auf die heimishe Fischfauna haben sich nicht bewahrheitet

Invasive Arten

Potenziell invasive Arten sind im Burgenland aus heutiger Sicht die Kessler-, die Nackthals- und die Schwarzmundgrundel. Alle drei Arten haben in den letzten zwei bis drei Jahrzehnten eine deutliche Ausbreitung ihres Areals aus dem unteren in das mittlere und obere Donau-Einzugsgebiet erfahren und seit 2001 auch burgenländische Gewässer erobert, bislang zumindest nur die Leitha. Sie stellen ohne Frage eine potenzielle Gefahr für heimische Arten mit ähnlichen Lebensraumansprüchen dar, allerdings lässt sich derzeit noch nicht abschätzen, welche Arten konkret davon betroffen sind oder sein werden.

Zwei weitere, bereits seit längerem im Burgenland vorhandene nicht-heimische Arten sind Sonnenbarsch und Blaubandbärbling. Beide haben nach unserer Einschätzung mittlerweile jene Gewässer besiedelt, die ihren Lebensraumansprüchen entsprechen; eine weitere Ausdehnung des Areals ist nicht anzunehmen.
Die 15 in dieser Arbeit angeführten nicht-heimischen Fischarten werden aller Voraussicht nach nicht die einzigen bleiben, die die Fischfauna des Burgenlandes „bereichern". Als potenziell invasiv könnten sich weitere Grundel-Arten (*Perccottus glenii, Neogobius fluviatilis*) oder *Misgurnus bipartitus* herausstellen (vgl. Jung *et al.* (2021), die in angrenzenden Regionen teilweise bereits nachgewiesen wurden. Die kommenden Jahre werden zeigen, ob diese Arten ein ähnliches Ausbreitungspotenzial entwickeln wie die drei genannten Grundel-Arten.

Schwarzmundgrundel
(Neogobius melanostomus)

4.2 Änderungen in der Roten Liste gefährdeter Fische und Neunaugen seit 2001

Ein zentraler Anspruch an die vorliegende Arbeit war es, dass die Gefährdungseinstufungen der Fische und Neunaugen des Burgenlandes mit jenen der alten Roten Liste von Wolfram & Mikschi (2001) möglichst vergleichbar sind. Wir versuchten daher, die einzelnen Indikatoren in methodisch ähnlicher Weise abzuleiten wie vor 20 Jahren. Beim wichtigsten Kriterium, der Bestandsabschätzung, ist dies weitgehend gelungen, bei anderen mussten wir einen geringfügig anderen Weg einschlagen. Es ist daher erforderlich, die „Änderungen" der Gefährdungseinstufungen zu hinterfragen und auszuloten, wo eine Verschlechterung oder Verbesserung im Gefährdungsgrad rein methodisch bedingt ist oder eine reale Veränderung der Bestandssituation und der Aussterbenswahrscheinlichkeit widerspiegelt.

Grenzgänger zwischen verschollen und wieder entdeckt

Einige Arten leben in burgenländischen Fließgewässern am Rande ihres heutigen Verbreitungsgebietes innerhalb der Flusssysteme von Raab und Leitha. Der Schrätzer war in der alten Roten Liste als CR eingestuft, gilt heute aber mangels Nachweisen aus den letzten 10 Jahren als verschollen (RE). Umgekehrt konnten mit Nerfling und Rußnase zwei Arten zwischen 2010 und 2020 nachgewiesen werden, die von Wolfram & Mikschi (2001) noch als ausgestorben eingestuft worden waren. Ähnlich ist die Situation der Zope zu sehen, die in der alten wie in der jetzigen Roten Liste als RE (veschollen) eingestuft ist und es nur vorübergehend mit einem Einzelfund in der Leitha auf die Artenliste rezenter Fischarten des Burgenlandes geschafft hat.

Es ist anzunehmen, dass alle vier Arten immer wieder in die österreichischen Flussabschnitte von Leitha und Lafnitz ausstrahlen werden, sofern sich die Bestandssituation in Ungarn nicht verändert. Die Veränderungen der Einstufung der vier Arten sind daher nicht als tatsächliche Änderung der Aussterbenswahrscheinlichkeit anzusehen, sondern spiegeln vielmehr die Datenlage und den momentanen Wissensstand wider.

Anders ist die Situation beim Hundsfisch und beim Huchen zu werten, die vor 20 Jahren als ausgestorben (Hundsfisch) bzw. nicht als Teil der autochthonen burgenländischen Fischfauna (Huchen) betrachtet wurden. Der Kategoriewechsel beim Hundsfisch von RE auf CR ist Ergebnis eines erfolgreichen Wiederansiedlungsprojekts, während beim Huchen die Besatzstützung eine vormals ausgestorbene Art wieder zu einem Teil der rezenten Fischfauna des Landes machte.

Eine echte Verschlechterung der Bestandssituation erfuhr hingegen die Karausche, deren bevorzugter Lebensraum – Autümpel und Altwässer entlang größerer Tieflandflüsse – zu den am stärksten gefährdeten im Burgenland gehört.

Erhöhter Gefährdungsgrad oder geänderte Datenlage?

Ein Vergleich der Einstufungen in der alten Roten Liste von vor 20 Jahren mit der aktuellen Arbeit könnte den Eindruck erwecken, dass sich die Gefährdungssituation mehrerer Arten verbessert hat, die 2001 als vom Aussterben bedroht angesehen und nunmehr als *Endangered* einstuft werden (Schied, Aalrutte, Sandgressling, Frauennerfling, Gold-Steinbeißer, Zingel). Aus heutiger Sicht erscheint die seinerzeitige Einstufung als zu pessimistisch. Nicht die Gefährdung hat sich für die genannten Arten verändert, sondern die Datenlage und die Einschätzung einzelner Kriterien wie der zukünftigen

Der Goldsteinbeißer war 2001 als vom Aussterben bedroht eingestuft worden – aus heutiger Sicht eine zu pessimistische Sicht

Bestandsentwicklung. Ähnlich sind auch Gesamtbestand oder die Größe einzelner Populationen des Zanders im Laufe der letzten 20 Jahre nicht angewachsen, allerdings erscheint uns eine andere Bewertung einzelner Kriterien bei dieser niemals häufigen, großwüchsigen räuberischen Art gerechtfertigt.

Auch manche der scheinbaren Verschlechterungen von Gefährdungseinstufungen sind zu hinterfragen, wenngleich es durchaus Anzeichen für reale Veränderungen gibt. Das betrifft die Brachse, die Barbe, den Steinbeißer, den Flussbarsch und die Rotfeder. Alle fünf Arten wurden 2001 als nicht gefährdet angesehen, stehen nunmehr aber auf der Vorwarnliste. Negative Trends zeichnen sich auch beim Donau-Weißflossengründling, bei der Nase und beim Streber ab, für alle drei Arten Grund einer Verschlechterung der Gefährdungseinstufung.

Eine kritischere Sicht, aber auch neue Risikofaktoren führten bei der Bachforelle und der Äsche zu einer erhöhten Aussterbenswahrscheinlichkeit im Sinne der IUCN, was angesichts der bereits erfolgten und noch zu erwartenden Änderungen von Lebensraumbedingungen für diese rhithralen Arten jedenfalls gerechtfertigt ist.

Ein Profiteur der Klimaerwärmung und damit der höheren Temperaturen in unseren Gewässern dürfte hingegen der Wels sein, der 2001 als stark gefährdet eingestuft wurde, heute aber nur mehr auf der Vorwarnliste *Near Threatened* steht. Auch die Marmorierte Grundel konnte ihre Bestandssituation verbessern, und zwar in Verbindung mit einer echten Arealausweitung, was vermutlich in Zusammenhang mit dem Rückgang des Aals im Neusiedler See steht. Unsicher ist hingegen, ob die geänderte Gefährdungskategorie beim Ukrainischen Bachneunauge als reale Bestandsverbesserung oder eine verbesserte Datenlage zu werten ist. Als letzte Art mit unterschiedlicher Einstufung der Gefährdung ist der Karpfen zu nennen. Wie in den Anmerkungen zu dieser Art ausgeführt, hängt die scheinbare Verbesserung mit einer unterschiedlichen Bewertung von Wild- und Zuchtkarpfen im Jahr 2001 zusammen, die aus heutiger Sicht nicht mehr haltbar ist. Die Änderung ist demnach rein methodisch bedingt und spiegelt keine verbesserte Bestandssituation wider.

Neuankömmlinge

Seit 2001 ist die Liste der nichtheimischen Arten länger geworden. Während der Einzelnachweis eines Seesaiblings als Zufallsfund unterhalb einer Fischzucht zu werten und nicht weiter zu betrachten ist, sind die Nachweise von Kesslergrundel, Nackthalsgrundel und Schwarzmundgrundel auf die Zuwanderung aus der Donau zurückzuführen. Es ist anzunehmen, dass diese drei Arten

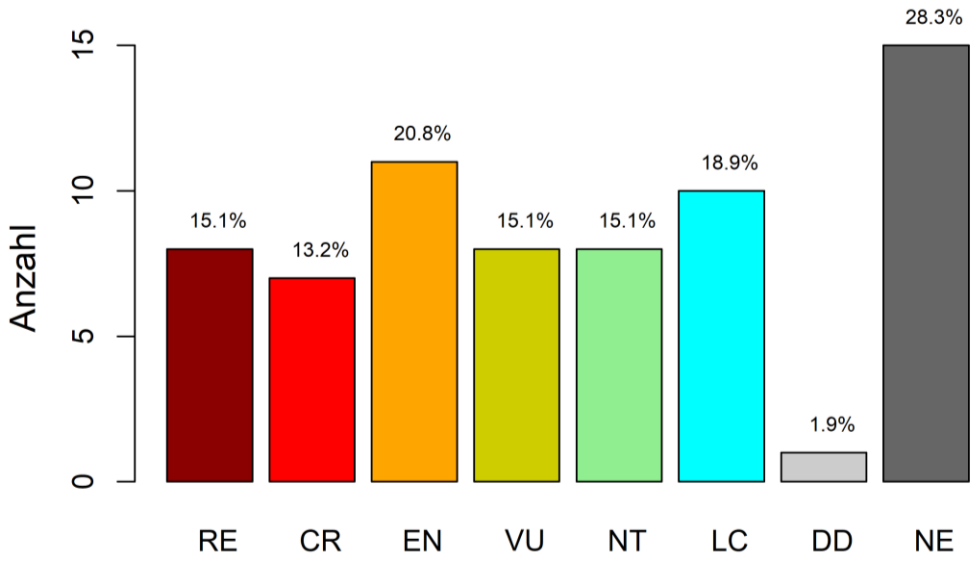
Neue Arten	Huchen, Hundsfisch (Wiederansiedlung), Nackthals-, Kessler- und Schwarzmundgrundel (Einwanderung), Wolgazander (Besatz)
Verbesserung der Gefährdungsklasse	Wels, Marmorierte Grundel (gesichert), Ukrainisches Bachneunauge (unsicher)
Verschlechterung der Gefährdungsklasse	Karausche, Bachforelle, Äsche (gesichert), Brachse, Barbe, Steinbeißer, Flussbarsch, Nase, Donau-Weißflossengründling, Rotfeder, Streber (unsicher)
Unsichere Grenzgänger (CR – RE)	Zope, Schrätzer, Nerfling, Rußnase
Keine Änderung der Gefährdung	Sterlet, Zobel, Semling, Donau-Kaulbarsch, Steingressling, Strömer (RE), Schlammpeitzger (CR), Koppe, Elritze, Schleie (EN), Kaulbarsch, Hasel, Sichling (VU), Schneider, Laube, Bachschmerle, Giebel, Hecht, Gründling, Bitterling, Rotauge, Aitel (LC)
Geänderte Sichtweise / methodisch bedingt	Schied, Aalrutte, Sandgressling, Frauennerfling, Goldsteinbeißer, Zander, Zingel, Karpfen
Ungenügende Datenlage	Moderlieschen

Teil der Fischfauna des Burgenlandes bleiben werden, auch wenn ihr potenzieller Lebensraum auf die wenigen größeren Tieflandflüsse des Landes beschränkt sein dürfte. Ob sie nach Leitha auch Raab und Lafnitz besiedeln werden, wird sich weisen (und damit möglicherweise auch Auskunft über das Flusskontinuum und Migrationshindernisse zwischen Donau und Raab geben).
Neben diesen drei exotischen Arten gibt es seit kurzem eine Population des Wolgazanders *(Sander volgensis)* im Neusiedler See, vermutlich eine Folge von Besatzmaßnahmen des Zanders *(Sander lucioperca)*. Es ist durchaus anzunehmen, dass die Art sich hier dauerhaft etablieren und damit wieder zu einem fixen Bestandteil der burgenländischen Fischfauna wird.

4.3 Resümee

Die vorliegende Rote Liste fasst die verfügbaren Daten zur Verbreitung und Gefährdung von Fischen und Neunaugen im Burgenland zusammen und leitet daraus nach den methodischen Vorgaben von Zulka & Eder (2006) eine Einstufung der Arten in die IUCN-Gefährdungskategorien ab. Sie soll damit als Informationsquelle für im Naturschutz tätige Personen (Behörden, Sachverständige) dienen und darüber hinaus allgemein zur Sensibilisierung der Bevölkerung beitragen. Aquatische Lebensräume werden von vielen Menschen als Erholungsgebiete genutzt; Flüsse werden aber auch als Gefahr wahrgenommen – aktuell im Sommer 2021 angesichts von Hochwasserkatastrophen in Deutschland und Österreich sehr nachvollziehbar. Flüsse und Seen sind jedoch nicht zuletzt wertvolle Lebensräume und Hotspots der Biodiversität. Sie verdienen als solche unsere Aufmerksamkeit und unseren Schutz. Dabei sollte nicht vergessen werden, dass intakte Feuchtgebiete und Flusslandschaften auch in Hinblick auf den Hochwasserschutz wichtige Ökosystemdienstleistungen erbringen können.
Die Fischfauna des Burgenlandes umfasst 53 autochthone Arten, 15 nicht-heimische sind im Laufe der letzten 100–150 Jahre hinzugekommen. Es ist an dieser Stelle anzumerken, dass es bei einigen der „Grenzarten" berechtigte Zweifel gibt, ob sie ehemals tatsächlich im Burgenland vorgekommen sind. Wir haben hier einen großzügigeren Ansatz gewählt und auch unsichere Arten wie Semling, Strömer und Steingressling in der Liste der autochthonen Arten des Burgenlandes belassen. Dies vor allem aufgrund der Annahme, dass die tatsächliche Verbreitung vieler Fischarten im 19. Jahrhundert ungenügend bekannt war und die oftmals anekdotischen Berichte keine vollständigen Überblick des gesamten Artenspektrums geben.
Unter den heimischen Arten sind nur 10 (19%) nicht gefährdet, die anderen sind entweder einer der vier Gefährdungskategorien *Near Threatened* (8 oder 15%), *Vulnerable* (8 oder 15%), *Endangered* (11 oder 21%) und *Critically Endangered* (7 oder 13%) zuzuordnen oder im Burgenland regional ausgestorben bzw. verschollen (8 oder 15%). Für eine Art (2%) kann keine gesicherte Einstufung der Gefährdung vorgenommen werden. Insgesamt sind 79% der heimischen Arten einer der Gefährdungskategorie NT bis RE zugeordnet, fast die Hälfte (49%) ist stark gefährdet, vom Aussterben bedroht oder bereits regional ausgestorben bzw. verschollen. Diese Zahlen spiegeln die Situation in ganz Österreich wider (73%

Anteile der Fischarten im Burgenland nach Gefährdungskategorie



zumindest *Near Threatened*, 41% zumindest *Endangered*).

Es ist keine neue Kritik an Roten Listen, dass sie oft ein zu düsteres Bild der Verhältnisse zeichnen und die positiven Seiten des Artenschutzes zu wenig würdigen. Ja – die heutige Situation der Fischfauna des Burgenlandes ist vielerorts alles andere als positiv, aber es gibt auch Bemühungen zur Verbesserung und – wie das Beispiel des Hundsfisches zeigt – positive Entwicklungen durch erfolgreiche Artenschutzprojekte. Nachhaltigkeit im Artenschutz wird jedoch nur zu erreichen sein, wenn der Schutz der Lebensräume ganz oben auf der Liste möglicher Verbesserungsmaßnahmen steht. Das beginnt bei einem Überdenken der gängigen Praxis der Gewässererhaltung in Form einer regelmäßigen Bereinigung der Sohle und der Böschungen von „störenden" Gehölzen. Auch das Ziel einer möglichst raschen Wasserabfuhr selbst aus den kleinsten Gräben und Bächen sollte überdacht werden. Schutz aquatischer Lebensräume bedeutet aber auch eine Extensivierung oder Außernutzungstellung von gewässernahen Agrarflächen, um den Flüssen wieder mehr Raum zu geben. Flüsse brauchen Strukturdiversität und regelmäßige hydrologische Störungen durch Hochwässer, sie brauchen Platz und Dynamik, um jene Habitate zu schaffen, die für Fische – und viele andere Organismen – überlebenswichtig sind. Es wird in unserer Kulturlandschaft immer Gewässerabschnitte geben, in denen andere Schutzgüter höher wiegen als die Fische – allen voran der Hochwasserschutz im Nahbereich von Siedlungen. Ein erhöhter Biotopschutz und eine bessere Vernetzung von Lebensräumen sind aber möglich und mit anderen Zielen durchaus vereinbar. Das zeigen Beispiele im Burgenland wie auch in anderen Bundesländern.

Dabei ist Dringlichkeit geboten. Manche negativen Entwicklungen sind irgendwann nicht mehr umkehrbar – auch das zeigen Beispiele in Österreich und im Ausland. Wir hoffen, dass die vorliegende Rote Liste dazu beiträgt, dass es nicht so weit kommt.

Die Anbindung der Alten Rittschein im LIFE-Projekt Lafnitz im Jahr 2007 hatte unter anderem eine Verbesserung des Grundwasserhaushalts zum Ziel, schuf aber auch neuen Fischlebensraum.

5. Literatur

Ahnelt, H., P. Banarescu, R. Spolwind, Á. Harka & H. Waidbacher, 1998. Occurrence and distribution of three gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the middle and upper Danube region - examples of different dispersal patterns? Biologia (Bratislava) 53(5):665-678.

Ahnelt, H., M. Duchkowitsch, G. Scattolin, I. Zweimüller & A. Weissenbacher, 2001. *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) (Teleostei: Gobiidae), die Nackthals-Grundel in Österreich. Österreichs Fischerei 54:262-266.

Anonymus, 1997. Rote Liste Burgenland. BFB-Bericht 87:1-33.

Benesch, A., 2004. Wiedereinbürgerung Hundsfisch (*Umbra krameri* W.) im österreichischen Teil des Hanság/Burgenland. Österreichs Fischerei 57:161–165.

Benesch, A., 2008. Wiedereinbürgerung Hundsfisch (*Umbra krameri* W.). Hansag - Burgenland. Schlussbericht Interreg IIIA Projekt, 9 pp.

Bernatchez, L., R. Guyomard & F. Bonhomme, 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.

BGBl. II Nr. 479/2006 idgF, Gewässerzustandsüberwachungsverordnung – GZÜV. Wien.

BGBl. Nr. 215/1959 idgF, Wasserrechtsgesetz (WRG).

Borcherding, J., A. Hertel & S. Breiden, 2013. Activity and competitive behaviour of invasive *Neogobius melanostomus* and *Ponticola kessleri* (Gobiidae) from the River Rhine, Germany. Ethology Ecology & Evolution 25:351-365 doi:10.1080/03949370.2013.806361.

Carpenter, A., R. E. Gozlan, J. Cucherousset, J.-M. Paillisson & L. Marion, 2007. Is topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* responsible for the decline in sunbleak *Leucaspius delineatus* populations? Journal of Fish Biology 71:274-278 doi:10.1111/j.1095-8649.2007.01671.x.

Corkum, L., M. Sapota & K. Skóra, 2004. The Round Goby, Neogobius melanostomus, a Fish Invader on Both Sides of the Atlantic Ocean. Biological Invasions 6:173-181 doi:10.1023/B:BINV.0000022136.43502.db.

Csipkés, R. & L. Polyák, 2014. Lápi póc (Umbra krameri) a Rába mentén. Halászat 107:13.

Dokulil, M. T., 2013. Predicting summer surface water temperatures for large Austrian lakes in 2050 under climate change scenarios. Hydrobiologia 731(1):19-29 doi:10.1007/s10750-013-1550-5.

Ellmauer, T., V. Igel, H. Kudrnovsky, D. Moser & D. Paternoster, 2019. Monitoring von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich 2016–2018 und Grundlagenerstellung für den Bericht gemäß Art. 17 der FFH-Richtlinie im Jahr 2019: Teil 1: Artikel 11-Monitoring. Umweltbundesamt GmbH, im Auftrag der österreichischen Bundesländer, Wien.

Ellmauer, T., V. Igel, H. Kudrnovsky, D. Moser & D. Paternoster, 2020. Monitoring von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich 2016–2018 und Grundlagenerstellung für den Bericht gemäß Art. 17 der FFH-Richtlinie im Jahr 2019: Teil 2: Artikel 17-Bericht. Umweltbundesamt, Reports Bd. REP-0734, im Auftrag der österreichischen Bundesländer, Wien.

EU Kommission, 2014. Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten.

EU Kommission, 2016. Durchführungsverordnung (EU) 2016/1141 der Kommission vom 13. Juli 2016 zur Annahme einer Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung gemäß der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates.

EU Kommission, 2019. Durchführungsverordnung (EU) 2019/1262 der Kommission vom 25. Juli 2019 zur Änderung der Durchführungsverordnung (EU) 2016/1141 zwecks Aktualisierung der Liste invasiver gebietsfremder Arten von EU-weiter Bedeutung.

EU Kommission, 2021. Article 17 web tool. EU eionet. https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17// Accessed 7 Sep 2021.

Europäische Kommission, 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union, Luxembourg, 71.

FFH-Richtlinie, 1992. Richtlinie 92/43/EWG vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Fauna-Flora-Habitat- oder FFH-Richtlinie).

Firth, B. L., M. S. Poesch, M. A. Koops, D. A. R. Drake & M. Power, 2021. Diet overlap of common and at-risk riverine benthic fishes before and after Round Goby *(Neogobius melanostomus)* invasion. Biological Invasions 23(1):221-234 doi:10.1007/s10530-020-02366-7.

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.

Friedrich, T., C. Wiesner, L. Zangl, D. Daill, J. Freyhof & S. Koblmüller, 2018. Romanogobio skywalkeri, a new gudgeon (Teleostei: Gobionidae) from the upper Mur River, Austria. Zootaxa 4403 doi:10.11646/zootaxa.4403.2.6.

Fürnweger, G., E. Sigmund & G. Wolfram, 2015a. Fischbestandsaufnahme Pöttschinger See 2015. DP Freizeit-Immobilien GmbH&Co KG, Wien, 19.

Fürnweger, G., E. Sigmund & G. Wolfram, 2015b. Fischbestandsaufnahme Trausdorfer See 2015. DP Freizeit-Immobilien GmbH&Co KG, Wien, 19.

Fürnweger, G., E. Sigmund & G. Wolfram, 2016a. Fischbestandsaufnahme Esterhazy Seen III und IIIa 2016. Studie i.A. der Pan. Real Immobilienbeteiligungs GmbH, Wien, 28 pp.

Fürnweger, G., E. Sigmund & G. Wolfram, 2016b. Fischbestandsaufnahme Esterhazy Seen IV und IVa 2016. Studie i.A. der Pan. Real Immobilienbeteiligungs GmbH, Wien, 27 pp.

Fürnweger, G., E. Sigmund & G. Wolfram, 2019. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See, Befischungen innerer Schilfgürtel. Tätigkeitsbericht 2019. Zwischenbericht i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel, Wien.

Fürnweger, G., E. Sigmund & G. Wolfram, 2020. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See, Befischungen innerer Schilfgürtel. Tätigkeitsbericht 2020. Zwischenbericht i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel, Wien.

García-Berthou, E. & R. Moreno-Amich, 2000. Food of introduced pumpkinseed sunfish: ontogenetic shift and seasonal variation. J Fish Biol 57:29-40.

Gassner, H., D. Zick, J. Wanzenböck, B. Lahnsteiner & G. Tischler, 2003. Die Fischartengemeinschaften der großen Österreichischen Seen. Schriftenreihe des BAW, Band 18, Wien.

GBIF.org, 2021. GBIF Home Page. https://www.gbif.org Accessed 24 June 2021.

Gozlan, R. E., D. Andreou, T. Asaeda, K. Beyer, R. Bouhadad, D. Burnard, N. Caiola, P. Cakic, V. Djikanovic, H. R. Esmaeili, I. Falka, D. Golicher, A. Harka, G. Jeney, V. Kovac, J. Musil, A. Nocita, M. Povz, N. Poulet, T. Virbickas, C. Wolter, A. S. Tarkan, E. Tricarico, T. Trichkova, H. Verreycken, A. Witkowski, C. Zhang, I. Zweimüller & J. R. Britton, 2010. Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. Fish and Fisheries, Blackwell Publishing Ltd., 1-25.

Guti, G., 2006. Longitudinal patterns of fish assemblages in the Mosoni-Danube, Hungary.

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 bv Publ., The Hague – Boston – London, 423-438.

Hacker, R., 1983. Rote Liste gefährdeter Fische Österreichs. In Gepp, J. (ed) Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs 1 Auflage. Wien.

Harka, Á. & Z. Sallai, 2004. Magyarország halfaunája (Fish Fauna of Hungary). Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, 269 pp.

Hartlieb, R., 1948. Der Huchenfischer. Hubertusverlag Richter u. Springer, Wien, 143 pp.

Hartlieb, R., 1949. Am Fischwasser. Ein Handbuch für Sportfischer. Hubertusverlag Richter & Springer, Wien.

Haunschmid, R., N. Schotzko, R. Petz- Glechner, H.-E. W., S. Schmutz, T. Spindler, G. Unfer, G. Wolfram, V. Bammer, L. Hundritsch, H. Prinz & B. Sasano, 2019. Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente Teil A1 - Fische, vol A1-01m_FIS. BMNT, Wien, 98.

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. (ed) Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 2, Styria, Graz, pp. 75-82.

Herzig, A., E. Mikschi, B. Auer, A. Hain, A. Wais & G. Wolfram, 1994. Fischbiologische Untersuchung des Neusiedler See. BFB-Bericht 81:1-125.

Hofer, R., R. Lackner & V. Kowarc, 1999. Fischökologische und fischhistologische Beweissicherung der Lafnitz bei Heiligenkreuz i. L. vor Durchführung geplanter Baumaßnahmen: Umbau der Verbandskläranlage, Energiezentrale. Studie i.A. des Abwasserverbandes „Bezirk Jennersdorf".

IUCN, 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1. https://www.iucnredlist.org Accessed 24 June 2021.

Jeppesen, E., T. Mehner, I. J. Winfield, K. Kangur, J. Sarvala, D. Gerdeaux, M. Rask, H. J. Malmquist, K. Holmgren, P. Volta, S. Romo, R. Eckmann, A. Sandstrom, S. Blanco, A. Kangur, H. R. Stabo, M. Tarvainen, A.-M. Ventela, M.

Søndergaard, T. L. Lauridsen & M. Meerhoff, 2012. Impacts of climate warming on the long-term dynamics of key fish species in 24 European lakes. Hydrobiologia doi:10.1007/s10750-012-1182-1.

Jung, M. & C. Ratschan, 2018. Kartierung der österreichischen Bestände der FFH-Arten *Misgurnus fossilis* und 2011 *Umbra krameri* als Grundlage für den Artikel 17-Bericht. Studie i.A. der Umweltbundesamt GmbH.

Jung, M., C. Ratschan & G. Zauner, 2019. Erstnachweis des Steingreßlings (*Romanogobio uranoscopus* Agassiz, 1828) im Inn und Verbreitung im deutschsprachigen Raum. Österr Fischerei 72:177-189.

Jung, M., C. Ratschan, G. Zauner, T. Friedrich & L. Zangl, 2021. Erste Nachweise des Nordchinesischen Schlammpeitzgers (*Misgurnus bipartitus* Sauvage & Dabry de Thiersant, 1874) und Ausbreitung in Österreich. Österreichs Fischerei 74(8/9):217-232.

Keresztessy, K., 2007. Fishfaunistic research in River Rába. Acta Agraria Debreceniensis:19-25 doi:10.34101/actaagrar/25/3032.

Keresztessy, K. & B. Keserü, 2010. A Kenyeri hallépcső működésének vizsgálata (Rába, Kenyeri) - Investigation on the operation of the fish pass at Kayneri (river Rába, West Hungary). Pisces Hungarici 4:27-31.

Kessel, N., M. Dorenbosch, J. Kranenbarg, G. Van der Velde & R. S. E. W. Leuven, 2016. Invasive Ponto-Caspian gobies rapidly reduce the abundance of protected native bullhead. Aquatic Invasions 11:179-188 doi:10.3391/ai.2016.11.2.07.

Kotlik, P. & P. Berrebi, 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.

Kottelat, M., 1997. European freshwater fishes. Biologia (Bratislava) 52 (Suppl. 5):1-271.

Kottelat, M. & J. Freyhof, 2007. Handbook of European Freshwater Fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, 646 pp.

Kranz, A., 2015. Der Fischotter im Burgenland. Broschüre des Naturschutzbundes Burgenland, Eisenstadt, 43 pp.

Kranz, A. & G. Wolfram, 2015. Wechselwirkung Fischotter und Fische an der Lafnitz. Natur und Umwelt im Pannonischen Raum 2015(4):14-15.

Krisa, H., M. Großschartner, E. Sigmund, F. G & G. Wolfram, 2020. Lebensgemeinschaften. Teilbericht Nr. 4 im Rahmen der angewandten hydrologischen und limnologischen Basisuntersuchungen zum Projekt REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20). Studie im Auftrag des Amts der Bgld. Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, Wien.

Kritscher, E., 1973. Die Fische des Neusiedlersees und ihre Parasiten. Ann Naturhist Mus Wien 77:289-297.

Kubečka, J., V. Draštik, T. Jůsa, G. Rakowitz & Soukalová, 2011. Quantittaive surveys of the fish stock of Neusiedlersee, August 2010. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel, České Budějovice.

Kummer, H., A. Hoffmann, C. Wiesner, S. Schmutz & M. Jungwirth, 2000. Kap. Fischökologie. In Muhar, S. (ed) Beurteilung flussbaulicher Maßnahmen an der Leitha/Zurndorf in Hinblick auf die Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit. BMLFUW, Wasserbaubezirksamt Schützen/Gebirge, Wien, pp. 87–111.

Lahnsteiner, F., R. Haunschmid & N. Mansour, 2011. Possible reasons for late summer brown trout (*Salmo trutta* Linnaeus 1758) mortality in Austrian prealpine river systems. Journal of Applied Ichthyology 27(1):83-93 doi:10.1111/j.1439-0426.2010.01621.x.

Lahnsteiner, F. & A. Jagsch, 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.

Leuven, R. S. E. W., G. van der Velde, I. Baijens, J. Snijders, C. van der Zwart, H. J. R. Lenders & A. bij de Vaate, 2009. The river Rhine: a global highway for dispersal of aquatic invasive species. Biol Invasions 11:1989–2008 doi:10.1007/s10530-009-9491-7.

Mikschi, E., 2002. Fische (Pisces). In Essl, F. & W. Rabitsch (eds) Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, pp. 197-204.

Mikschi, E. & G. Wolfram, 2009. Cyclostomata und Pisces (Rundmäuler und Fische). In Rabitsch, W. & F. Essl (eds) Endemiten – Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen- und Tierwelt. Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten und Umweltbundesamt GmbH, Klagenfurt - Wien, 850-857.

Mikschi, E., G. Wolfram & A. Wais, 1996. Long-term changes in the fish community of Neusiedler See (Burgenland, Austria). In Kirchhofer, A. & D. Hefti (eds) Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. Birkhauser Verlag, Basel/Switzerland, 111-120.

Nemeth, E., G. Wolfram, P. Grubbauer, M. Rössler, A. Schuster, E. Mikschi & A. Herzig, 2003. Interaction between fish and colonial wading birds within reed beds of Lake Neusiedl, Austria. In Cowx, I. (ed) Interactions between fish and birds: implications for management. Fishing News Books. Blackwell Science, 139-150.

Pamminger-Lahnsteiner, B., K. A. Winkler & J. Wanzenböck, 2010. Verschwinden unsere heimischen Reinanken im Mondsee durch den Besatz mit Maränen? Österr Fischerei 63:300-311.

Perea, S., M. Böhme, P. Zupancic, J. Freyhof, R. Sanda, M. Ozulug, A. Abdoli & I. Doadrio, 2010. Phylogenetic relationships and biogeographical patterns in Circum-Mediterranean Subfamily Leuciscinae (Teleostei, Cyprinidae) inferred from both mitochondrial and nuclear data. BMC evolutionary biology 10:265 doi:10.1186/1471-2148-10-265.

Pernt, J., 1894. Der Neusiedlersee und seine Fischerei (Teil 2). Mitt Österr Fischerei-Vereins 14:74-82.

Pinter, K., G. Unfer & B. Lundsgaard-Hansen, 2017. Besatzwirtschaft in Österreich und mögliche Effekte auf die innerartliche Vielfalt der Bachforelle. Österreichs Fischerei 70(1):15 - 33.

Pletterbauer, F., A. H. Melcher, T. Ferreira & S. Schmutz, 2014. Impact of climate change on the structure of fish assemblages in European rivers. Hydrobiologia doi:10.1007/s10750-014-2079-y.

Ramler, D. & H. Keckeis, 2019. Occurrence of non-native fishes in the Danube east of Vienna (Austria) and potential interactions of invasive gobiids with native fishes. Journal of Applied Ichthyology 35(4):850-862 doi:https://doi.org/10.1111/jai.13916.

Ratschan, C., 2012. Verbreitung, Habitatwahl und Erhaltungszustand des Donaukaulbarsches (*Gymnocephalus baloni* Holcik & Hensel, 1974) in Österreich. Österreichs Fischerei 65:218 - 231.

Ratschan, C., 2016. Der Sichling (*Pelecus cultratus* L. 1758) - eine bestandsbildende FFH-Art in österreichischen Fließgewässern? Österreichs Fischerei 69(4):91 - 108.

Ratschan, C., T. Friedrich & J. Freyhof, 2021. Handelt es sich beim in der Mur endemischen Smaragdgressling *(Romanogobio skywalkeri)* um ein Schutzgut nach Anhang II der FFH-Richtlinie? Österr Fischerei 74:192-199.

Reisinger, E., 1972. Veränderungen der Tierwelt im Grazer Raum innerhalb der letzten 60 Jahre. Mitt Abt Zool Landesmus Joanneum 1(1):5-28.

Sallai, Z., K. Györe & B. Halasi-Kovács, 2009. A magyar Fertő halfaunája a múltbéli adatok és az utóbbi évek vizsgálatainak tükrében (2003-2008) [The fish fauna of the Hungarian part of Lake Fertö according to the literature data and our investigations (2003-2008)]. Pisces Hungarici 3:65-82.

Schabmann, F., 1953. Die Fischerei im Lande Wien. Wetter und Leben Sonderheft II:206-2011.

Schabuss, M., S. Wagner & H. Zornig, 2016. Fischökologisches Monitoring zur Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischwanderhilfe des KG Gattendorf. PRO FISCH, Wien.

Schmutz, S., 1995. Zonierung und Bestandprognose von Bachforelle (*Salmo trutta* f. *fario*, L.), Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*, Wal.) und Äsche (*Thymallus thymallus*, L.) anhand von Makrohabitatparametern in österreichischen Rhithralgewässern. Dissertation, Univ. für Bodenkultur, Wien.

Schmutz, S., M. Kaufmann, B. Vogel & M. Jungwirth, 2000. Grundlagen zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern. Studie i.A. BMLFUW, 213.

Spindler, T., 1997. Fischfauna in Österreich. Ökologie – Gefährdung – Bioindikation – Fischerei – Gesetzgebung. Umweltbundesamt-Monographien Band 87, Umweltbundesamt, Wien.

Spindler, T., G. Zauner, E. Mikschi, H. Kummer, A. Wais & R. Spolwind, 1997. Gefährdungsstatus. In Spindler, T. (ed) Fischfauna in Österreich. Umweltbundesamt-Monographien Band 87, Wien.

Steinicke, H., Henle, K. & Gruttke, H., 2002. Einschätzung der Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Tierarten am Beispiel der Amphibien und Reptilien. Natur und Landschaft 77(2):72-80.

Takács, P., T. Eros, A. Specziár, P. Sály, Z. Vitál, Á. Ferincz, T. Molnár, Z. Szabolcsi, P. Bíró & E. Csoma, 2015. Population genetic patterns of threatened European mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) in a fragmented landscape: implications for conservation management. PLoS ONE 10 doi:10.1371/journal.pone.0138640.

Tiefenbach, O., N. Baumann & F. Matzold, 1981. Rote Liste der im Raabflußsystem (Abschnitt Gleisdorf - Jennersdorf) gefährdeten Fischarten und Rundmäuler (Pisces). In Gepp, J. (ed) Rote Listen gefährdeter Tiere der Steiermark Serie: Monografien Naturschutz. Graz.

Tölder, E. & S. Schmutz, 1984. Fischbestandsaufnahme am Lungitzbach in der Steiermark. unpubl. Studie i.A. d. Steiermärkischen Landesregierung.

Uiblein, F., A. Jagsch, G. Kössner, S. Weiss, P. Gollmann & E. Kainz, 2000. Untersuchungen zu lokaler Anpassung, Gefährdung und Schutz der Äsche *(Thymallus thymallus)* in drei Gewässern in Oberösterreich. Österreichs Fischerei 53:89-165.

Unfer, G., G. Holzer, M. Gallowitsch, C. Gumpinger, R. Hundlinger & M. El-Matbouli, 2015. Ausbruch der PKD (Proliferative Kidney Disease) im Kamp im Sommer 2014 – Ein Ereignisbericht, der nicht ohne Konsequenzen bleiben darf! Österr Fischerei 68:104-108.

van der Laan, R., R. Fricke & W. Eschmeyer, 2021. Eschmeyer's catalog of fishes: classification. https://www.calacademy.org/scientists/catalog-of-fishes-classification/ Accessed 24 June 2021.

van Vliet, M. T. H., W. H. P. Franssen, J. R. Yearsley, F. Ludwig, I. Haddeland, D. P. Lettenmaier & P. Kabat, 2013. Global river discharge and water temperature under climate change. Global Environmental Change 23(2):450-464 doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.11.002.

Waidbacher, H., E. Schager & R. Spolwind, 2000. Fische. In Janauer, G. & P. Engelmaier (eds) Lafnitz-Studie 1999 - Ökologische Rehabilitation. Bgld. Landesregierung, Eisenstadt, 236-283.

Waldner, K., T. Bechter, S. Auer, F. Borgwardt, M. El-Matbouli & G. Unfer, 2019. A brown trout *(Salmo trutta)* population faces devastating consequences due to proliferative kidney disease and temperature increase: A case study from Austria. Ecology of Freshwater Fish 29 doi:10.1111/eff.12528.

Wanzenböck, J. & K. Keresztessy, 1991. Kleingewässer als Rückzugsmöglichkeiten für bedrohte Fischarten im Raum Neusiedlersee. Unpubl. Studie i.A. der Österreichisch-ungerischen Forschungskooperation, 154 pp.

Weibel, U. & J. E. Wolf, 2002. Nachhaltige Fischerei - Genetische und andere Auswirkungen von Besatzmaßnahmen. Natur und Landschaft 77(11):437-445.

Weiss, S., K. Mattersdorfer & G. Wolfram, 2012. Die Lafnitz-Äsche - eine genetische Besonderheit. Natur und Umwelt im Pannonischen Raum 25(3).

Weiss, S. J., T. Kopun & S. Sušnik Bajec, 2013. Assessing natural and disturbed population structure in European grayling *Thymallus thymallus*: melding phylogeographic, population genetic and jurisdictional perspectives for conservation planning. Journal of Fish Biology 82:505-521 doi:10.1111/jfb.12007.

Wendelin, B., A. Cejka, M. Dvorak, I. Fortmann, E. Knogler, I. Korner, G. Schlögl, G. Wolfram & T. Zechmeister, 2005. Das Lafnitztal. Neuer Wissenschaftlicher Verlag, Wien, 233 pp.

West-Transdanubische Wasserdirektion, 2020. RAABSTAT. A Rába folyó terhelhetőségi vizsgálata 2019. ZÁRÓJELENTÉS. Rába vizsgálat 2019 – biológiai elemek (fitobentosz, makrozoobentosz, halak), INTERREG Project - Final report Biology.

Wiesner, C., R. Spolwind, H. Waidbacher, S. Guttmann & A. Doblinger, 2000. Erstnachweis der Schwarzmundgrundel *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in Österreich. Österreichs Fischerei 53:330-331.

Wolfram-Wais, A., G. Wolfram, B. Auer, E. Mikschi & A. Hain, 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.

Wolfram, G., 2013a. Fischbestandsaufnahme und ökologische Bewertung des Stoober- und Erlaubaches 2012. Studie i.A. des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 9, Wien, 42 pp.

Wolfram, G., 2013b. Fischökologische Bewertung der Rabnitz. Beweissicherung 2013. Studie i.A. des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 9, Wien, 36 pp.

Wolfram, G., 2014a. Fischbestand Lafnitz. Natur und Umwelt im Pannonischen Raum 25(4):19.

Wolfram, G., 2014b. Kurzbericht zur fischökologischen Beweissicherung von Fischwanderhilfen an der Wulka im Herbst 2013. Studie i.A. des Amts der Bgld. Landesregierung, Abt. 9, Wien.

Wolfram, G., E. Boros, A. P. Blaschke, E. Csaplovics, R. Hainz, G. Király, R. Kovács, T. Krámer, R. Mayer, A. Nagy, M. Pannonhalmi, P. Riedler, I. Vass, M. Zessner & O. Zoboli, 2020a. Wasserwirtschaftlicher Managementplan für den Neusiedler See. Technischer Bericht im Rahmen des Projektes REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20). Studie im Auftrag des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, und Észak-dunántúli Vízügyi Igagzatóság, Wien – Budapest – Győr.

Wolfram, G., L. Déri & S. Zech, 2014a. Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1 / Fertő tó Stratégiai Tanulmány – 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission / Osztrák Vízügyi Bizottság megbízásából, Wien - Szombathely, 246 pp.

Wolfram, G. & G. Fürnweger, 2015a. Ist-Zustands- und Defizitanalyse für die Lafnitz zwischen Rohrbach und der Staatsgrenze (NGP 2015). Studie i.A. des Amts der Steiermärkischen Landesregierung, Abt. 14, und des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 9, Wien, 103 pp.

Wolfram, G. & G. Fürnweger, 2015b. Maßnahmenkatalog für die Lafnitz zwischen Rohrbach und der Staatsgrenze (NGP 2015). Studie i.A. des Amts der Steiermärkischen Landesregierung, Abt. 14, und des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 9, Wien.

Wolfram, G., G. Fürnweger & E. Sigmund, 2015a. Fischbestandaufnahme und ökologische Bewertung von Güns (Grenzstrecke) und Zöbernbach (September 2015). Studie i.A. des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 9, Wien, 38 pp.

Wolfram, G., G. Fürnweger & G. Woschitz, 2015b. Äschenprojekt Lafnitz Monitoring 2013–2014. Studie i.A. des ÖNB Burgenland, Wien.

Wolfram, G., I. Korner, T. Ofenböck, C. Cecil, I. Fortmann, H. Wintersberger & J. Römer, 2003. Limnologische und vegetationsökologische Bestandsaufnahme des Johannesbaches. Teil 1. Studie 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". Im Auftrag Urbarialgemeinde Leithaprodersdorf, Projektleitung Abt. 4b-Hauptrefereat Agrartechnik, Amt der Burgenländischen Landesregierung, Wien, Leithaprodersdorf, 254 pp.

Wolfram, G., H. Kummer, G. Woschitz, S. Weiss, K. Mattersdorfer & A. Wolfram, 2013a. Äschenprojekt Lafnitz – Phase II. Schutz und Wiederherstellung eines sich selbst erhaltenden Äschenbestandes in der Lafnitz. Studie i.A. des ÖNB Landesgruppe Burgenland, gefördert über LEADER im Rahmen des Österreichischen Programms für die Entwicklung des Ländlichen Raumes – Sonstige Maßnahmen, Wien - Eisenstadt, 68 pp.

Wolfram, G. & E. Mikschi, 2001. Rote Liste der Neunaugen und Fische des Burgenlandes. Endbericht, im Auftrag des Amts der Bgld. Landesregierung, Wien.

Wolfram, G. & E. Mikschi, 2003. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 1998-2002. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel,.

Wolfram, G. & E. Mikschi, 2007. Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft (ed) Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Böhlau Verlag, Wien - Köln - Weimar, 515 pp.

Wolfram, G., E. Mikschi, A. Wolfram-Wais & A. Hain, 2001. Fischökologische Untersuchung des Schilfgürtels des Neusiedler Sees. Studie i.A. des Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel, Wien, 174 pp.

Wolfram, G., P. Riedler, R. Hainz, S. Hintermaier, M. Zessner, O. Zoboli, E. Saracevic, R. D & A. Amann, 2020b. Physikalisch-chemische Parameter und Schadstoffe. Teilbericht Nr. 3 im Rahmen der angewandten hydrologischen und limnologischen Basisuntersuchungen zum Projekt REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20). Studie im Auftrag des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, Wien.

Wolfram, G., W. Siegl, K. Donabaum, M. Zinöcker, K. Busse, B. Möbes-Hansen & A. Wolfram-Wais, 1997. Ökologische Untersuchung der Hochwasserrückhalteanlage Leitha/Zurndorf. Studie i.A. des Amts der Bgld. Landesregierung, Wien.

Wolfram, G., E. Sigmund & G. Fürnweger, 2014b. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2013. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel, Wien, 55 pp.

Wolfram, G., E. Sigmund & G. Fürnweger, 2015c. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2014. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel, Wien, 47 pp.

Wolfram, G., E. Sigmund & G. Fürnweger, 2016. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2016. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel, Wien, 57.

Wolfram, G., E. Sigmund & G. Fürnweger, 2018. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See - Saisonen 2017 & 2018. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel, Wien, 71 pp.

Wolfram, G., E. Sigmund & E. Mikschi, 2013b. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See 2012. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel, Wien, 32 pp.

Wolfram, G. & A. Wais, 1997. Fischökologische Untersuchung des Stooberbachs. Studie i.A. des Abwasserverbandes Mittlerers Burgenland, 43 pp.

Wolfram, G. & A. Wolfram-Wais, 1999. Fischökologische Studie Wulka. BFB-Bericht.

Wolfram, G. & A. Wolfram-Wais, 2002. Fischökologische Studie Stooberbach. BFB-Bericht 90:44 pp.

Wolfram, G. & A. Wolfram, 2009. Gewässerzustandserhebung für das biologische Qualitätselement Fische im Burgenland im Jahr 2009. Gutachten gemäß GZÜV i.A. des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 9, Wien.

Wolfram, G. & A. Wolfram, 2010a. Der Fischbestand der Wulka und ihrer Zubringer. Überblick über fischökologische Erhebungen an Fließgewässern des Wulka-Einzugsgebiets im Zeitraum 1988–2010. Bericht im Auftrag des Amts der Bgld. Landesregierung, Abt. 9 Wasser- und Abfallwirtschaft, Hauptref. Gewässeraufsicht & Sachverständige, Wien, 61 pp.

Wolfram, G. & A. Wolfram, 2010b. Fischökologische Bewertung der Pinka bei Pinkafeld. Kurzbericht im Auftrag des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 9, Wien, 9 pp.

Wolfram, G. & A. Wolfram, 2011. Fischbestandsaufnahme und ökologische Bewertung des Raidingbaches. Studie i.A. des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 9, 20 pp.

Wolfram, G. & A. Wolfram, 2012. Die Fischfauna der Leitha im Burgenland. Studie i.A. des Amts der Bgld Landesregierung, Abt. 9 Wasser- und Abfallwirtschaft, 43 pp.

Wolfram, G., A. Wolfram & E. Mikschi, 2010a. Fischökologisches Monitoring Neusiedler See Herbst 2010. Studie i.A. des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel, Wien, 17 pp.

Wolfram, G., G. Woschitz, A. Wolfram & J. Horvath, 2008. Lafnitz - Lebensraumvernetzung an einem alpin-pannonischen Fluss. Studie i.A. des Weidevereins Ramsargebiet Lafnitztal und der Wasserwesensdirektion Szombathely (Nyugat-Dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság), 328 pp.

Wolfram, G., G. Woschitz, A. Wolfram, Z. Szalóky, A. I. György & B. Keserü, 2010b. Raab-Survey 2009: Fischökologie. In Csányi, B., A. Draxler, G. Hochedlinger & S. Scharf (eds) Raab Survey 2009 Projektbericht Biologie. Studie i.A. des Umweltbundesamts und VITUKI Non-profit Kft., 98 pp.

Wolfram, G., G. Woschitz, A. Wolfram, S. Weiss & T. Kopun, 2007. Fischbestandsmonitoring als Basis zur Förderung einer nachhaltigen Fischereiwirtschaft an der Lafnitz. Studie i.A. des Österreichischen Naturschutzbundes, Landesgruppe Burgenland, 131 pp.

Wolfram, G., K. P. Zulka, R. Albert, J. Danihelka, E. Eder, W. Fröhlich, T. Holzer, W. E. Holzinger, H.-J. Huber, I. Korner, A. Lang, K. Mazzucco, N. Milasowszky, I. Oberleitner, W. Rabitsch, N. Sauberer, M. Schagerl, B. C. Schlick-Steiner, F. M. Steiner & K.-H. Steiner, 2006. Salzlebensräume in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, 216 pp.

Woschitz, G., 2006. Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) in der Steiermark. Studie i.A. des Amtes der Stmk. Landesregierung, FA 10A und 13C, 86 pp.

Woschitz, G., 2012a. Fischökologischer Zustand Zickenbach (Pinka) gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Studie i.A. des Amts der Bgld. Landesregierung Abt. 9 & der Fischereirevierverwaltung für der Fischereigebiet V (Revierverwalter Ing. Otto Vasitsch), Wien, 30.

Woschitz, G., 2012b. Ichthyologisches Monitoring und fischökologischer Zustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie Zickenbach (Pinka). Studie i.A. des Amts der Bgld. Landesregierung, Abt. 9, Wien.

Woschitz, G., 2013. Ichthyologisches Monitoring und fischökologischer Zustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie Zickenbach (Pinka) - Jahresbericht 2012. Studie i.A. des Amts der Bgld. Landesregierung, Abt. 9, Wien, 28 pp.

Woschitz, G., 2014. Ichthyologisches Monitoring und fischökologischer Zustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie Zickenbach (Pinka) - Jahresbeicht 2013. Studie i.A. des Amts der Bgld. Landesregierung, Abt. 9, Wien.

Woschitz, G., 2015. Ichthyologisches Monitoring und fischökologischer Zustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie Zickenbach (Pinka) - Jahresbeicht 2014. Studie i.A. des Amts der Bgld. Landesregierung, Abt. 9, Wien.

Woschitz, G., 2016. Ichthyologisches Monitoring und fischökologischer Zustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie Zickenbach (Pinka) - Jahresbeicht 2015. Studie i.A. des Amts der Bgld. Landesregierung, Abt. 9, Wien.

Woschitz, G., 2018. Ichthyologisches Monitoring und fischökologischer Zustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie Zickenbach (Pinka) - Jahresbeicht 2016/2017. Studie i.A. des Amts der Bgld. Landesregierung, Abt. 9, Wien.

Woschitz, G., 2019. Ichthyologisches Monitoring und fischökologischer Zustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie Zickenbach (Pinka) - Jahresbeicht 2018/2019. Studie i.A. des Amts der Bgld. Landesregierung, Abt. 9, Wien.

Woschitz, G. & G. Wolfram, 2012. Status quo der Schutzgüter Fische und Neunaugen im Natura-2000-Gebiet Lafnitzauen (AT1122916). Österreichischer Naturschutzbund - Landesgruppe Burgenland, Wien, 88 pp.

Zangl, L., D. Daill, W. Gessl, T. Friedrich & S. Koblmüller, 2020. Austrian gudgeons of the genus *Gobio* (Teleostei: Gobionidae): A mixture of divergent lineages. Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research 58:327-340 doi:10.1111/jzs.12340.

Zauner, G. & G. Woschitz, 1992. Fischökologie. In Hozang, B. & G. Zauner (eds) Gewässerbetreuungskonzept Lafnitz. Studie i.A. der Bgld. Landesregierung und des BMLF, 88-158.

Zulka, K. & E. Eder, 2006. Zur Methode der Gefährdungseinstufung: Prinzipien, Aktualisierungen, Interpretation, Anwendung. In Grüne Reihe Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, U. u. W. (ed) Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Böhlau Verlag, Wien - Köln - Weimar, 11-36.

Zulka, P. K., E. Eder, H. Höttinger & E. Weigand, 2001. Fachliche Grundlagen zur Fortschreibung der Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt, Wien.

Zulka, P. K., E. Eder, H. Höttinger & E. Weigand, 2005. Einstufungskonzept. In Wallner, R. (ed) Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe 14/1. Böhlau Verlag G.m.b.H. & Co.KG, Wien - Köln - Weimar.

Zweimüller, I., S. Moidl & H. Nimmervoll, 1996. A new species for the Austrian Danube - *Neogobius kessleri.* Acta Univ Carol, Biol 40:213–218.

6. Anhang

Tabelle 3. Nach hydro-morphologischen Kriterien gewichtete Rasterfrequenz als Grundlage zur Abschätzung des Kriteriums Habitatverfügbarkeit.

Fischregion	Abk.	Bioregion B	Bioregion E
		Anzahl Raster gesamt	
		29	157
		Raster gewichtet nach Fischregion und Hydromorphologie	
Epirhithral	ER	13,85	16,91
Metarhithral	MR	9,59	21,27
Schmerlenbach	Schmb	1,80	19,58
Hyporhithral groß	HR gr	0,58	1,48
Hyporhithral klein	HR kl	2,99	18,12
Gründlingsbach	Grü	0,00	14,91
Epipotamal klein	EP kl	0,00	11,68
Epipotamal mittel	EP mi	0,00	0,52
Epipotamal mittel 1	EP mi1	0,00	9.81
Epipotamal mittel 2	EP mi2	0,00	7,40
Feistritz Fürstenfeld bis Mdg. Lafnitz	Fei	0,00	1,24
Lafnitz Unterlauf	Laf	0,00	7,11
Raab Feldbach bis Staatsgrenze	Raab	0,00	1,67
Epipotamal groß sonstige	EP gr	0,00	6,90
keine Angabe	kA	15,38	63,31

Tabelle 4. Rasterfrequenz von Stillgewässern zur Abschätzung des Kriteriums Habitatverfügbarkeit. Rasternummern siehe Karte auf Seite 8.

	Anzahl Raster	Raster-Nr. Leitha	Raster-Nr. Raab	Raster-Nr. Lafnitz	Raster-Nr. Seen
Neusiedler See	14				21, 22, 23, 29, 30, 31, 39, 40, 48, 49, 57, 58, 65, 66
Altarme	17	2, 6, 7, 8, 9, 16, 17	153, 154, 155	99, 112, 118, 135, 141, 148, 149	
Autümpel	6	2, 6, 7, 16		148, 149	
Künstliche Seen	4				N-Bgld.: 25, 35, 37, 38

Tabelle 5. Gewichtete Vorkommen der heimischen Fischarten des Burgenlandes je nach Bioregion (B, E) und Fließgewässer-Fischregion (Abkürzungen siehe Tabelle 3)

Fischregion	ER	MR	Schmb	HR kl	Grüb	HR gr	EP kl	EP mi	EP mi 1	EP mi 2	EP gr	Fei	Laf	Raab
Aalrutte B	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	2	0	0	0
Aalrutte E	0	0	0	0	0	1	1	0	1	2	2	2	2	2
Aitel B	0	1	0	0	0	2	0	4	0	0	4	0	0	0
Aitel E	0	1	4	4	4	2	4	0	4	4	4	4	4	4
Äsche B	0	2	0	0	0	4	0	2	0	0	2	0	0	0
Äsche E	0	0	0	0	0	4	0	0	1	0	1	0	0	0
Bachforelle B	4	4	0	0	0	4	0	1	0	0	1	0	0	0
Bachforelle E	4	4	1	4	1	4	1	0	1	0	1	0	0	0

Fischregion	ER	MR	Schmb	HR kl	Grüb	HR gr	EP kl	EP mi	EP mi 1	EP mi 2	EP gr	Fei	Laf	Raab
Bachschmerle B	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
Bachschmerle E	0	1	4	4	4	2	4	0	2	2	1	2	1	1
Barbe B	0	0	0	0	0	2	0	4	0	0	4	0	0	0
Barbe E	0	0	0	1	0	2	1	0	4	4	4	4	4	4
Bitterling B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Bitterling E	0	0	0	0	1	0	2	0	1	2	1	2	2	2
Brachse B	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0
Brachse E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	1	2	2
Donaukaulbarsch B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Donaukaulbarsch E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Donau-Weissflossengründling B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Donau-Weissflossengründling E	0	0	0	0	0	1	1	0	1	2	2	2	2	2
Elritze B	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
Elritze E	0	1	1	1	1	2	1	0	1	1	1	1	1	1
Flussbarsch B	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	4	0	0	0
Flussbarsch E	0	0	0	0	0	1	2	0	2	2	4	2	4	4
Frauennerfling B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Frauennerfling E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Giebel B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Giebel E	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1
Goldsteinbeißer B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Goldsteinbeißer E	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1
Gründling B	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	2	0	0	0
Gründling E	0	1	2	2	4	2	4	0	2	2	2	2	2	2
Güster B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Güster E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	2
Hasel B	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0
Hasel E	0	0	0	0	0	1	1	0	1	2	2	2	2	2
Hecht B	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	2	0	0	0
Hecht E	0	0	0	1	1	1	2	0	2	2	2	2	2	2
Huchen B	0	0	0	0	0	4	0	1	0	0	2	0	0	0
Huchen E	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Hundsfisch B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Hundsfisch E	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Karausche B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Karausche E	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1
Kaulbarsch B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kaulbarsch E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Koppe B	2	2	0	0	0	4	0	1	0	0	1	0	0	0
Koppe E	0	2	0	2	0	4	0	0	1	0	1	0	0	0
Laube B	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0
Laube E	0	0	0	0	0	1	1	0	1	4	4	4	4	4
Marmorierte Grundel B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Marmorierte Grundel E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Moderlieschen B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Moderlieschen E	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1
Nase B	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	4	0	0	0
Nase E	0	0	0	1	0	2	1	0	4	4	4	4	4	4
Nerfling B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Nerfling E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1
Rotauge B	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0

Fischregion	ER	MR	Schmb	HR kl	Grüb	HR gr	EP kl	EP mi	EP mi 1	EP mi 2	EP gr	Fei	Laf	Raab
Rotauge E	0	0	0	0	0	1	2	0	2	4	4	4	4	4
Rotfeder B	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Rotfeder E	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1
Rußnase B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Rußnase E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1
Sandgressling B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Sandgressling E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
Schied B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Schied E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	2	2
Schlammpeitzger B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Schlammpeitzger E	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1
Schleie B	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Schleie E	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1
Schneider B	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0
Schneider E	0	0	0	1	1	2	2	0	4	4	1	4	1	1
Schrätzer B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Schrätzer E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	1	1
Semling B	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Semling E	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
Sichling B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Sichling E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Steinbeißer B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Steinbeißer E	0	0	0	0	1	1	2	0	1	1	1	1	1	1
Steingressling B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Steingressling E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Sterlet B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Sterlet E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Streber B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Streber E	0	0	0	0	0	1	1	0	2	2	2	2	2	2
Strömer B	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Strömer E	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
Ukrainisches Bachneunauge B	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0
Ukrainisches Bachneunauge E	0	2	1	2	1	2	1	0	2	1	1	1	1	1
Wels B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Wels E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	2	2
Wildkarpfen B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Wildkarpfen E	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	1	1
Zander B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Zander E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	1	1	1
Zingel B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Zingel E	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	2	2	2
Zobel B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Zobel E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1
Zope B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Zope E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1

Tabelle 6. Gewichtete Vorkommen der heimischen Fischarten des Burgenlandes je nach Stillgewässertyp.

	Neusiedler See	Altarme	Autümpel	künstliche Seen
Aalrutte	0	0	0	0
Aitel	0	1	0	0
Äsche	0	0	0	0
Bachforelle	0	0	0	0
Bachschmerle	0	0	0	0
Barbe	0	0	0	0
Bitterling	1	4	2	1
Blaubandbärbling	2	2	1	2
Brachse	4	2	0	2
Donaukaulbarsch	0	1	0	0
Donau-Weißflossengründling	0	0	0	0
Dreistacheliger Stichling	0	0	0	0
Elritze	0	0	0	0
Flussbarsch	2	4	0	4
Frauennerfling	0	1	0	0
Giebel	4	2	4	4
Goldsteinbeißer	0	0	0	0
Gründling	0	0	0	0
Güster	4	4	0	1
Hasel	0	0	0	0
Hecht	4	4	1	2
Huchen	0	0	0	0
Hundsfisch	0	0	4	0
Karausche	2	1	4	0
Karpfen	4	4	0	2
Kaulbarsch	0	1	0	0
Kesslergrundel	0	0	0	0
Koppe	0	0	0	0
Laube	4	4	0	2
Marmorierte Grundel	2	0	0	0
Moderlieschen	1	1	4	0
Nackthalsgrundel	0	0	0	0
Nase	0	0	0	0
Nerfling	0	1	0	0
Regenbogenforelle	0	0	0	0
Rotauge	4	4	1	4
Rotfeder	4	4	1	1
Rußnase	0	1	0	0
Sandgressling	0	0	0	0
Schied	2	2	0	0
Schlammpeitzger	1	0	4	0
Schleie	2	2	4	1
Schneider	0	0	0	0
Schrätzer	0	1	0	0
Semling	0	0	0	0
Sichling	4	1	0	0
Sonnenbarsch	4	2	1	2
Steinbeißer	0	1	0	0
Steingressling	0	0	0	0

	Neusiedler See	Altarme	Autümpel	künstliche Seen
Sterlet	0	0	0	0
Streber	0	0	0	0
Strömer	0	0	0	0
Ukrainisches Bachneunauge	0	0	0	0
Wels	4	2	0	2
Wolgazander	2	1	0	0
Zander	4	2	0	2
Zingel	0	0	0	0
Zobel	0	1	0	0
Zope	0	1	0	0

Tabelle 7. Gewichtungsfaktoren zur Habitatverfügbarkeit bei ausgewählten sensiblen Arten mit besonderen Ansprüchen an die Habitatqualität (Experteneinschätzung). Für Arten, die bereits mit Habitatindikator 1 bewertet wurden, erfolgte kein Downgrading anhand eines Gewichtungsfaktors.

	Fließgewässer	Stillgewässer
Bachforelle	0,75	–
Barbe	0,75	–
Bitterling	0,75	–
Elritze	0,75	–
Gründling	1,15	–
Güster	–	0,75
Hecht	0,75	–
Hundsfisch	0,50	0,50
Karausche	0,50	0,50
Karpfen	0,75	0,75
Moderlieschen	0,50	0,50
Nase	0,75	–
Rotfeder	0,75	0,75
Schied	0,75	0,75
Schlammpeitzger	0,50	0,50
Schleie	0,75	0,75
Schneider	1,25	–
Ukrainisches Bachneunauge	0,75	–

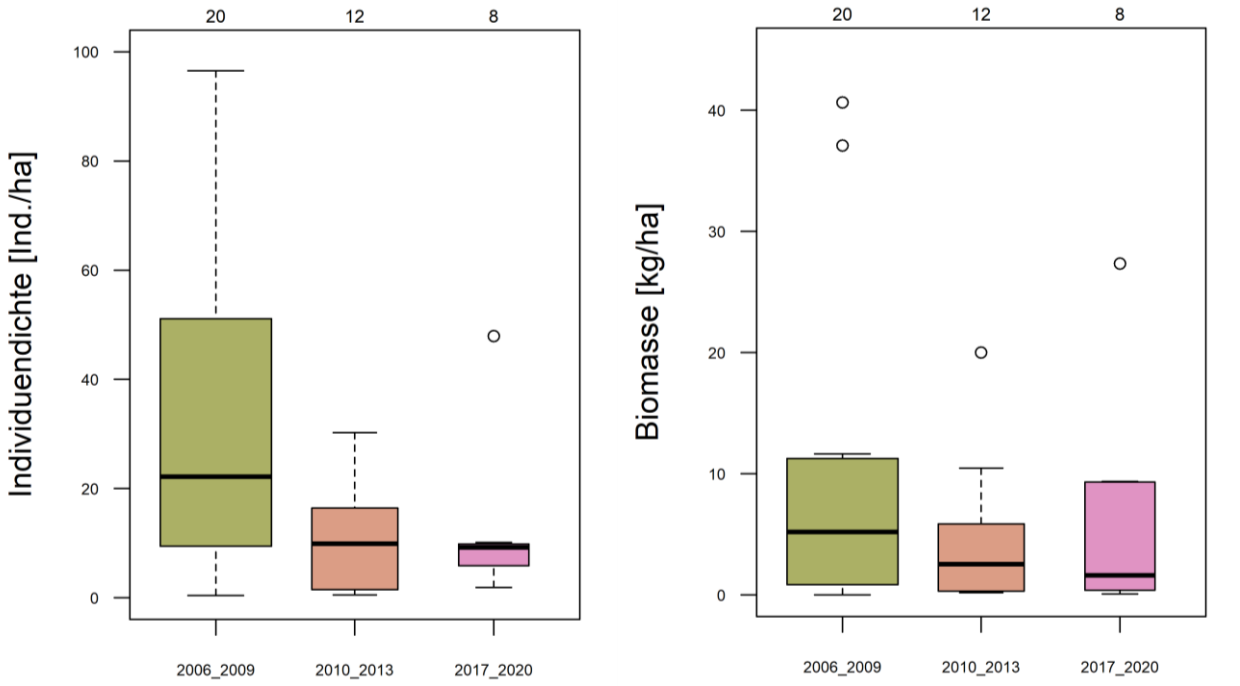


Abbildung 1. Individuendichte und Biomasse der Brachse *(Abramis brama)* in Tieflandflüssen des Burgenlandes in den Zeiträumen 2006–2009, 2010–2013 und 2017–2020. Die Zahlen über der Grafik geben die Anzahl der Elektro-Befischungen je Zeitraum an. Ausreißer >100 Ind./ha und >50 kg/ha wurden zur besseren Darstellung nicht berücksichtigt.

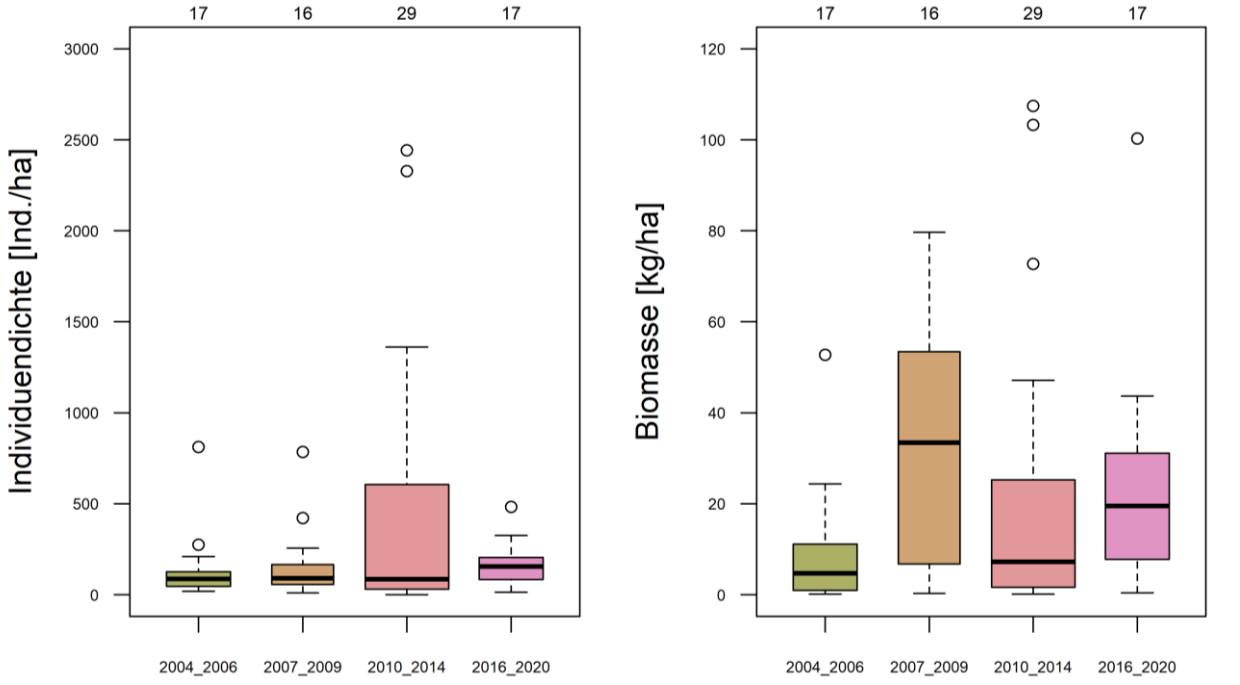


Abbildung 2. Individuendichte und Biomasse der Barbe *(Barbus barbus)* in Tieflandflüssen des Burgenlandes in den Zeiträumen 2004–2006, 2007–2009, 2010–2014 und 2016–2020. Die Zahlen über der Grafik geben die Anzahl der Elektro-Befischungen je Zeitraum an. Ausreißer >3000 Ind./ha und >120 kg/ha wurden zur besseren Darstellung nicht berücksichtigt.

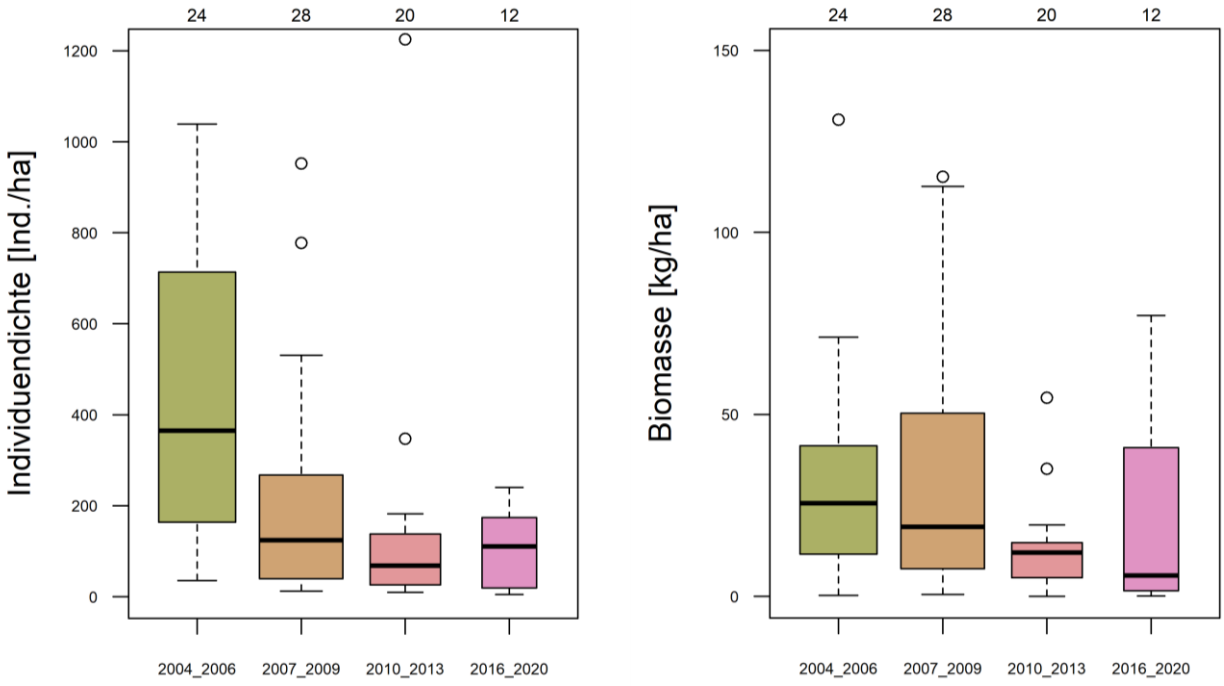


Abbildung 3. Individuendichte und Biomasse der Nase *(Chondrostoma nasus)* in Tieflandflüssen des Burgenlandes in den Zeiträumen 2004–2006, 2007–2009, 2010–2014 und 2016–2020. Die Zahlen über der Grafik geben die Anzahl der Elektro-Befischungen je Zeitraum an. Ausreißer >1200 Ind./ha und >150 kg/ha wurden zur besseren Darstellung nicht berücksichtigt.

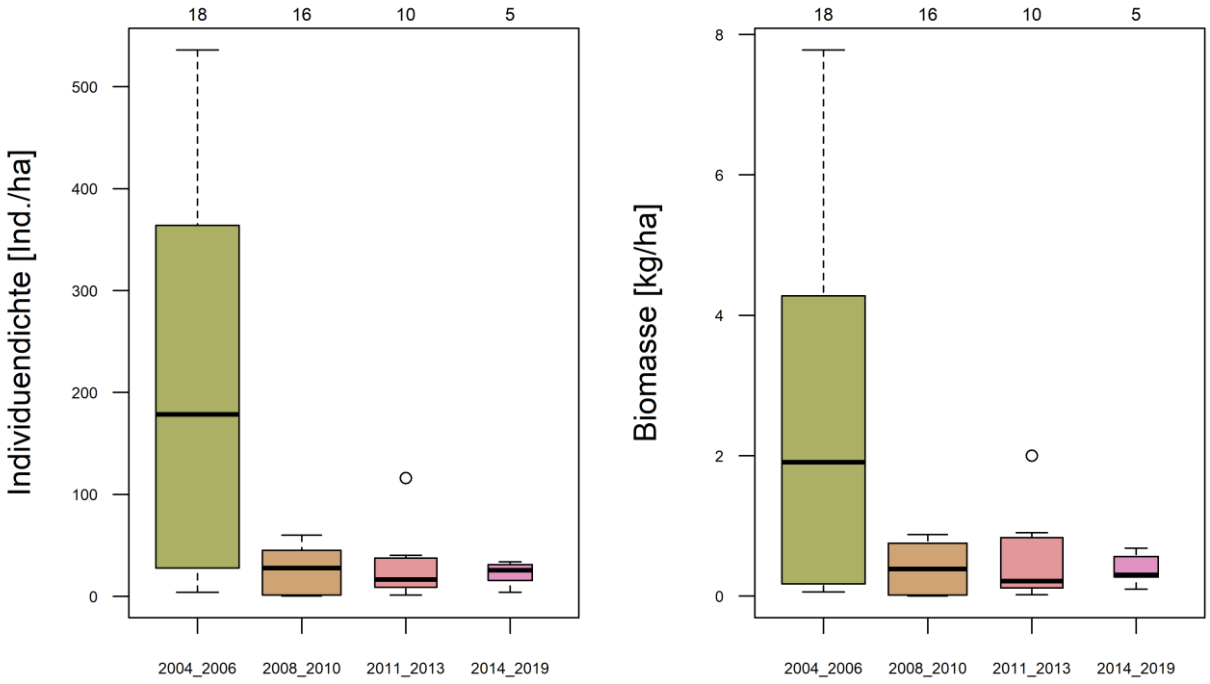


Abbildung 4. Individuendichte und Biomasse des Strebers *(Zingel streber)* in Tieflandflüssen des Burgenlandes in den Zeiträumen 2004–2006, 2007–2010, 2011–2013 und 2014–2019. Die Zahlen über der Grafik geben die Anzahl der Elektro-Befischungen je Zeitraum an.

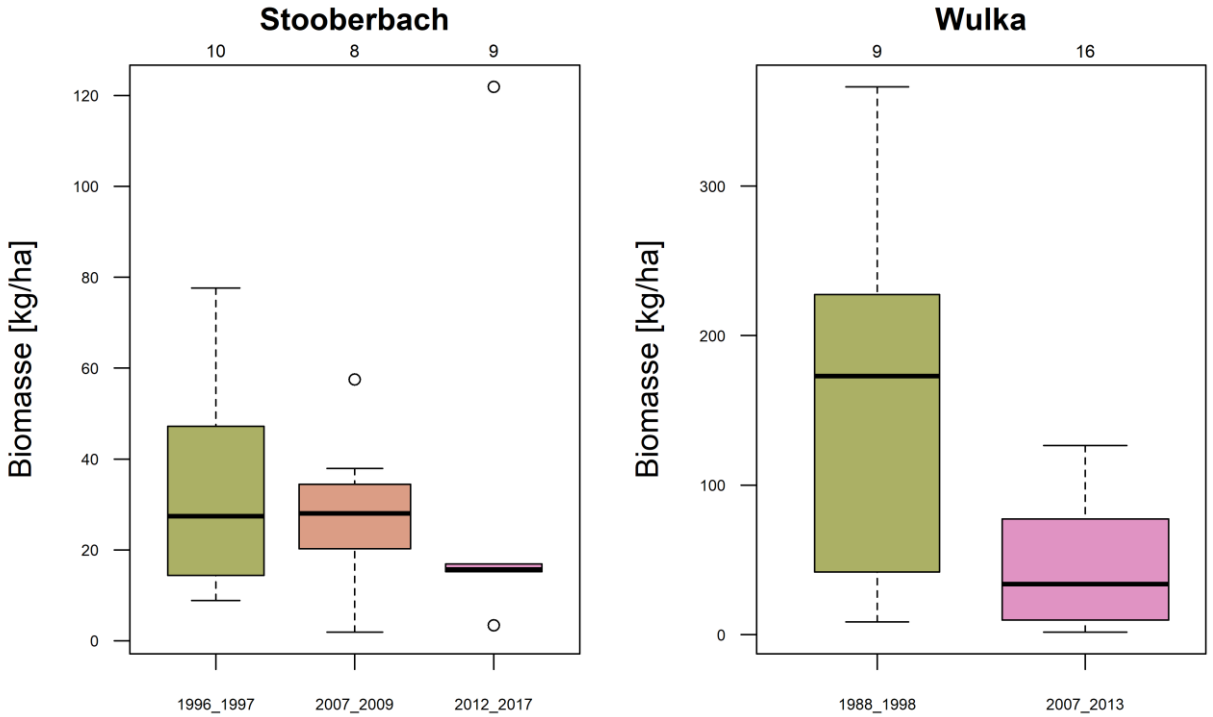


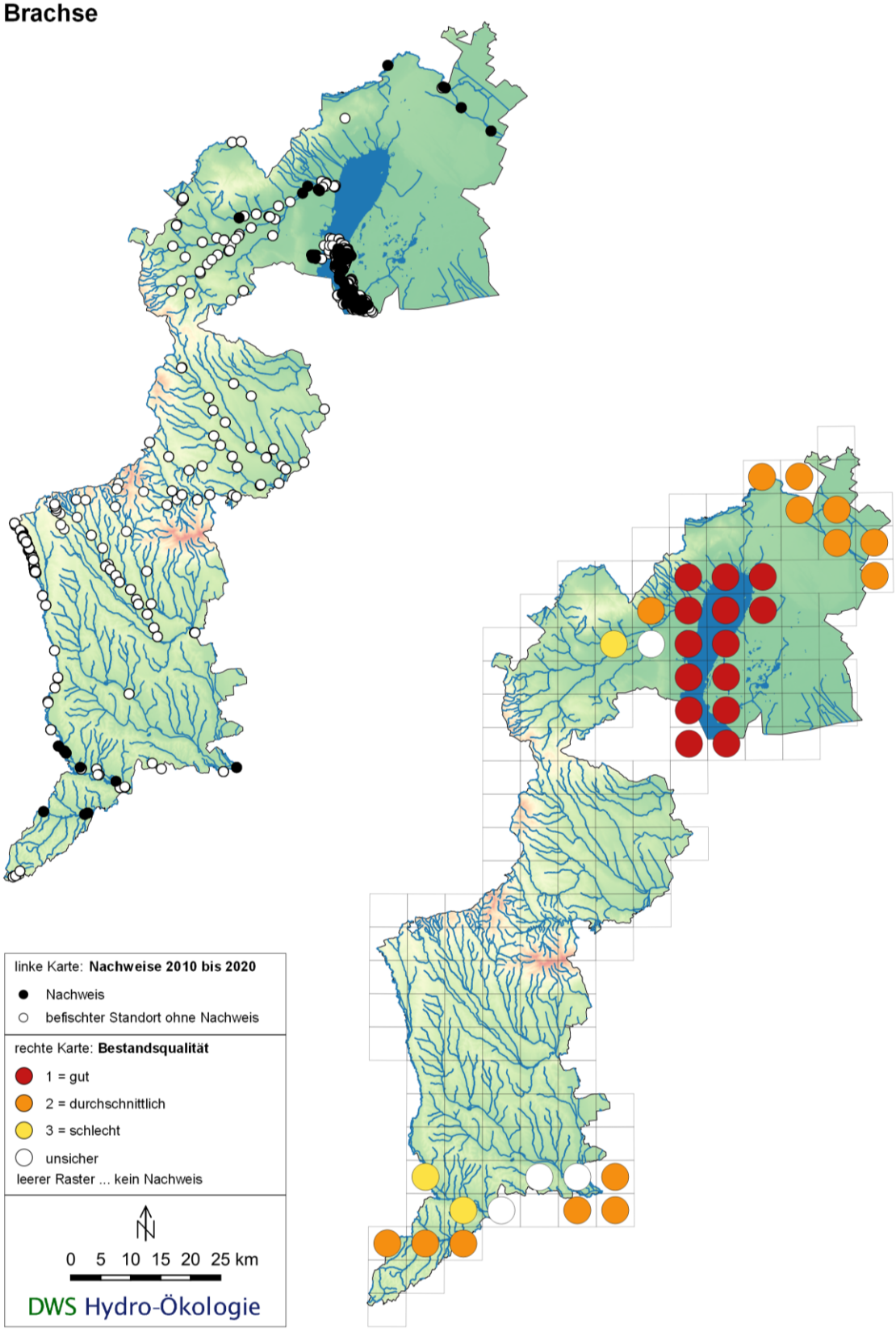
Abbildung 5. Biomasse der Bachforelle *(Salmo trutta)* im Stooberbach (nur Abschnitt stromauf Oberpullendorf) und in der Wulka (nur Abschnitt zwischen Mündung Hirmerbach und Mündung Eisbach) in unterschiedlichen Zeiträumen. Die Zahlen über der Grafik geben die Anzahl der Elektro-Befischungen je Zeitraum an.

7. Verbreitungskarten

Abramis brama

Brachse

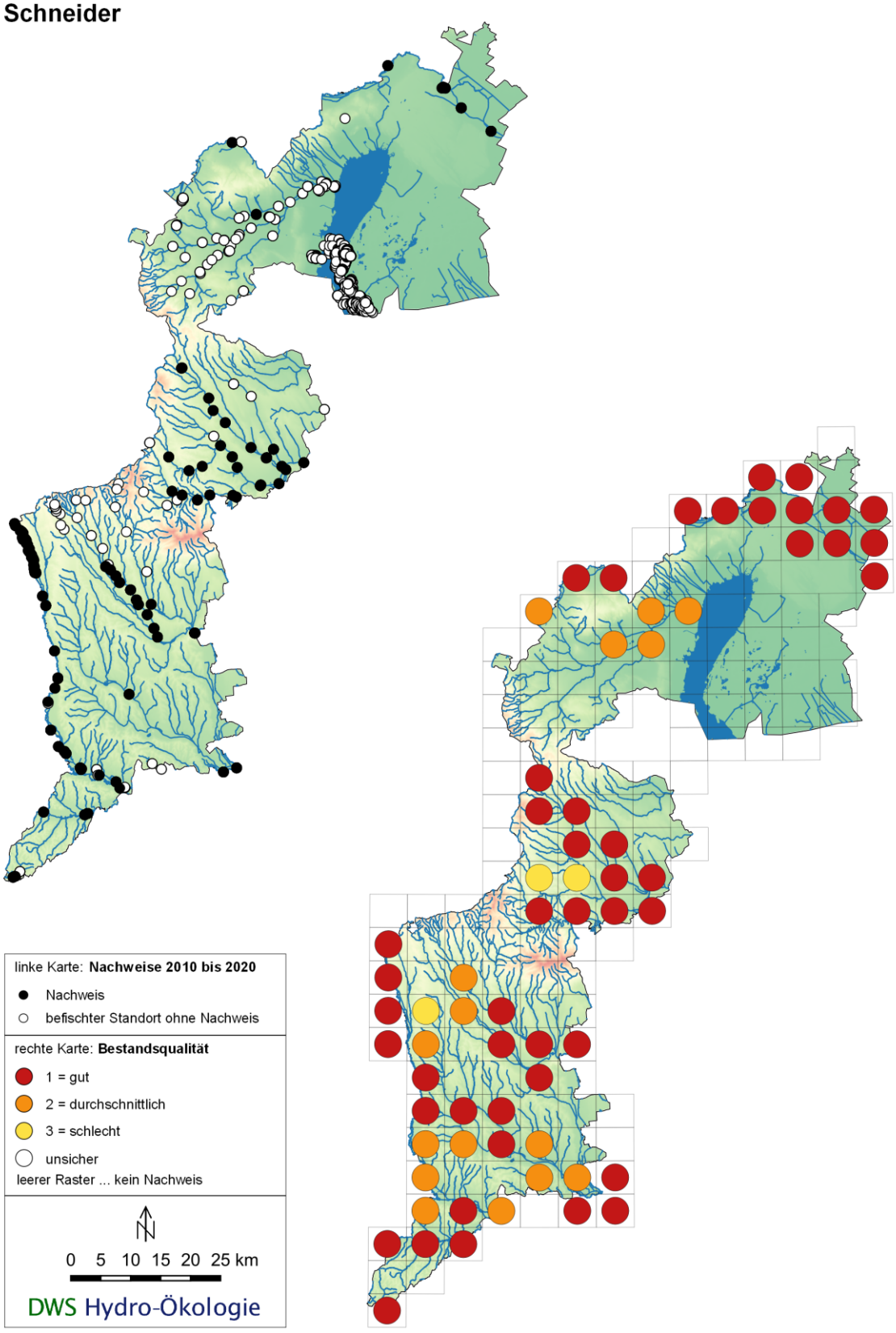
Near Threatened



Alburnoides bipunctatus

Least Concern

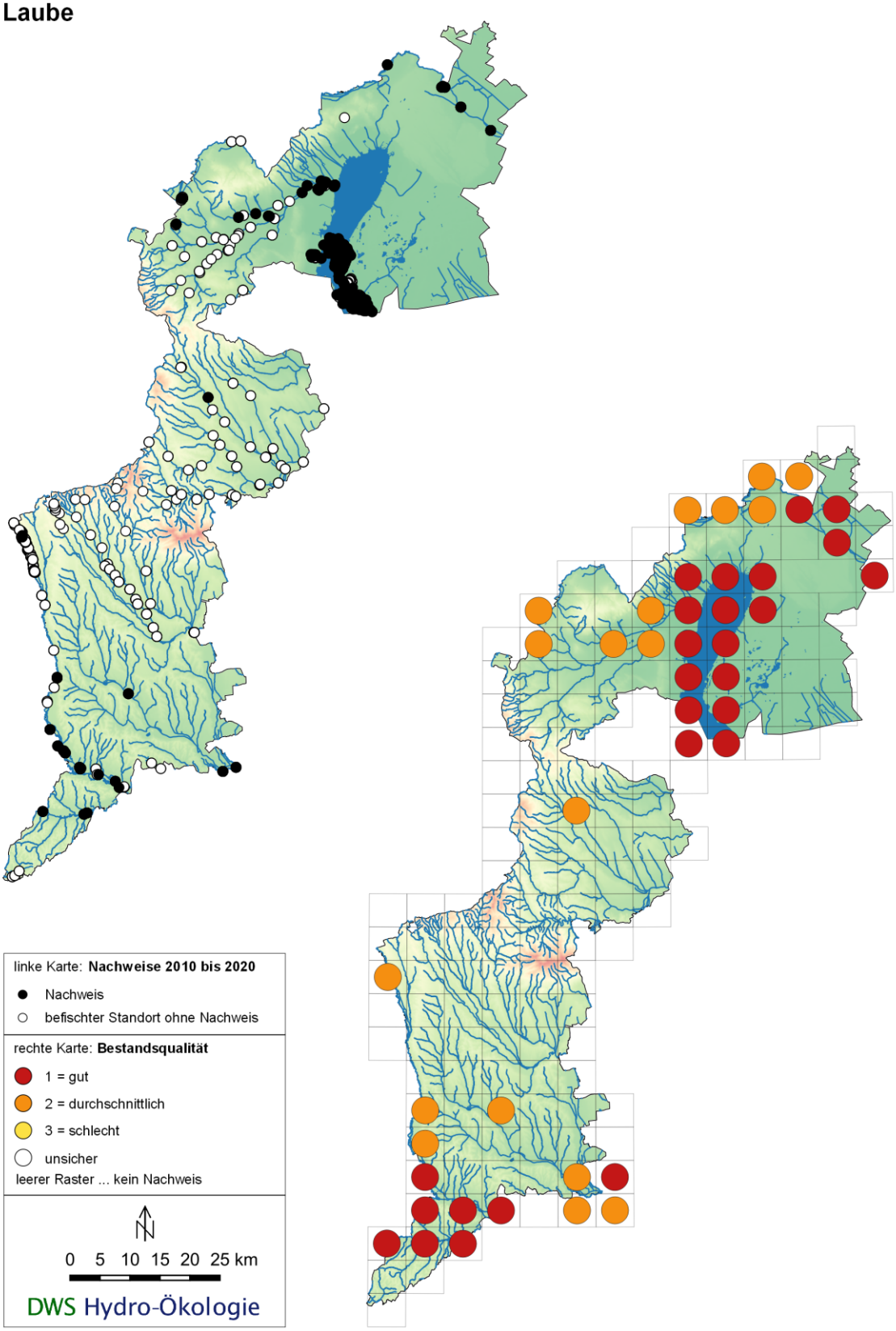
Schneider



Alburnus alburnus

Least Concern

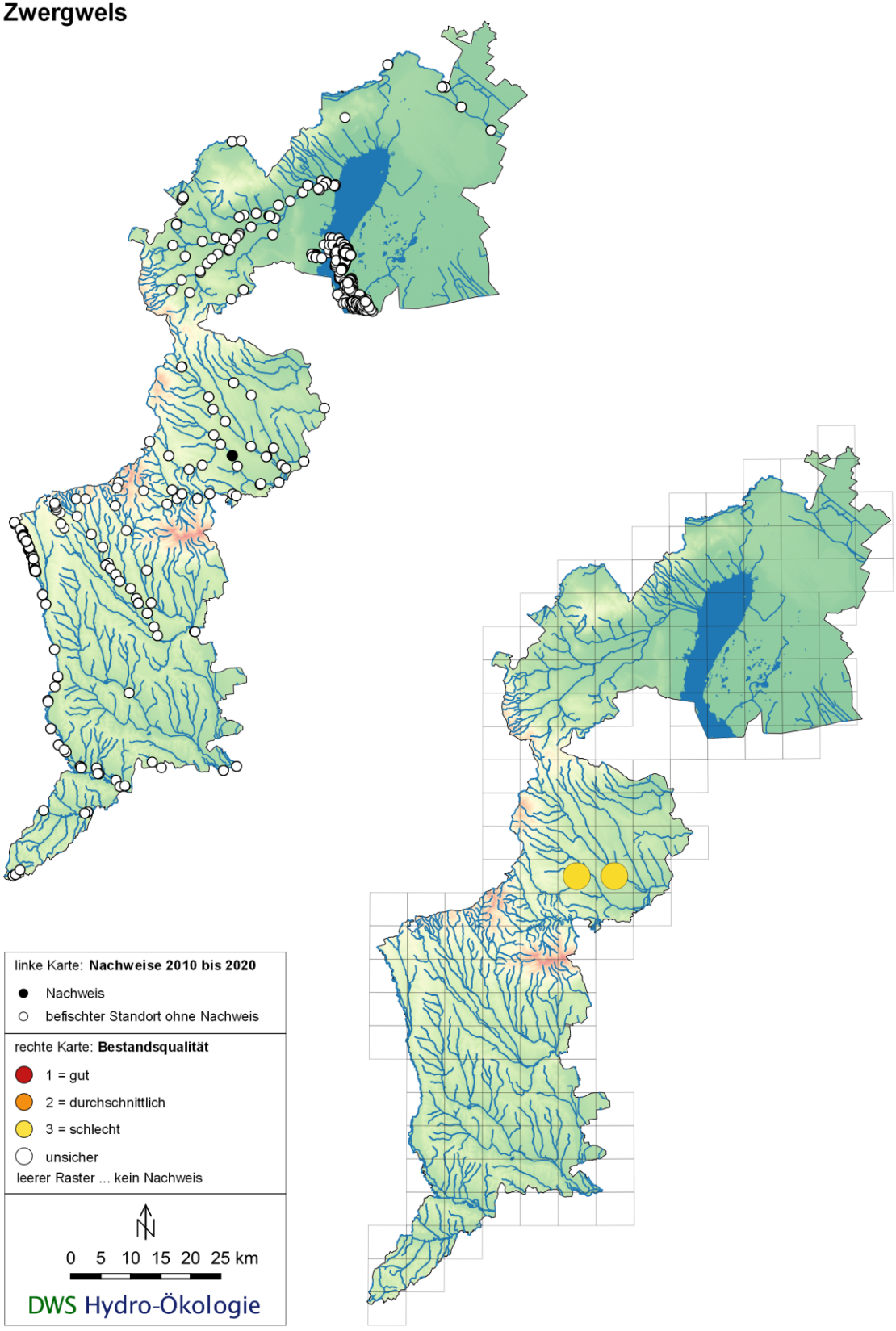
Laube



Ameiurus sp.

Not Evaluated

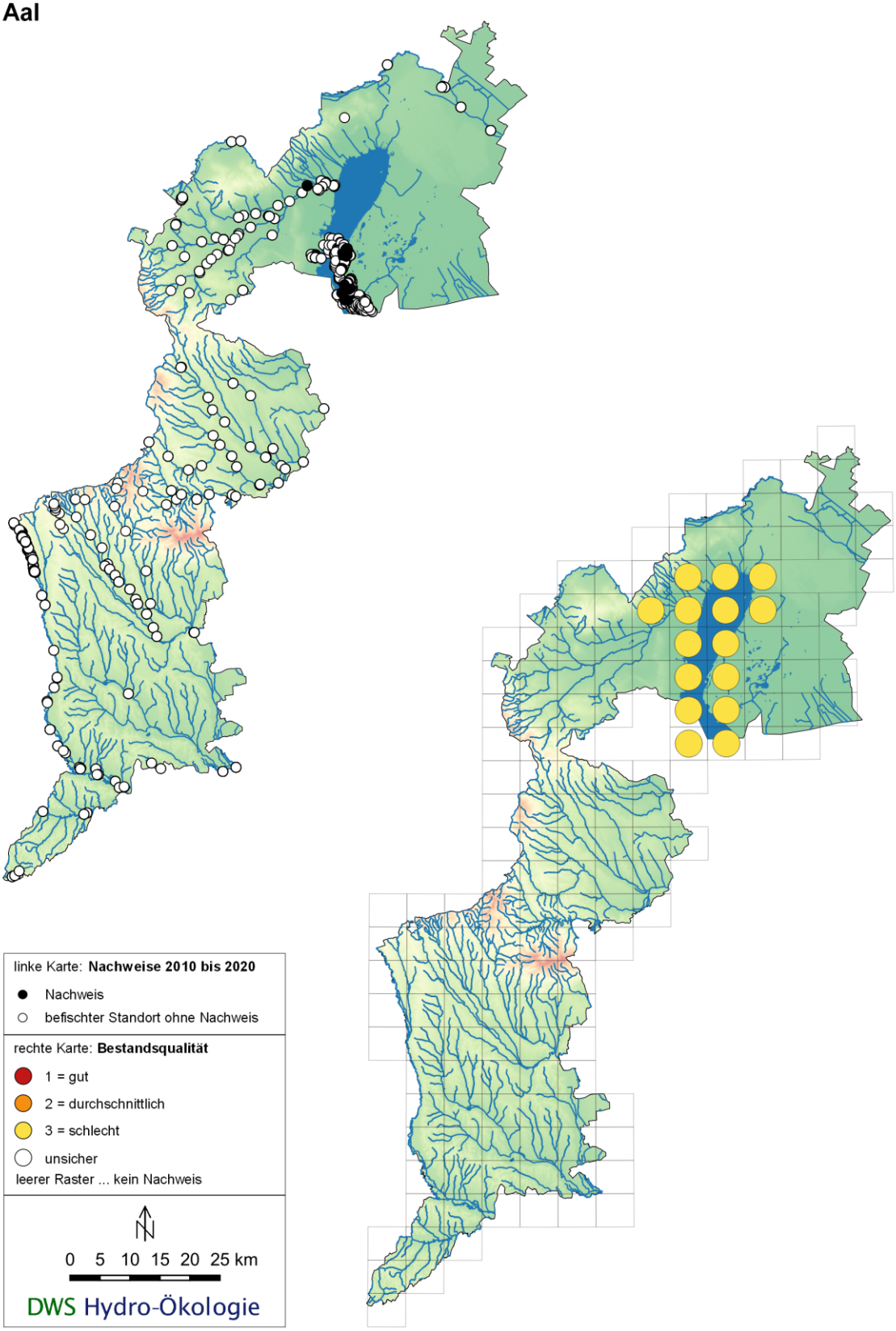
Zwergwels



Anguilla anguilla

Not Evaluated

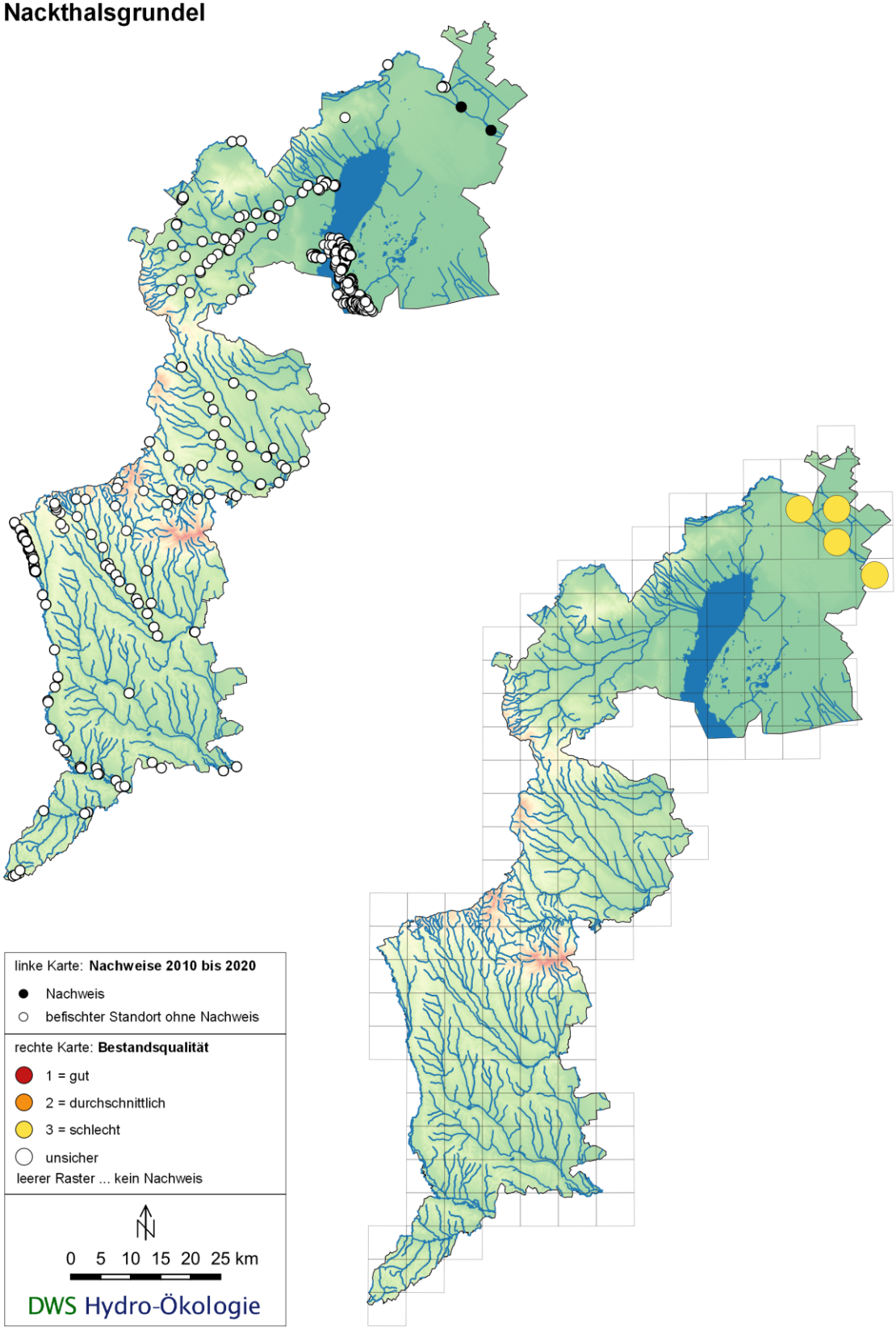
Aal



Babka gymnotrachelus

Not Evaluated

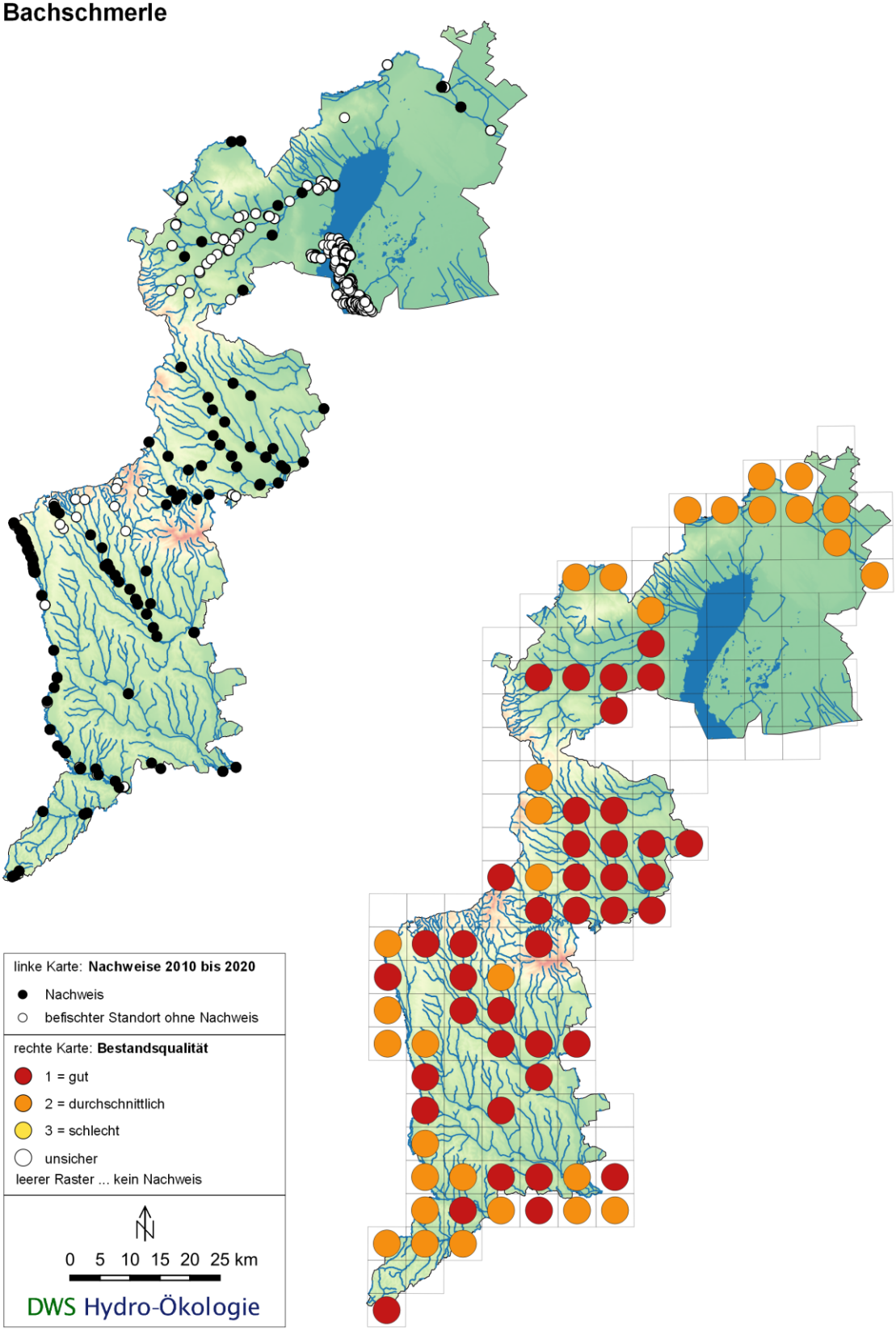
Nackthalsgrundel



Barbatula barbatula

Least Concern

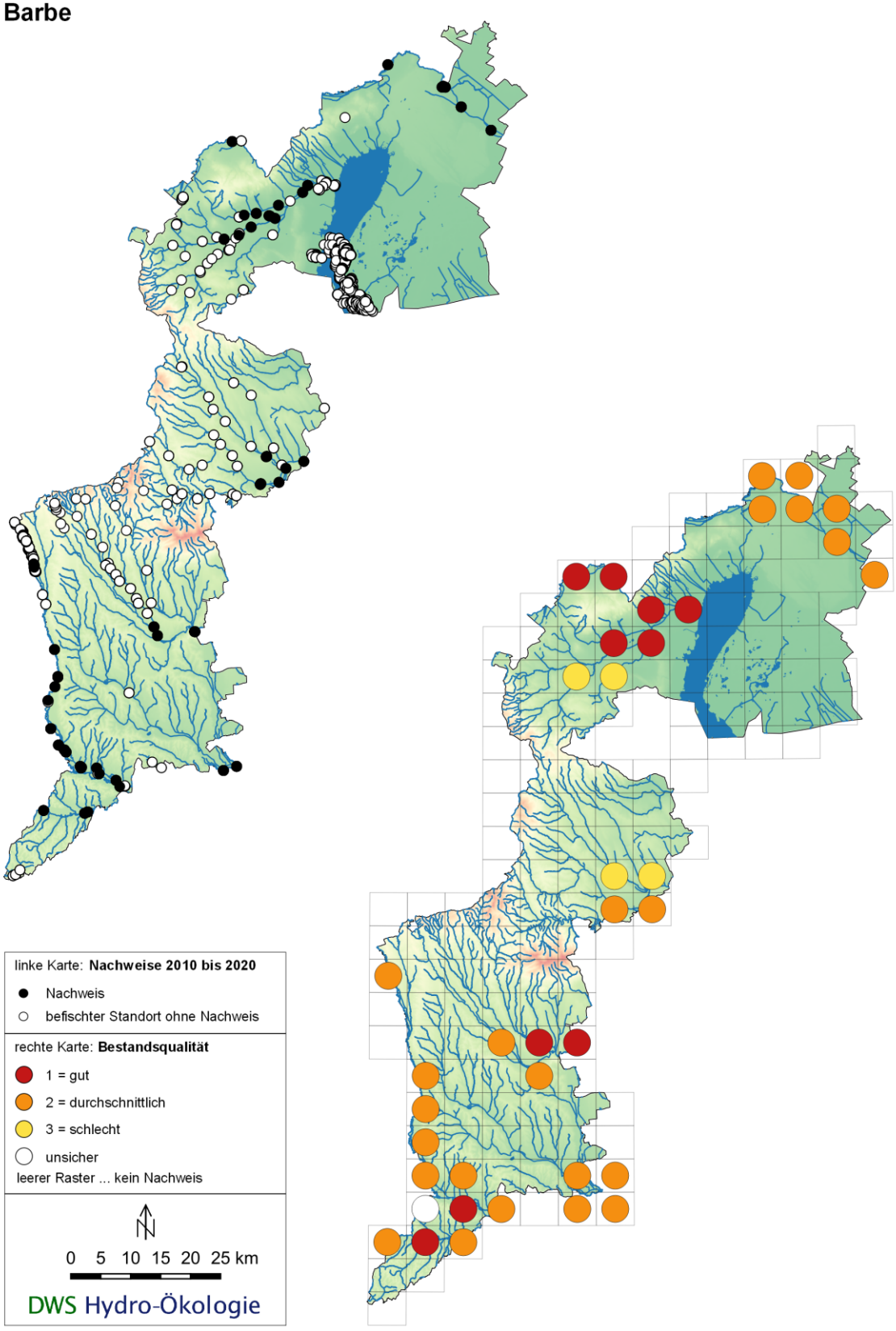
Bachschmerle



Barbus barbus

Near Threatened

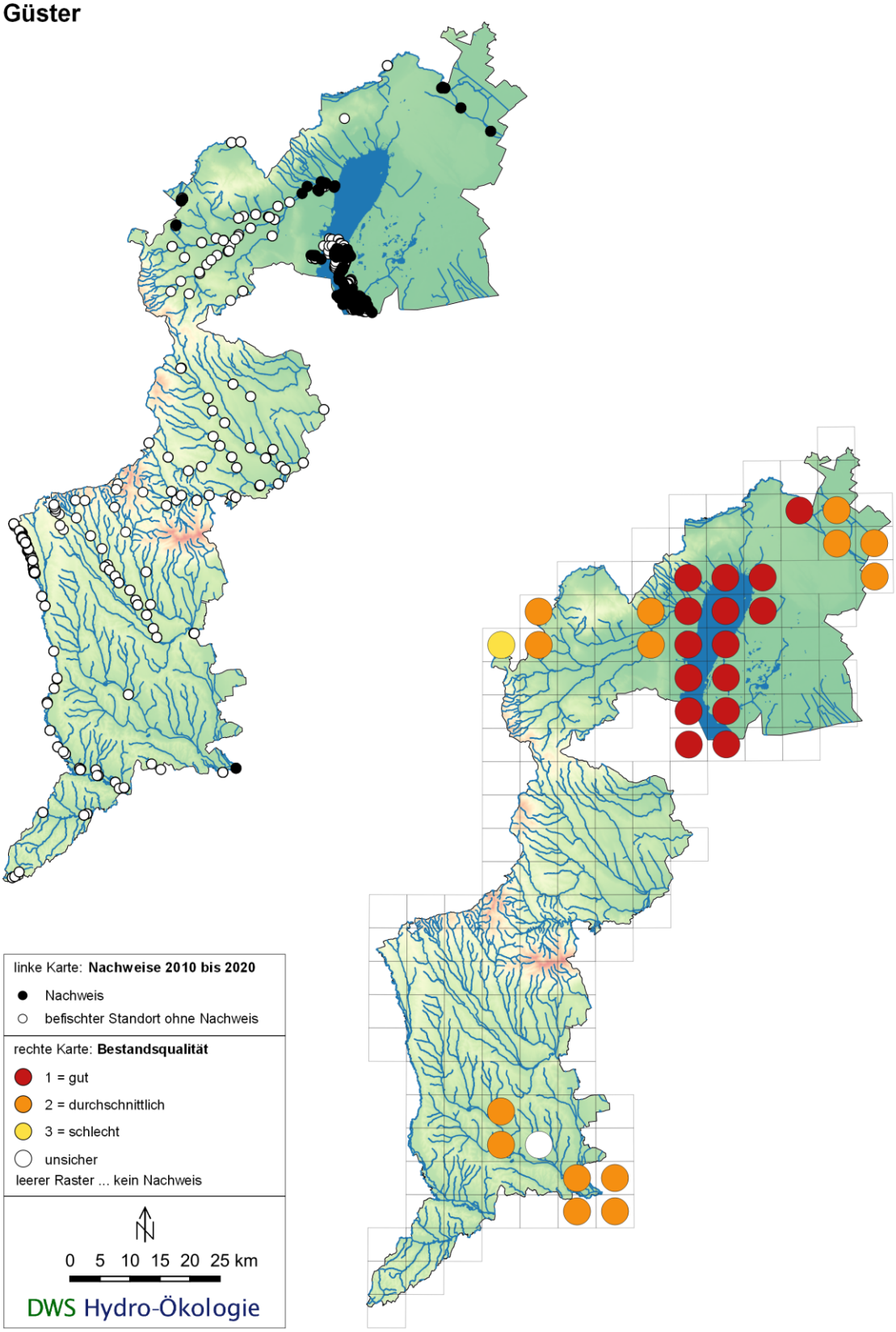
Barbe



Blicca bjoerkna

Near Threatened

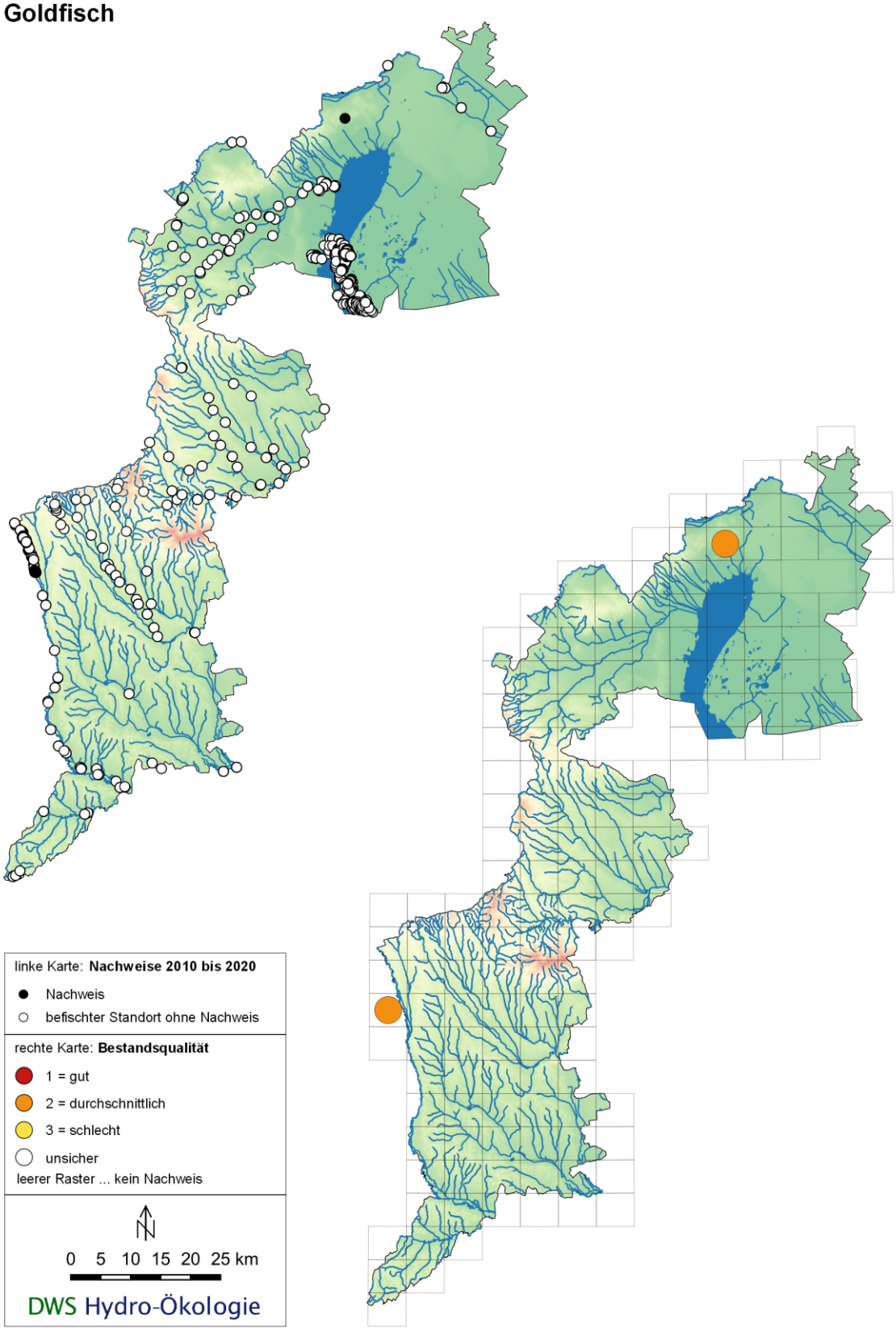
Güster



Carassius auratus

Not Evaluated

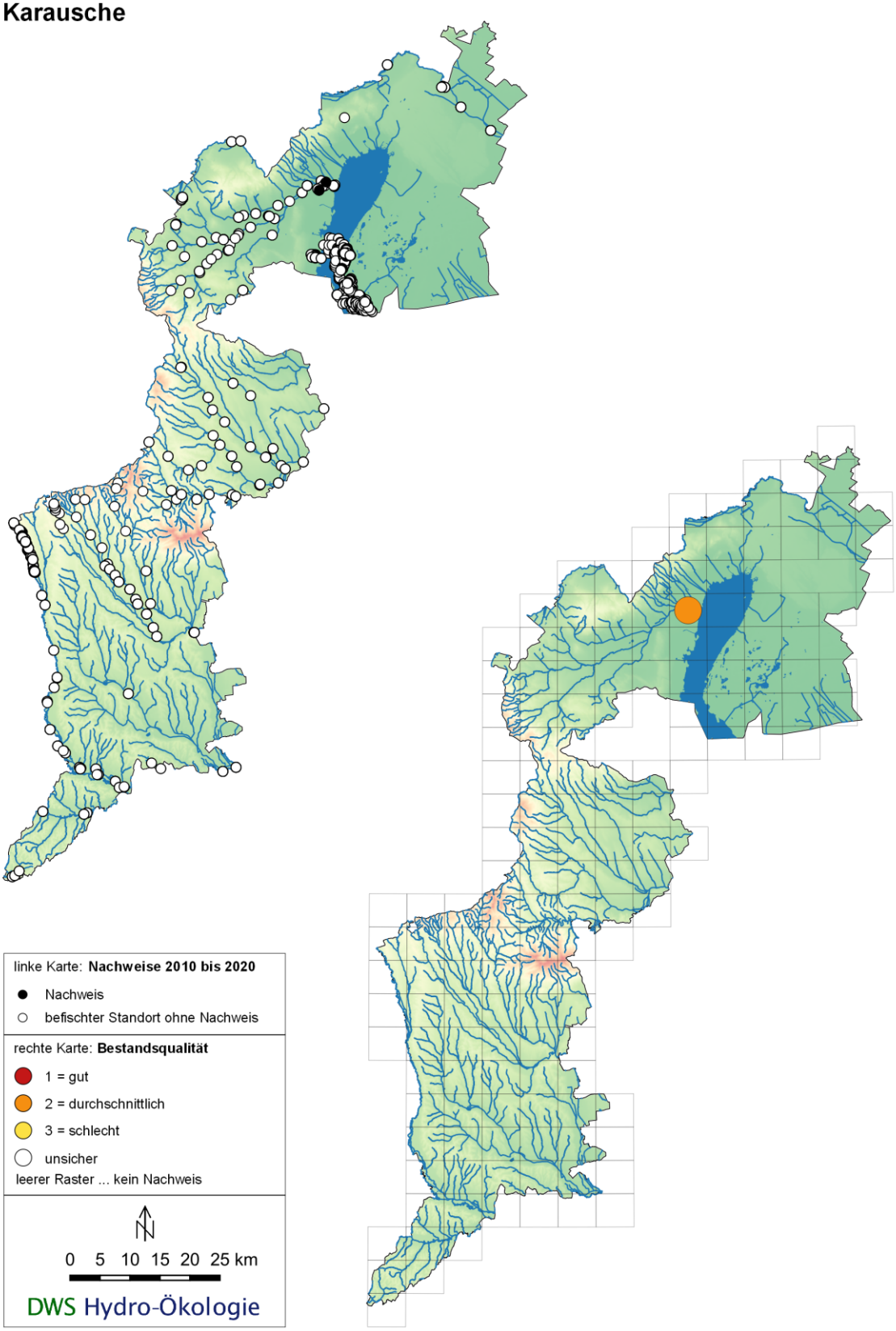
Goldfisch



Carassius carassius

Critically Endangered

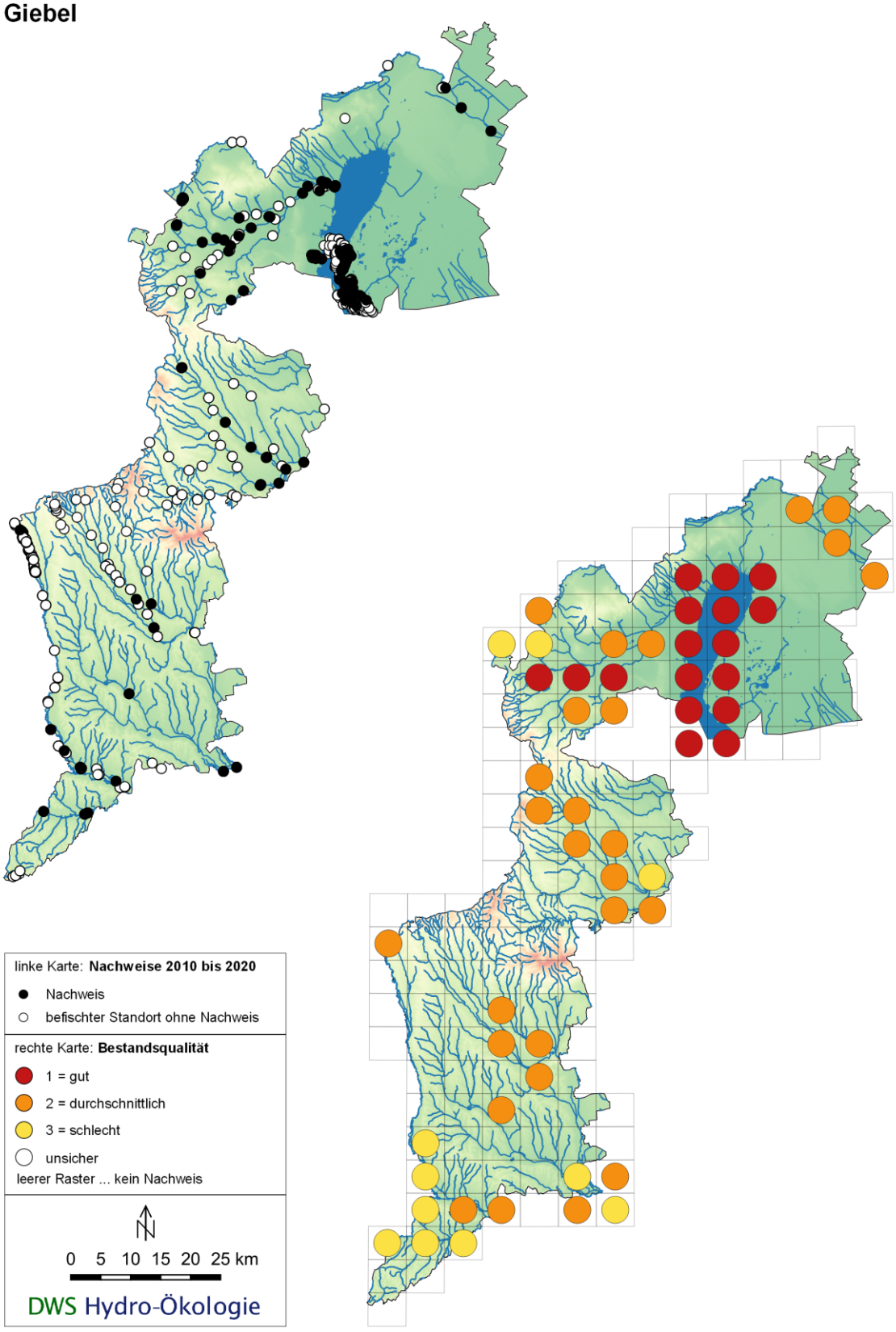
Karausche



Carassius gibelio

Least Concern

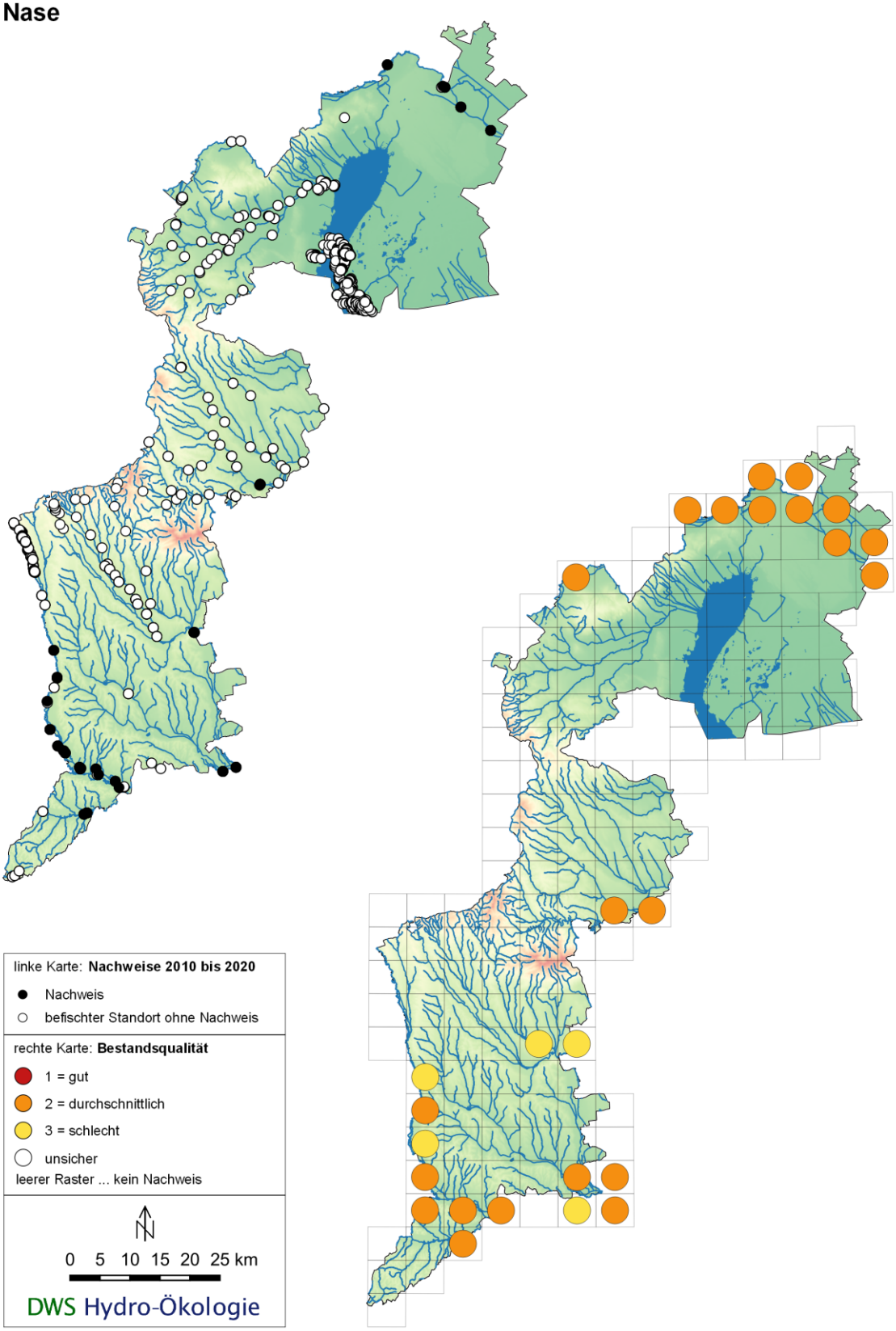
Giebel



Chondrostoma nasus

Endangered

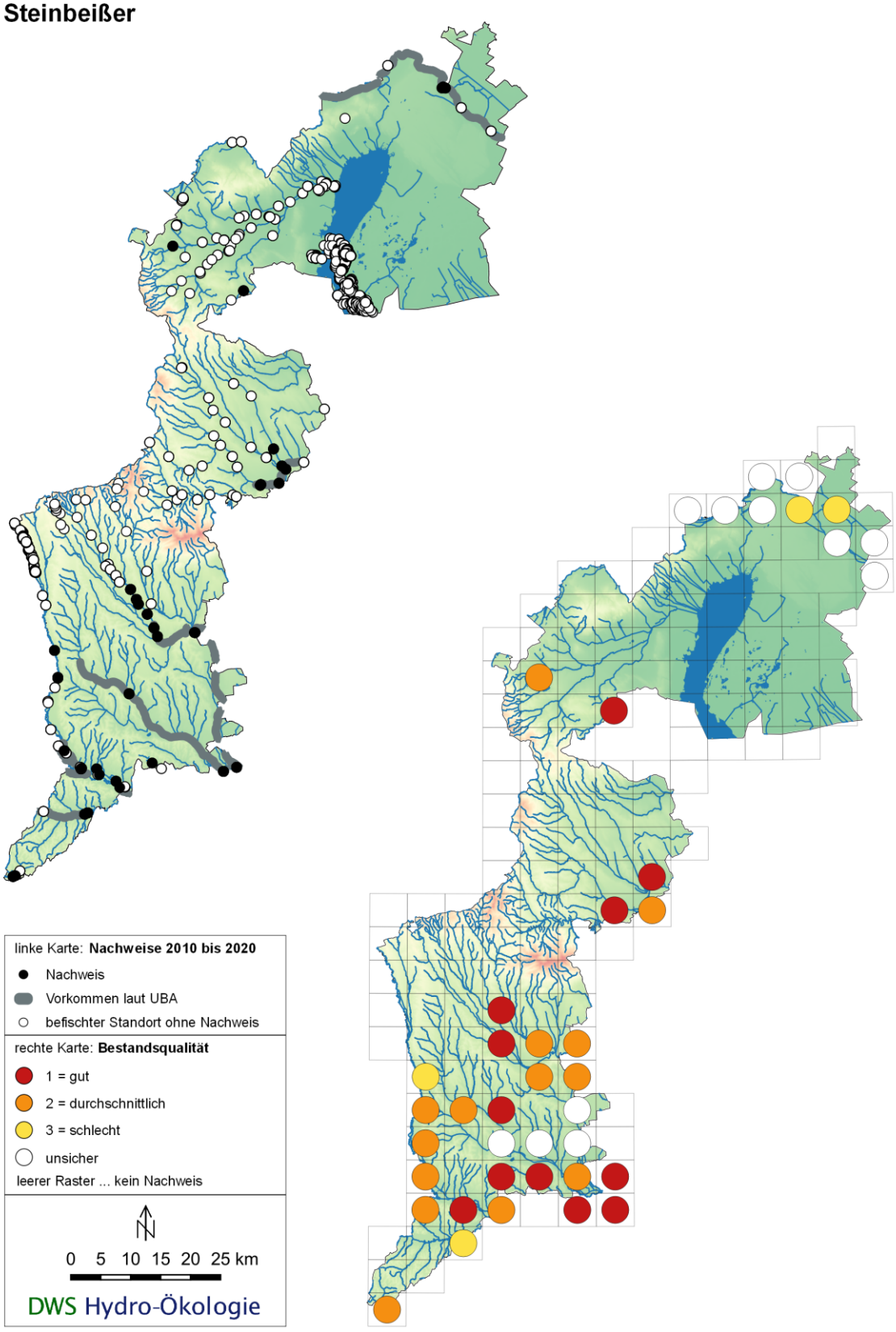
Nase



Cobitis elongatoides

Near Threatened

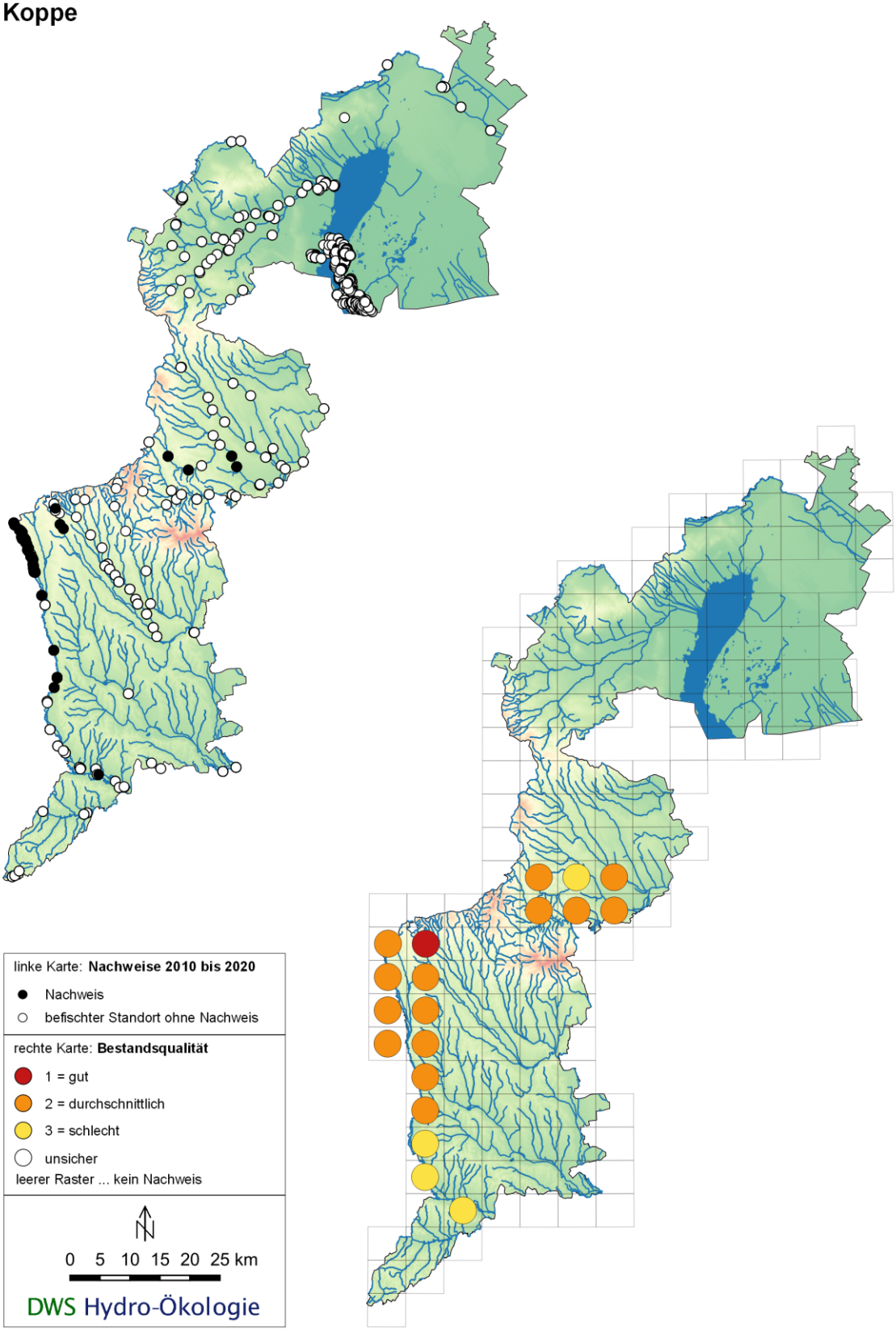
Steinbeißer



Cottus gobio

Endangered

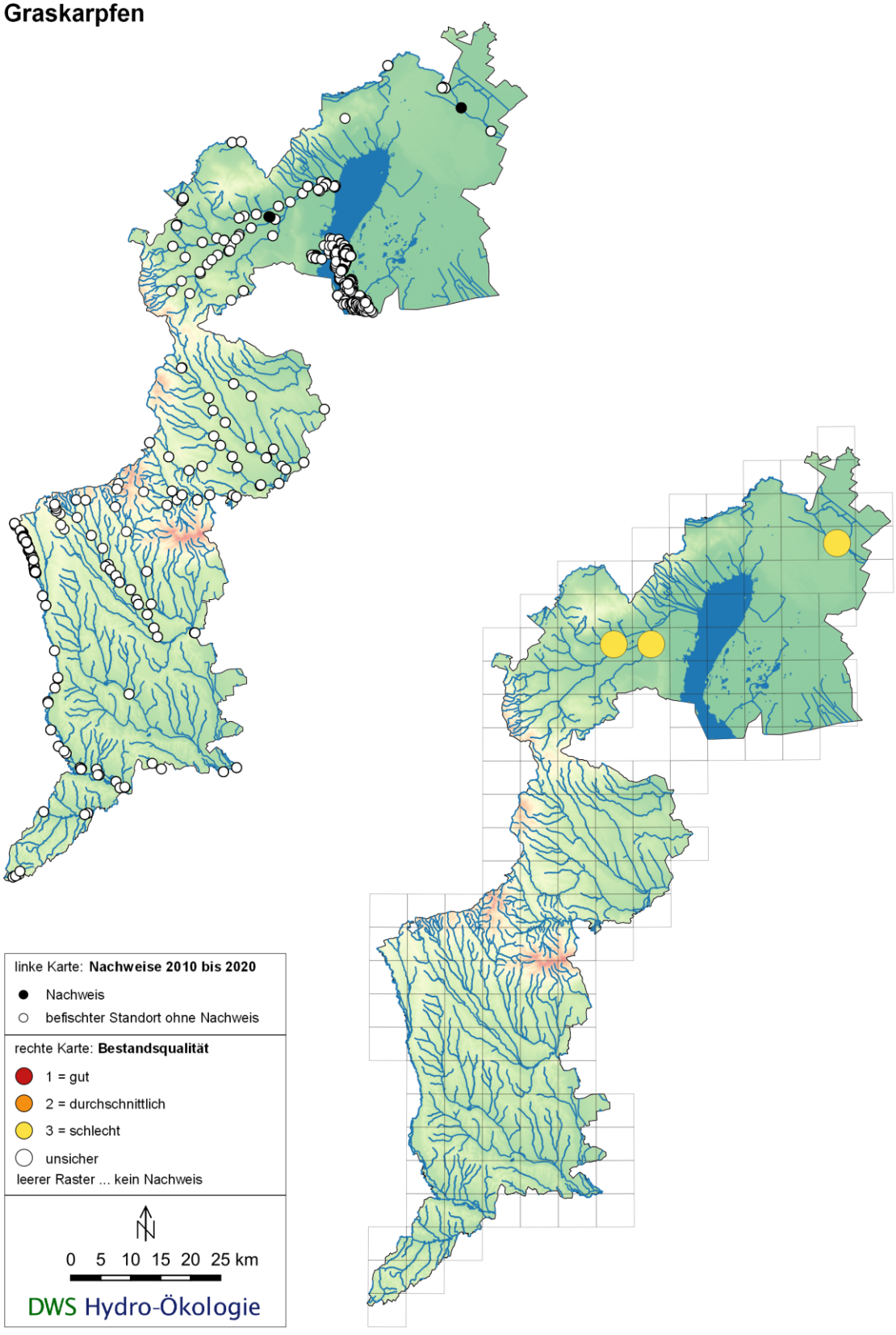
Koppe



Ctenopharyngodon idella

Not Evaluated

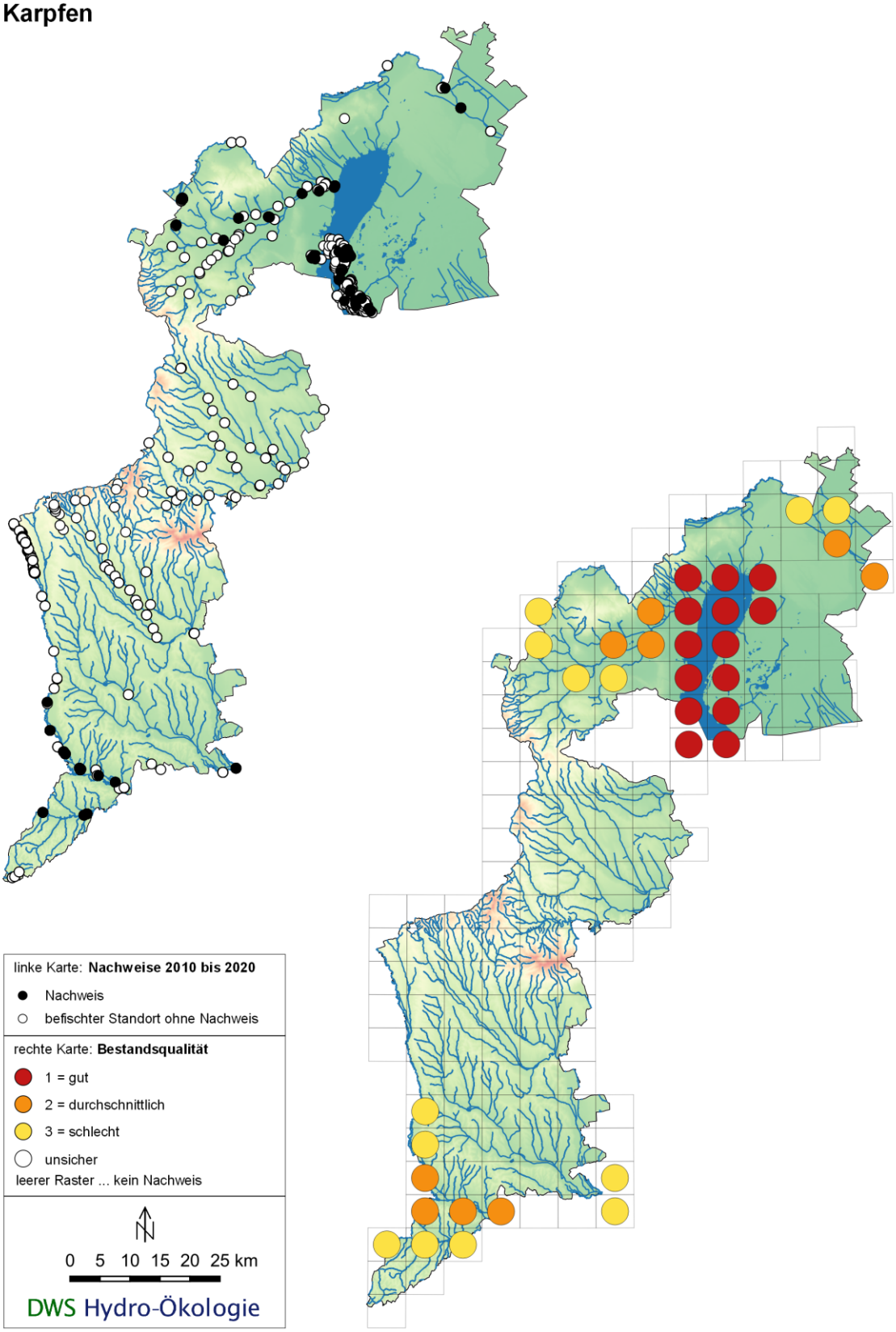
Graskarpfen



Cyprinus carpio

Karpfen

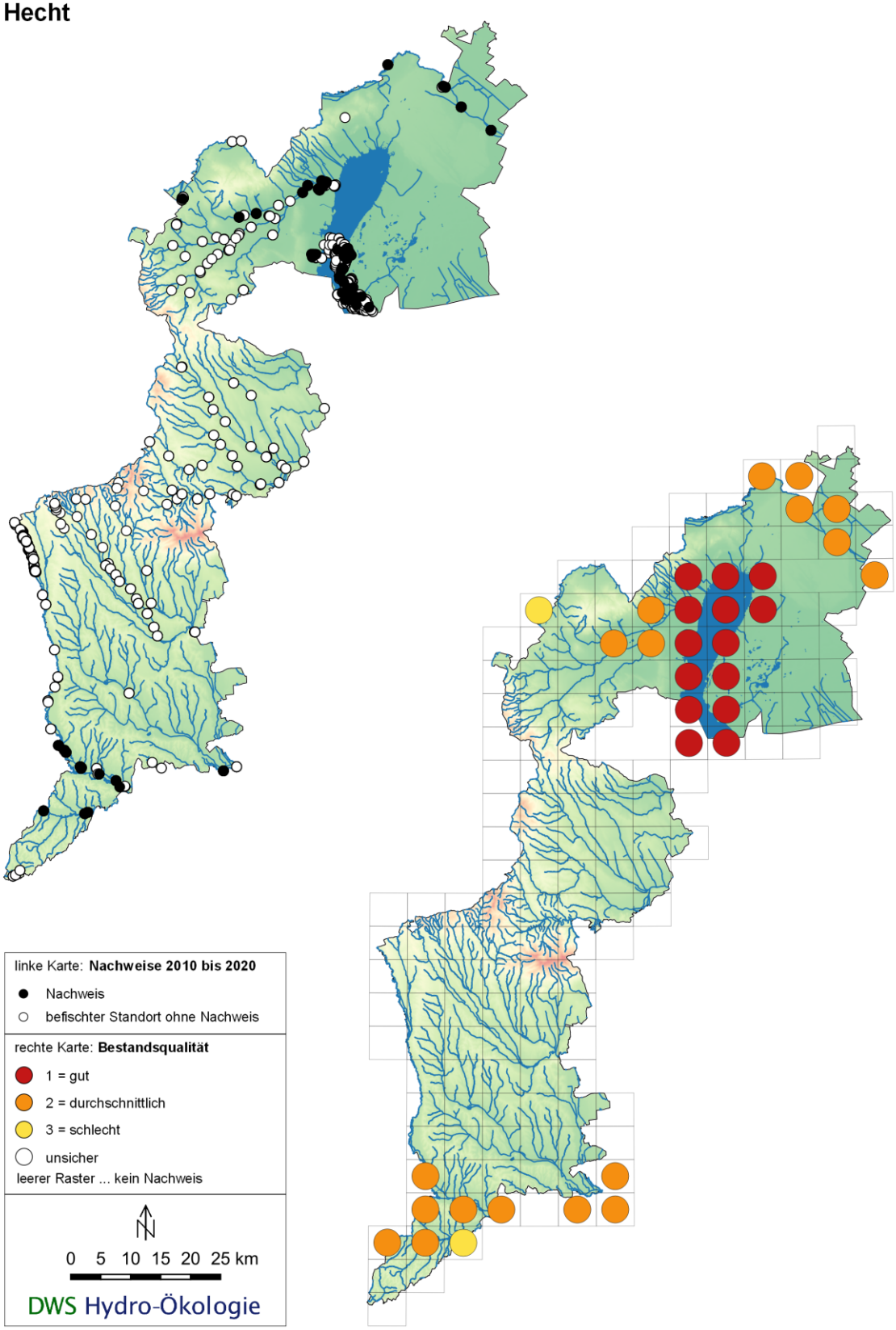
Near Threatened



Esox lucius

Least Concern

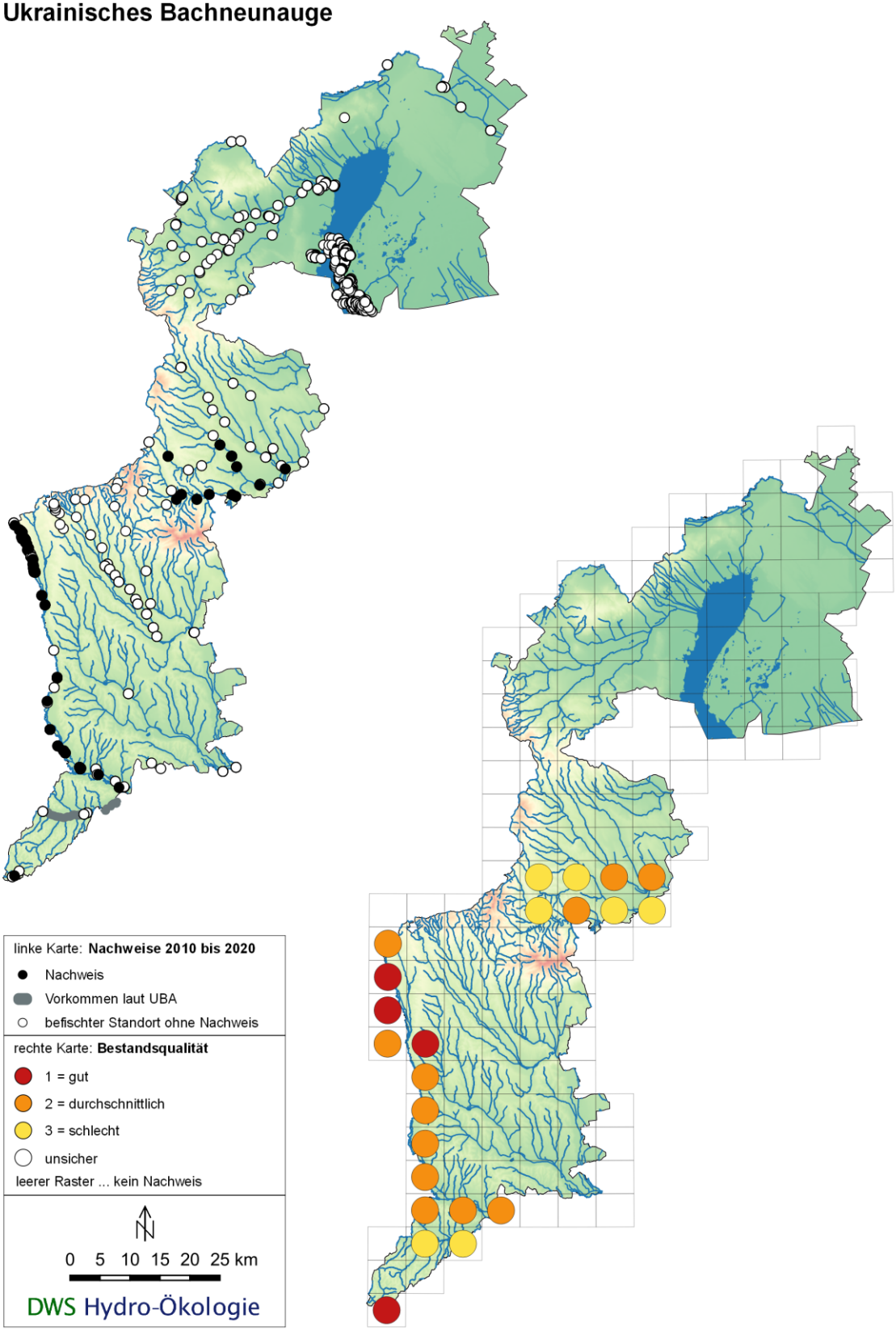
Hecht



Eudontomyzon mariae

Vulnerable

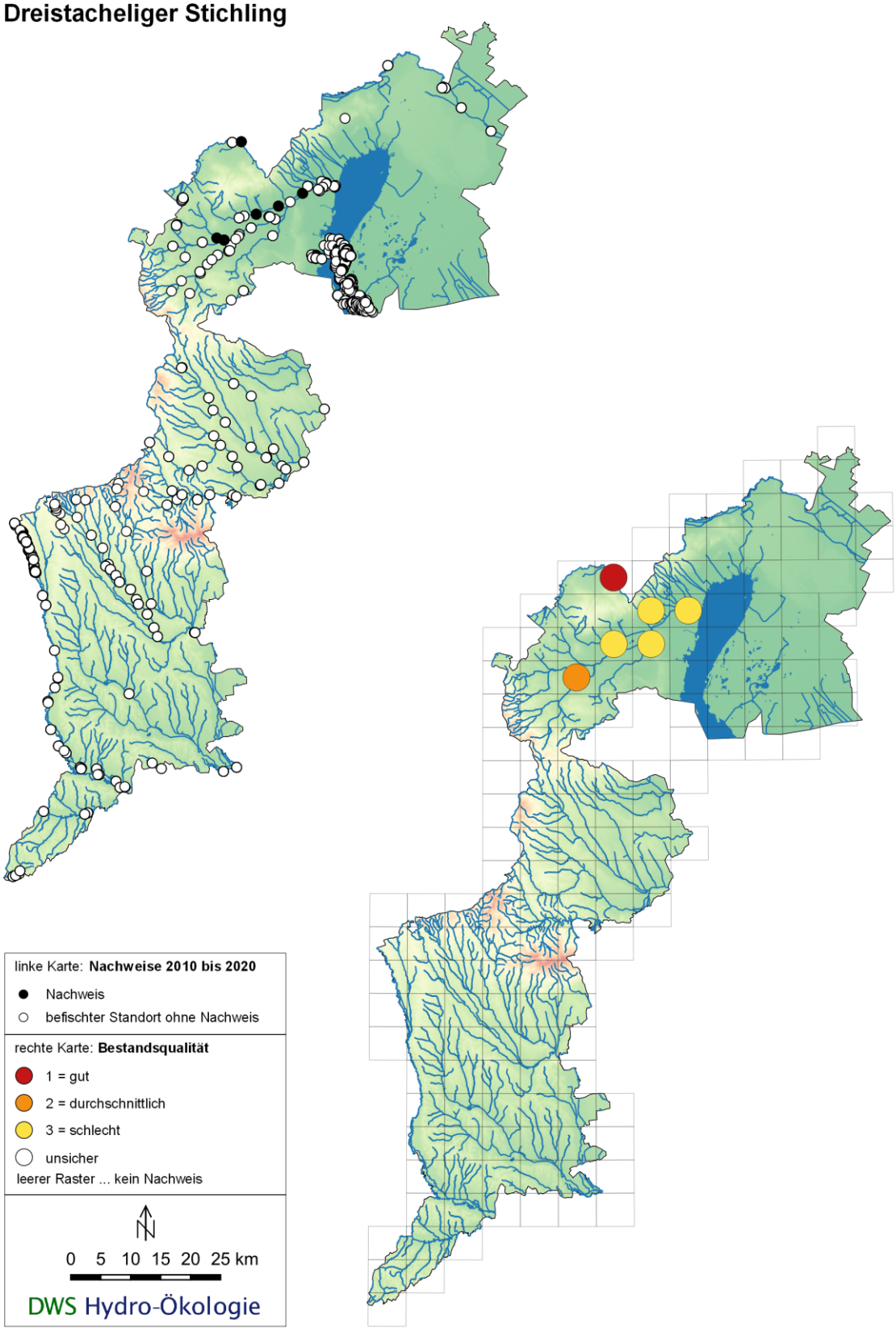
Ukrainisches Bachneunauge



Gasterosteus aculeatus

Not Evaluated

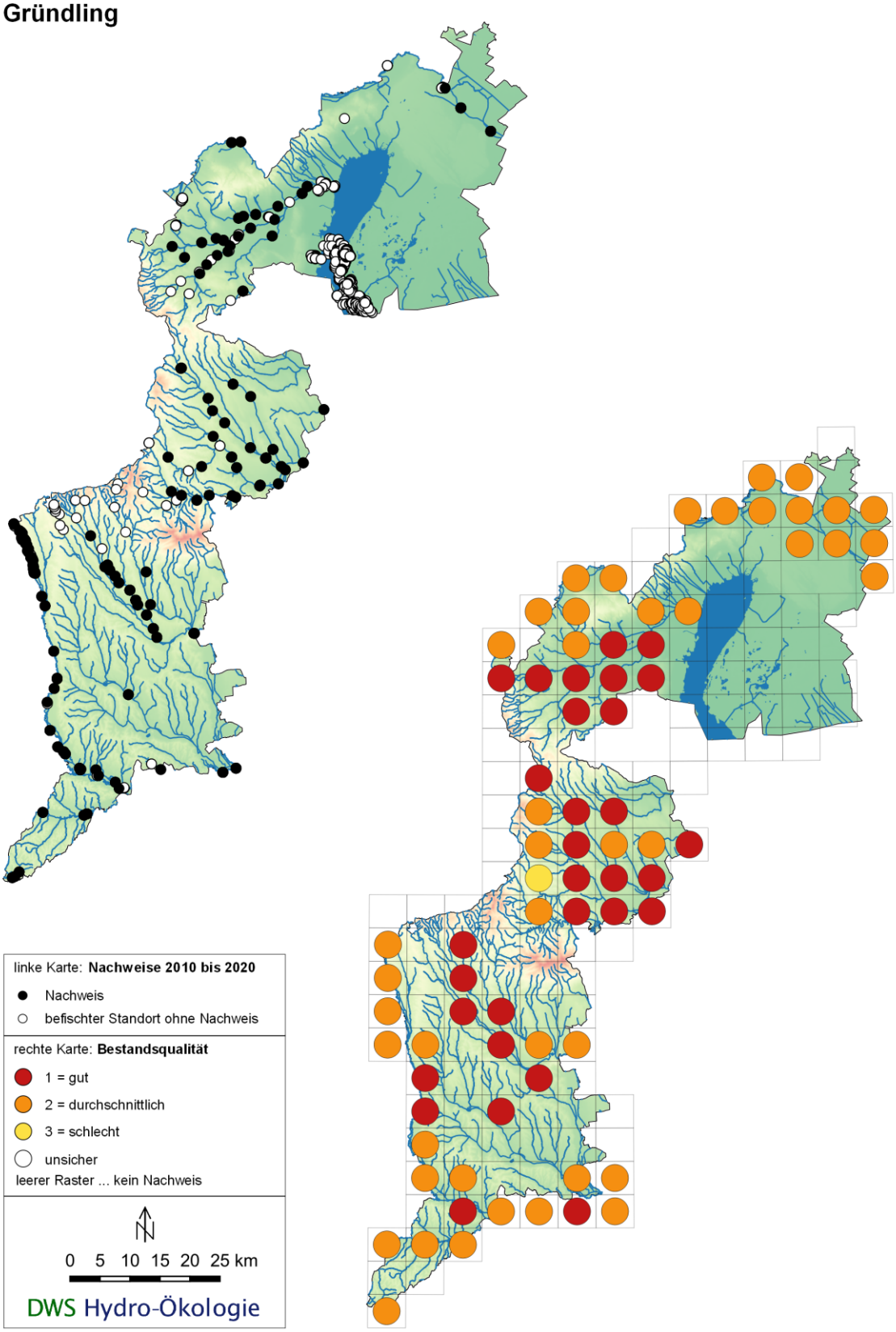
Dreistacheliger Stichling



Gobio gobio

Least Concern

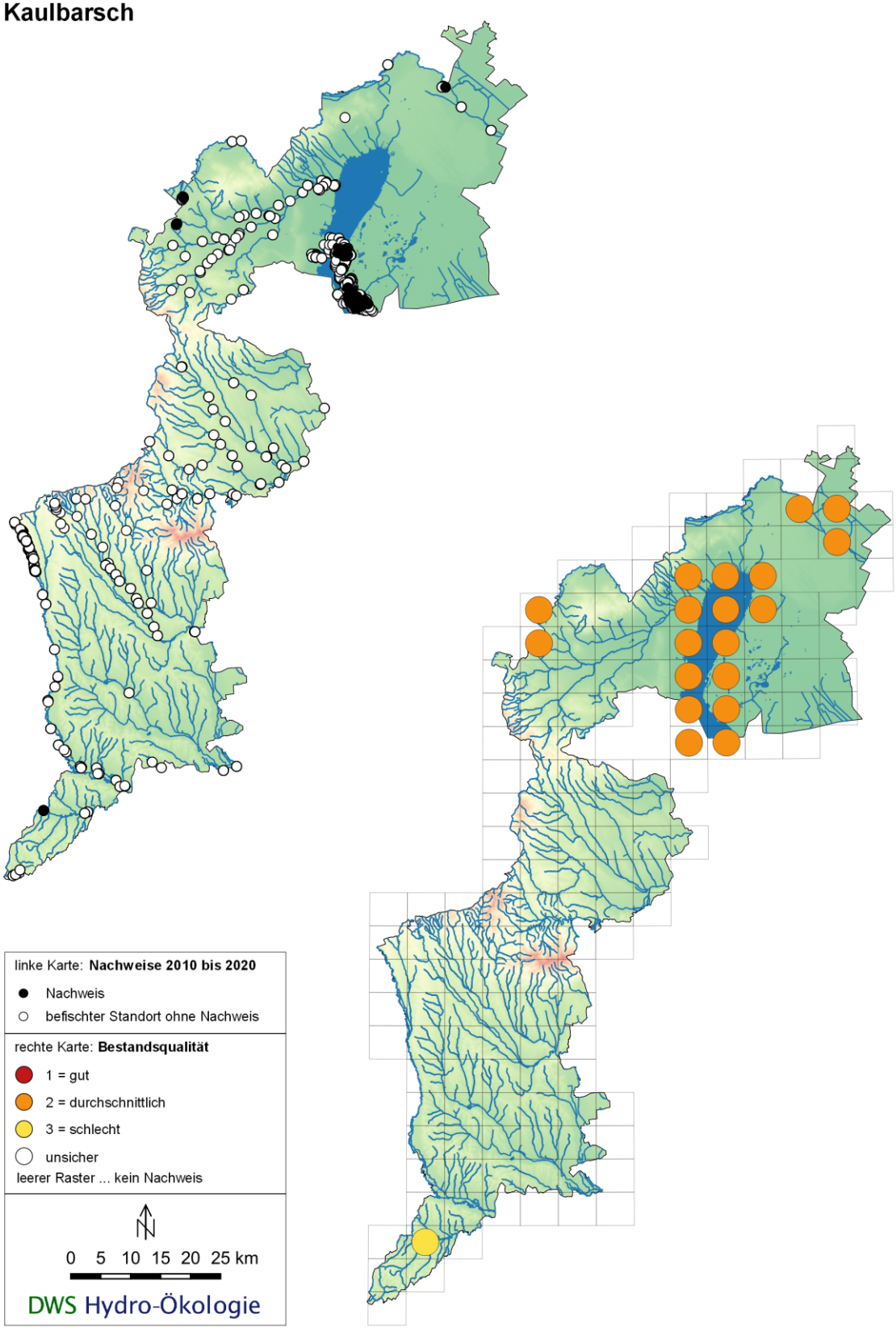
Gründling



Gymnocephalus cernua

Vulnerable

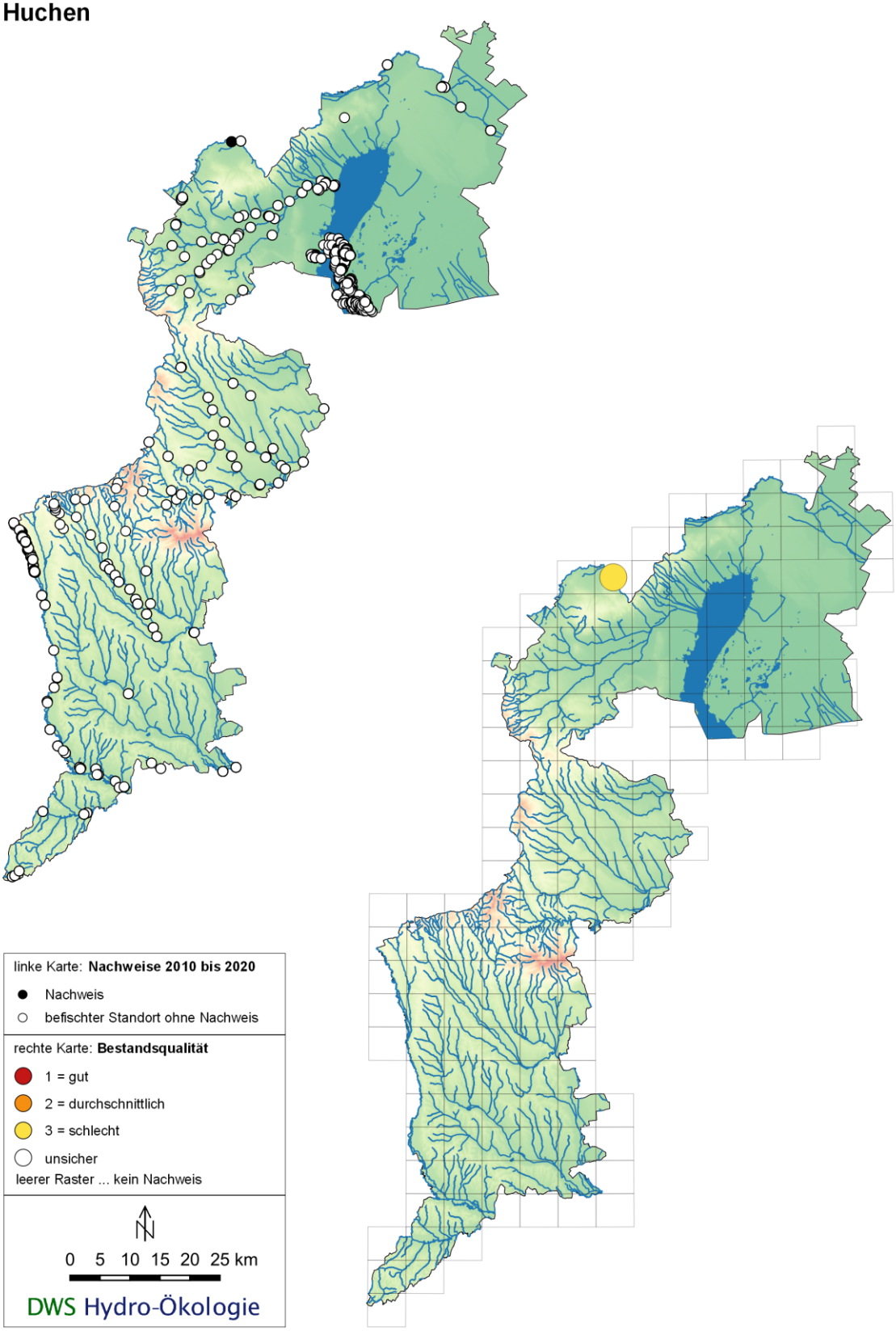
Kaulbarsch



Hucho hucho

Critically Endangered

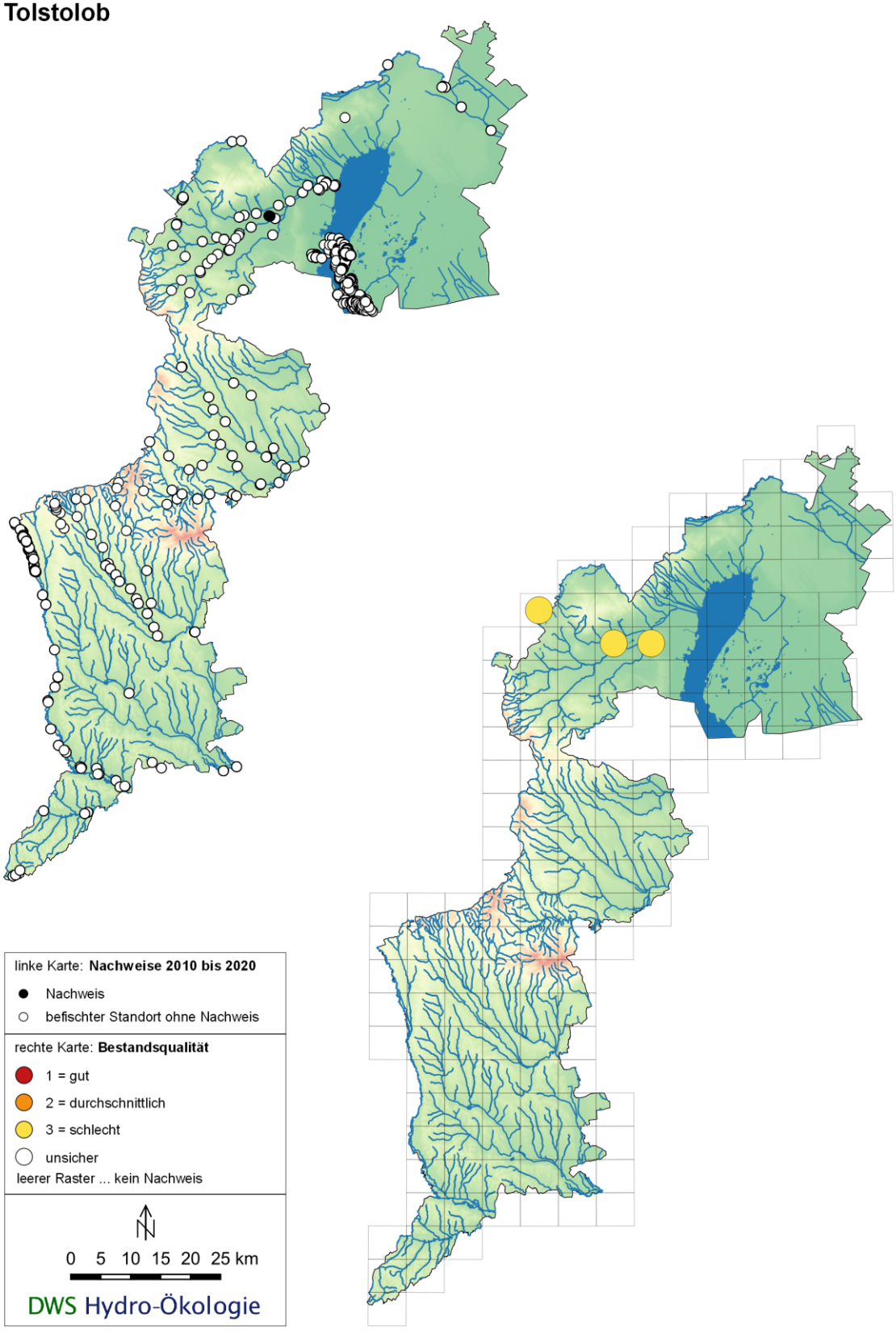
Huchen



Hypophthalmichthys molitrix

Not Evaluated

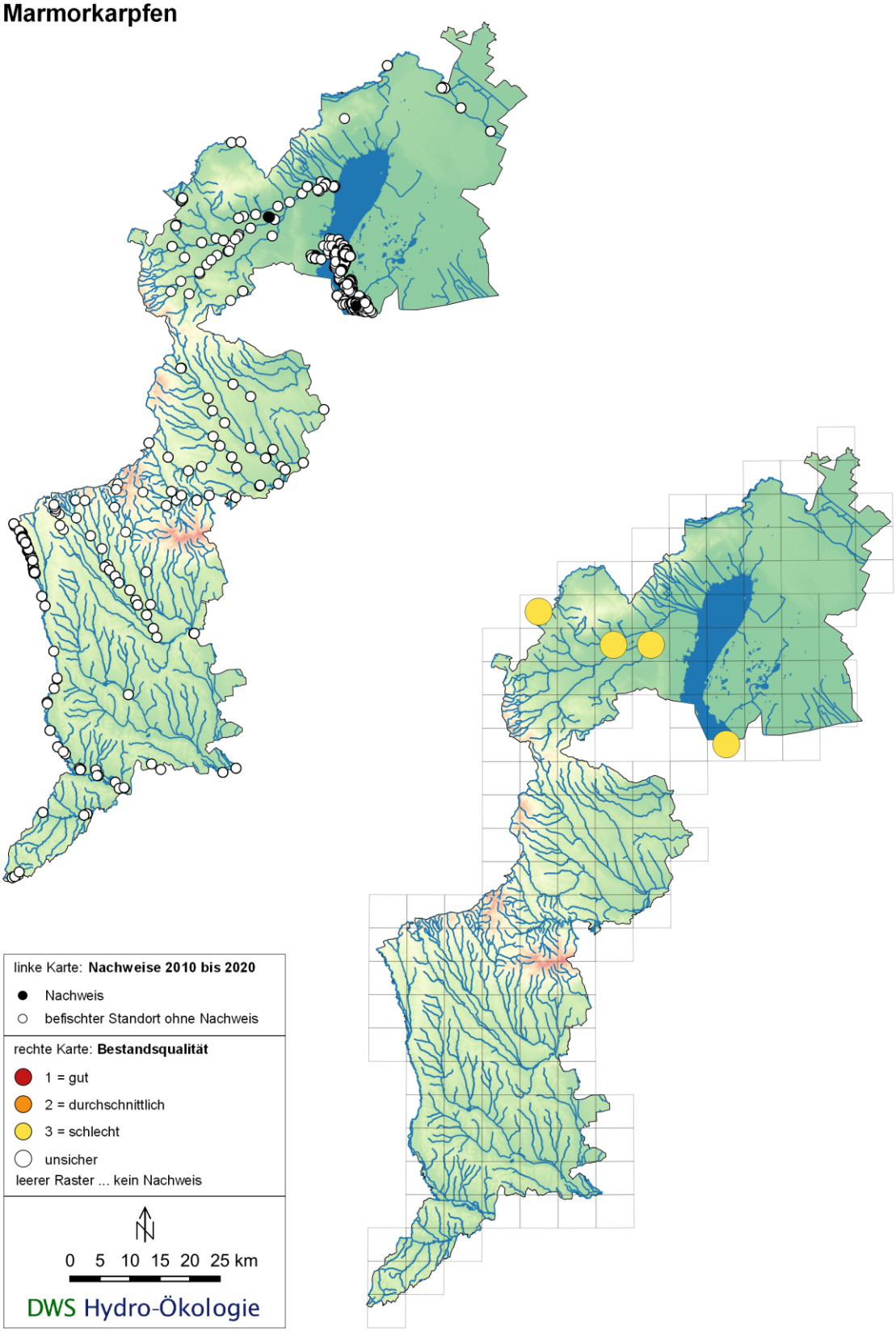
Tolstolob



Hypophthalmichthys nobilis

Not Evaluated

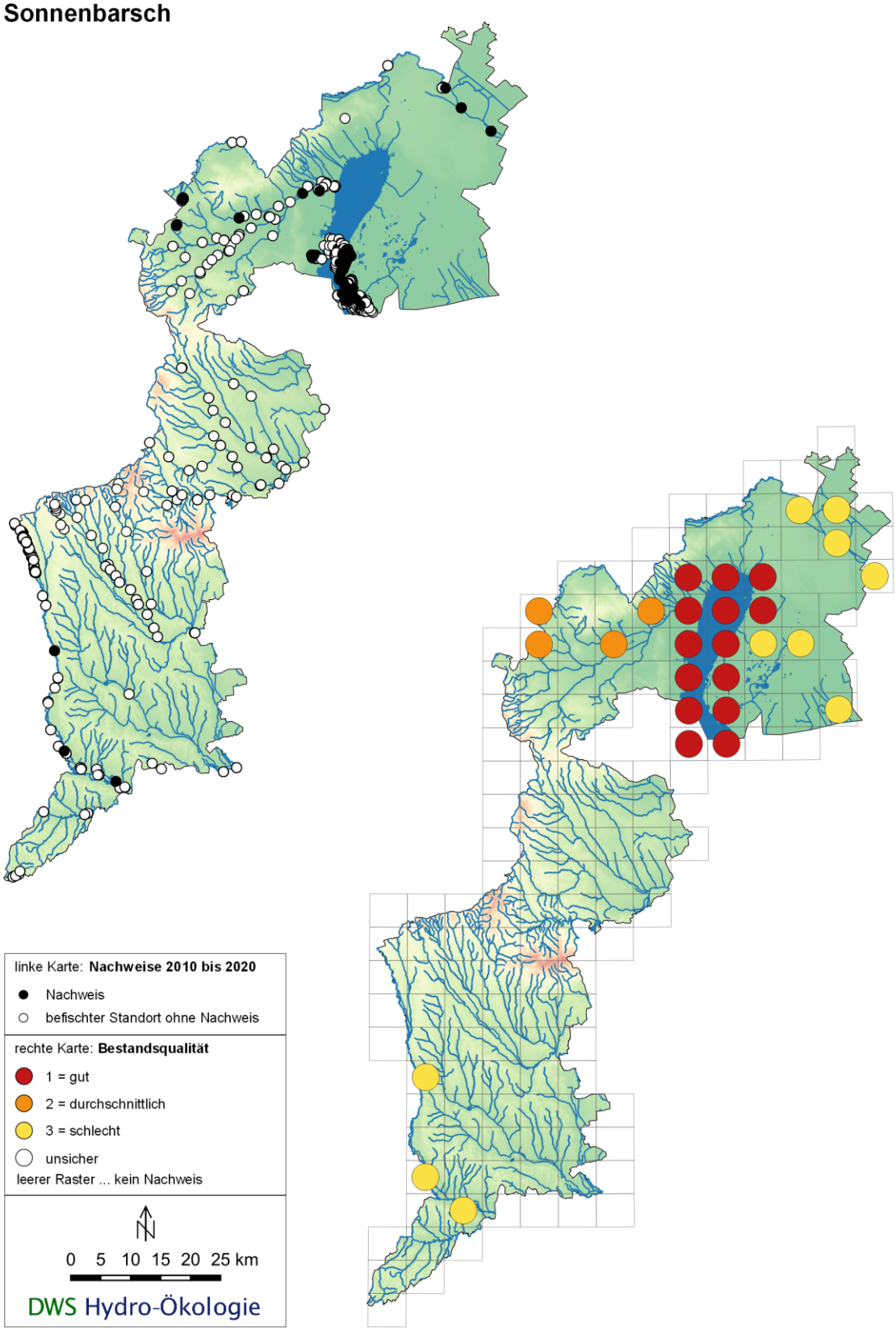
Marmorkarpfen



Lepomis gibbosus

Not Evaluated

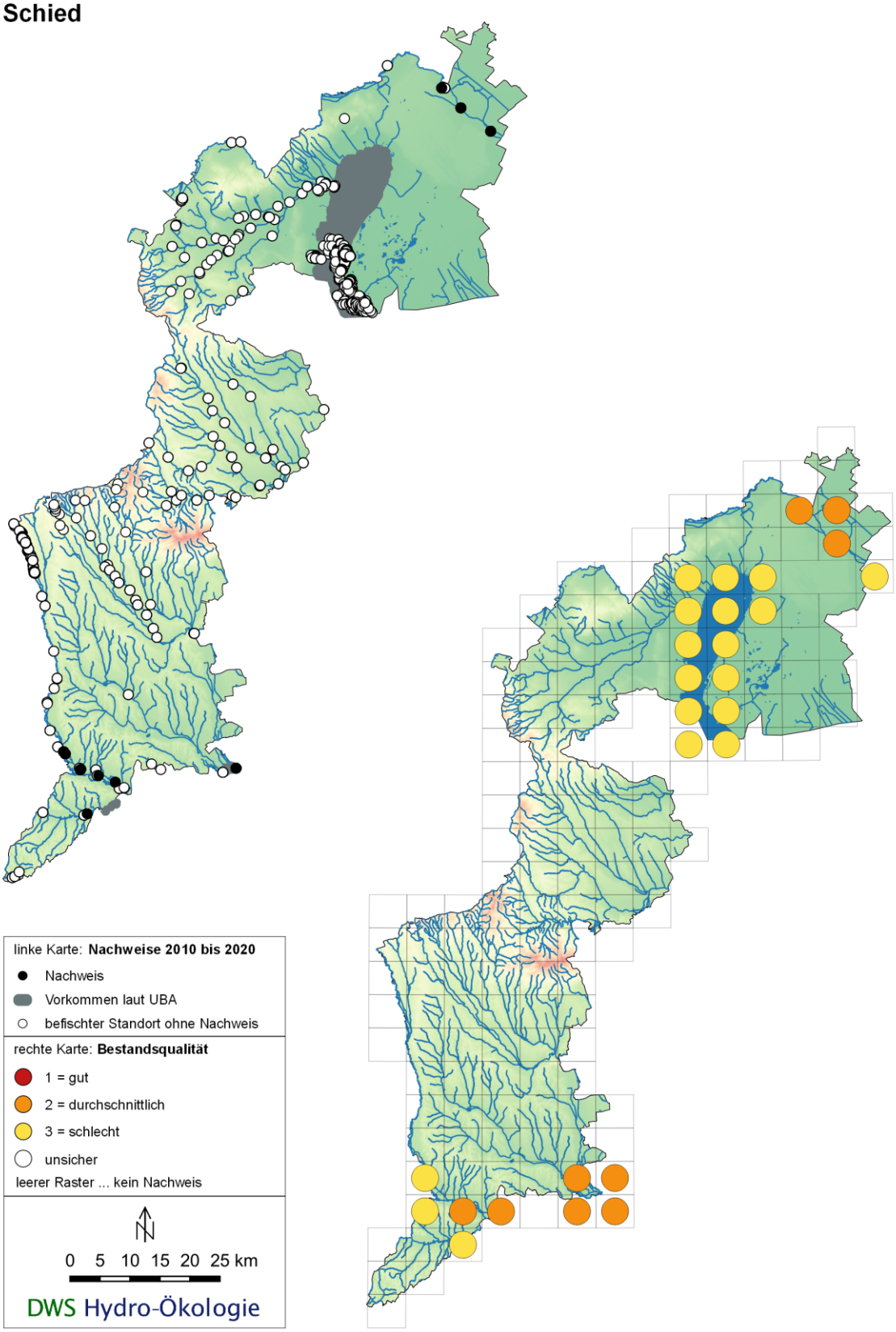
Sonnenbarsch



Leuciscus aspius

Endangered

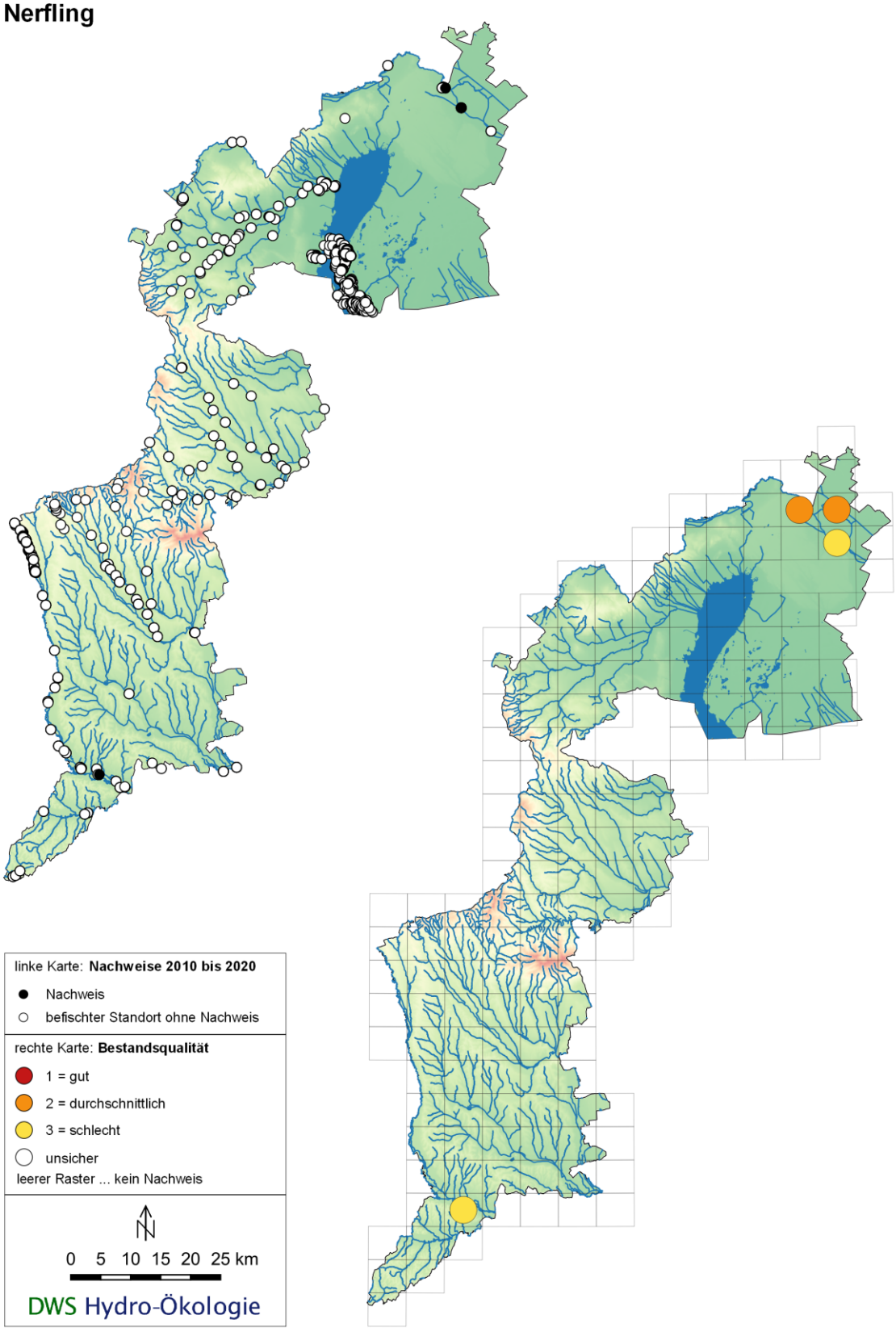
Schied



Leuciscus idus

Critically Endangered

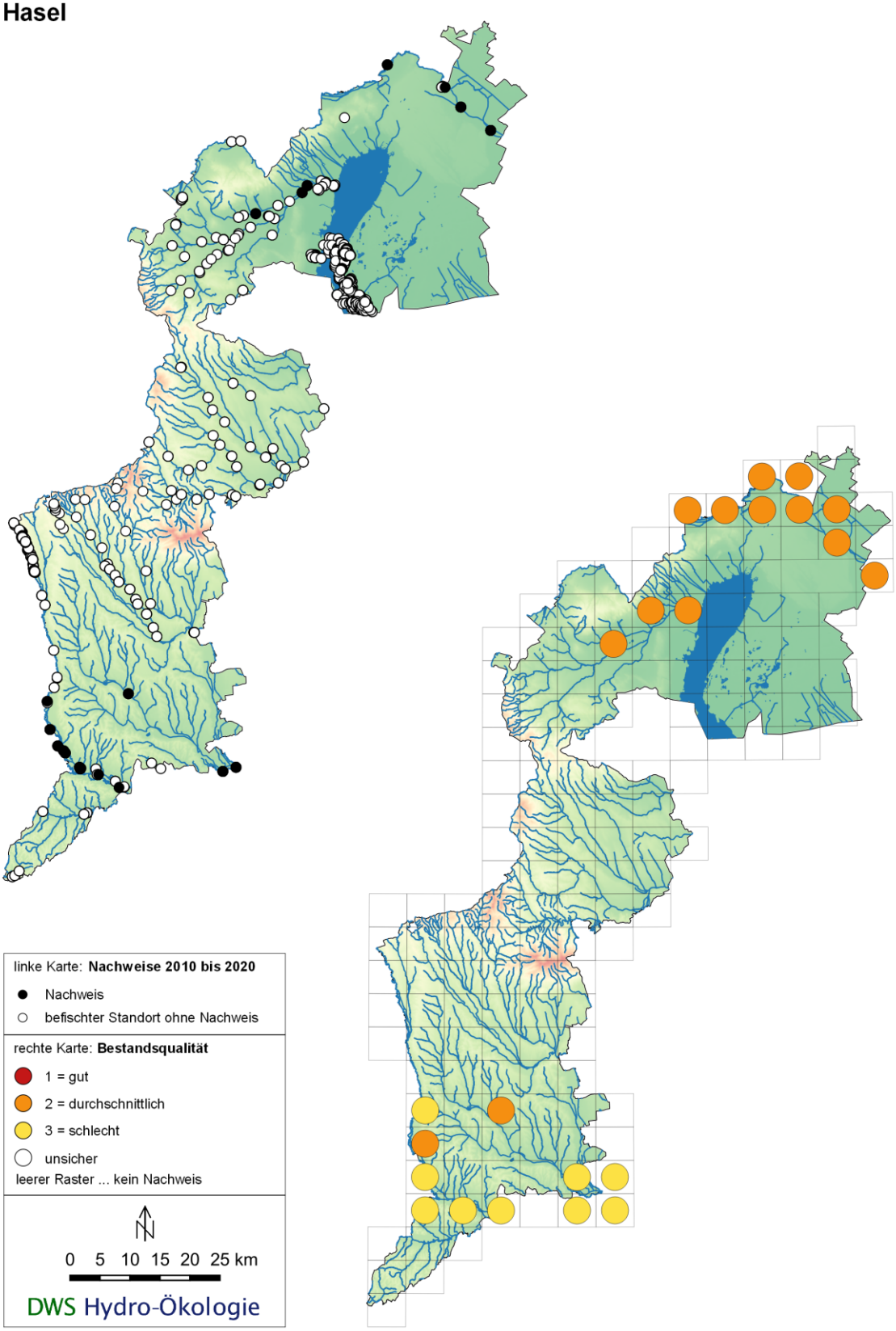
Nerfling



Leuciscus leuciscus

Vulnerable

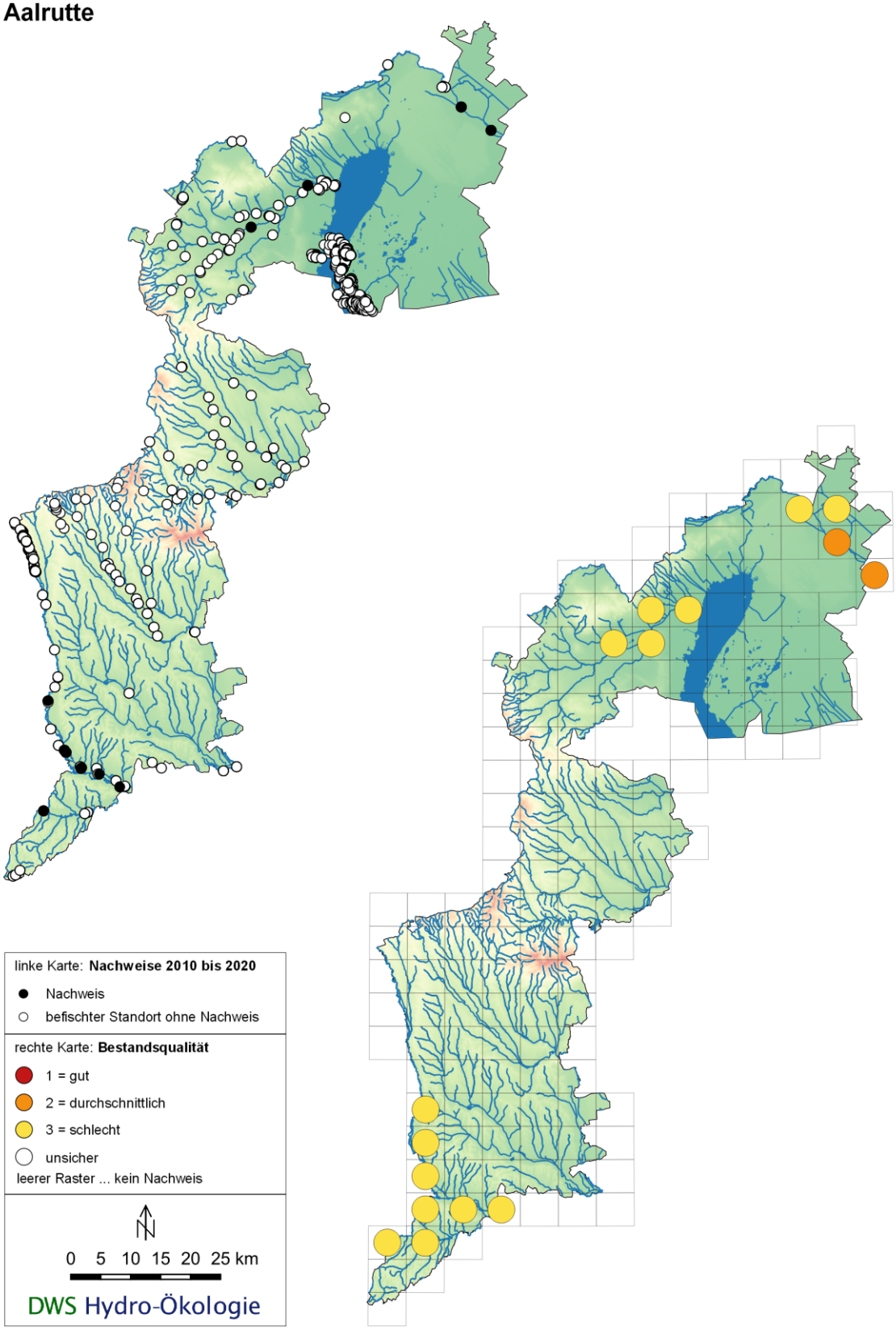
Hasel



Lota lota

Endangered

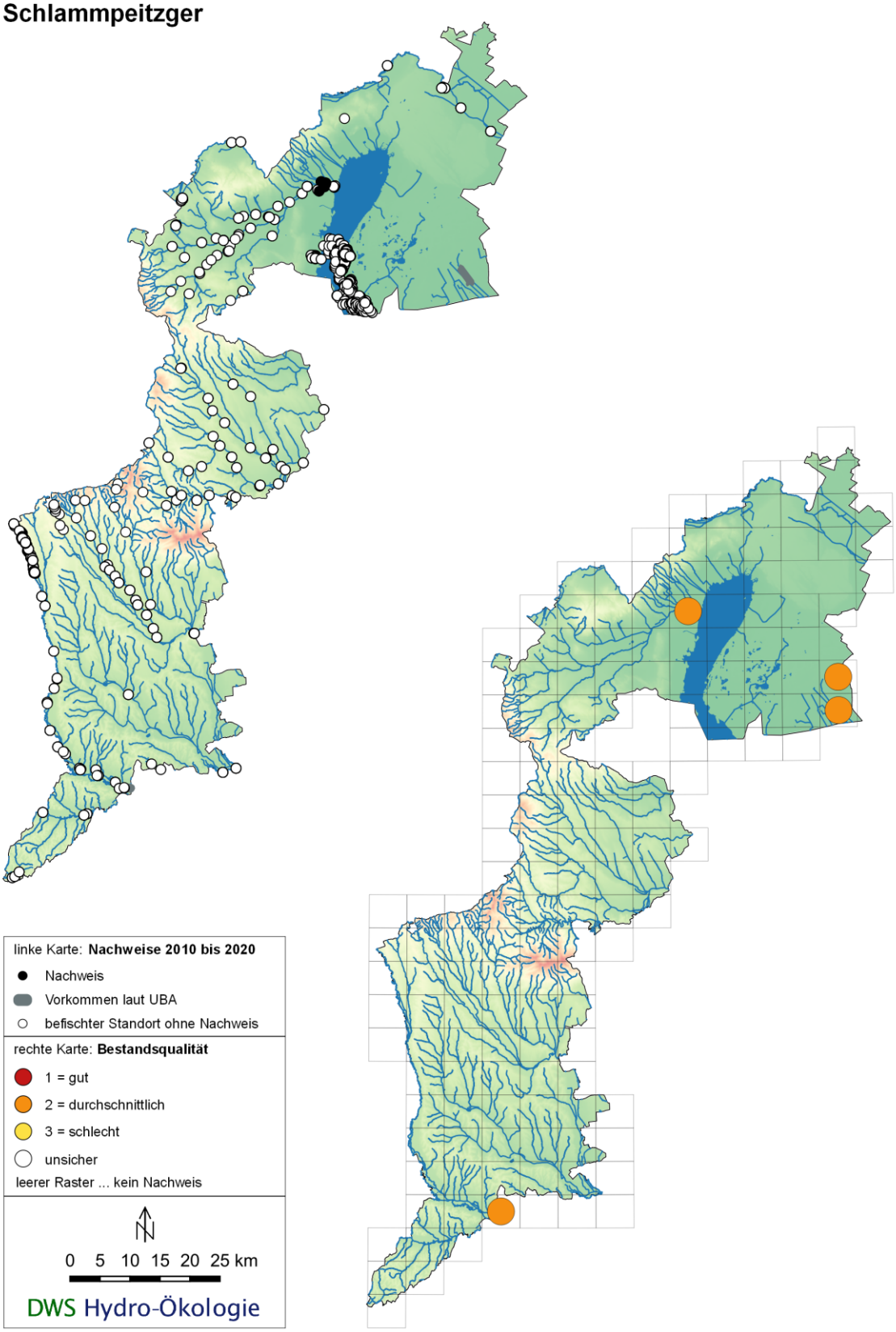
Aalrutte



Misgurnus fossilis

Schlammpeitzger

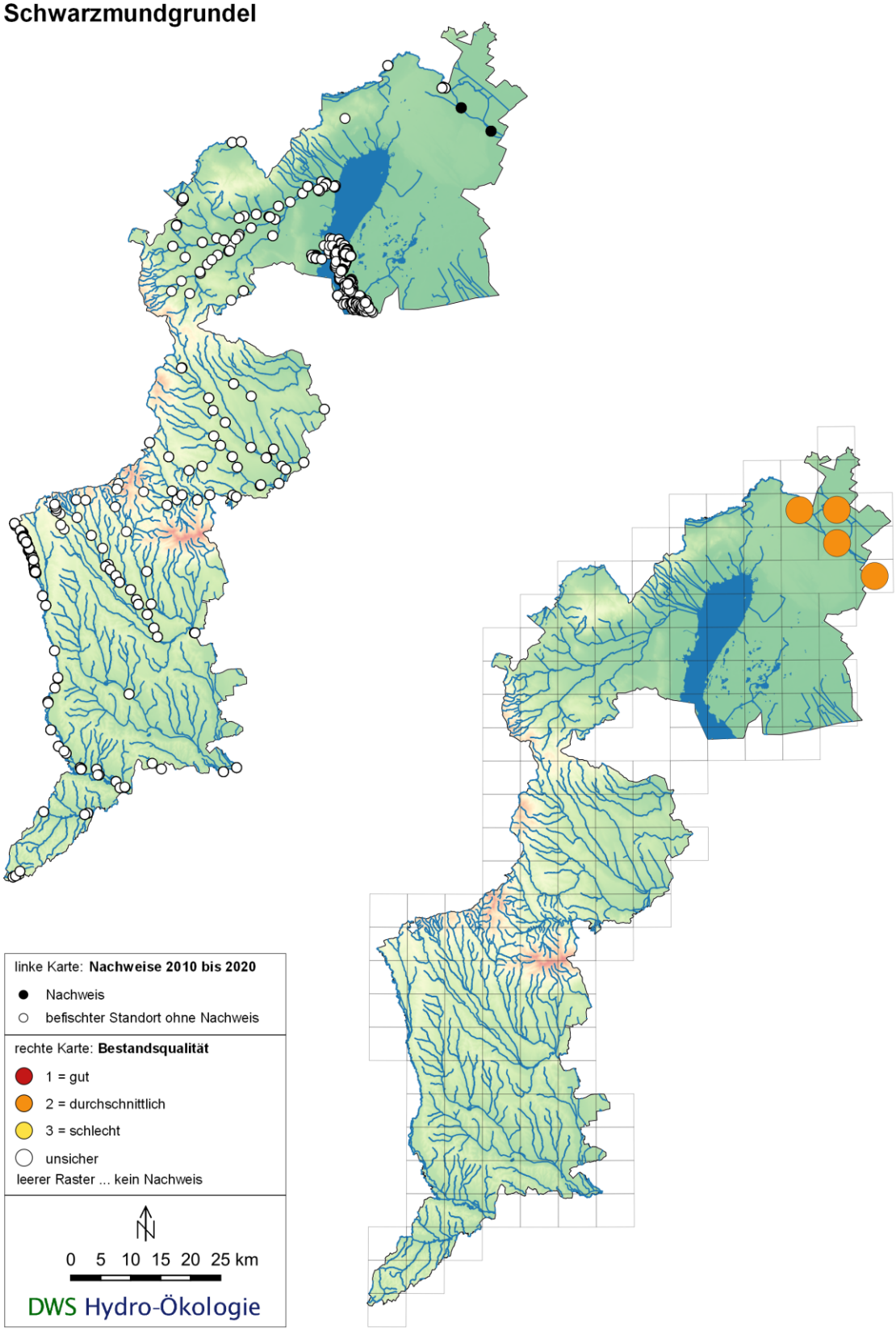
Critically Endangered



Neogobius melanostomus

Not Evaluated

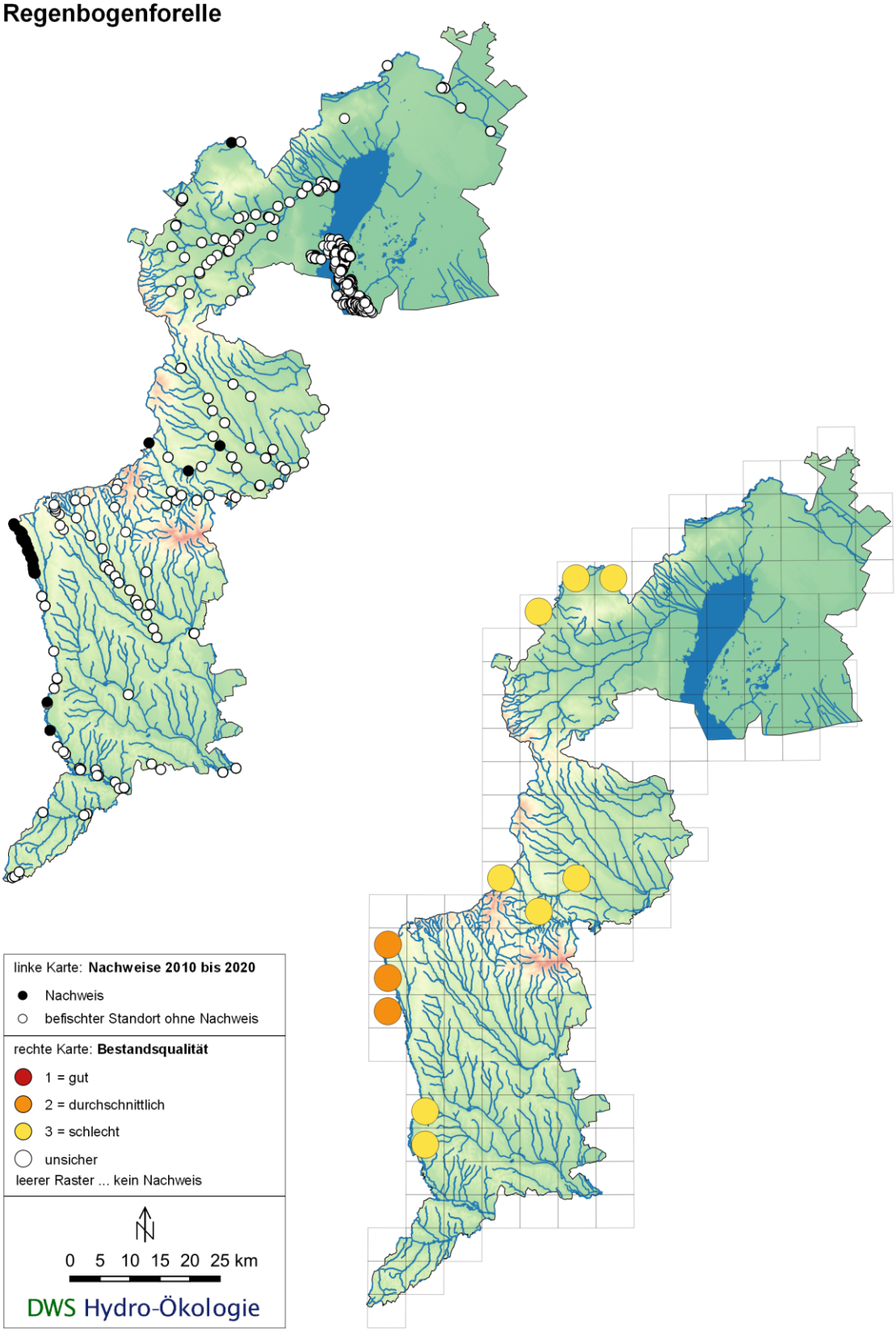
Schwarzmundgrundel



Oncorhynchus mykiss

Not Evaluated

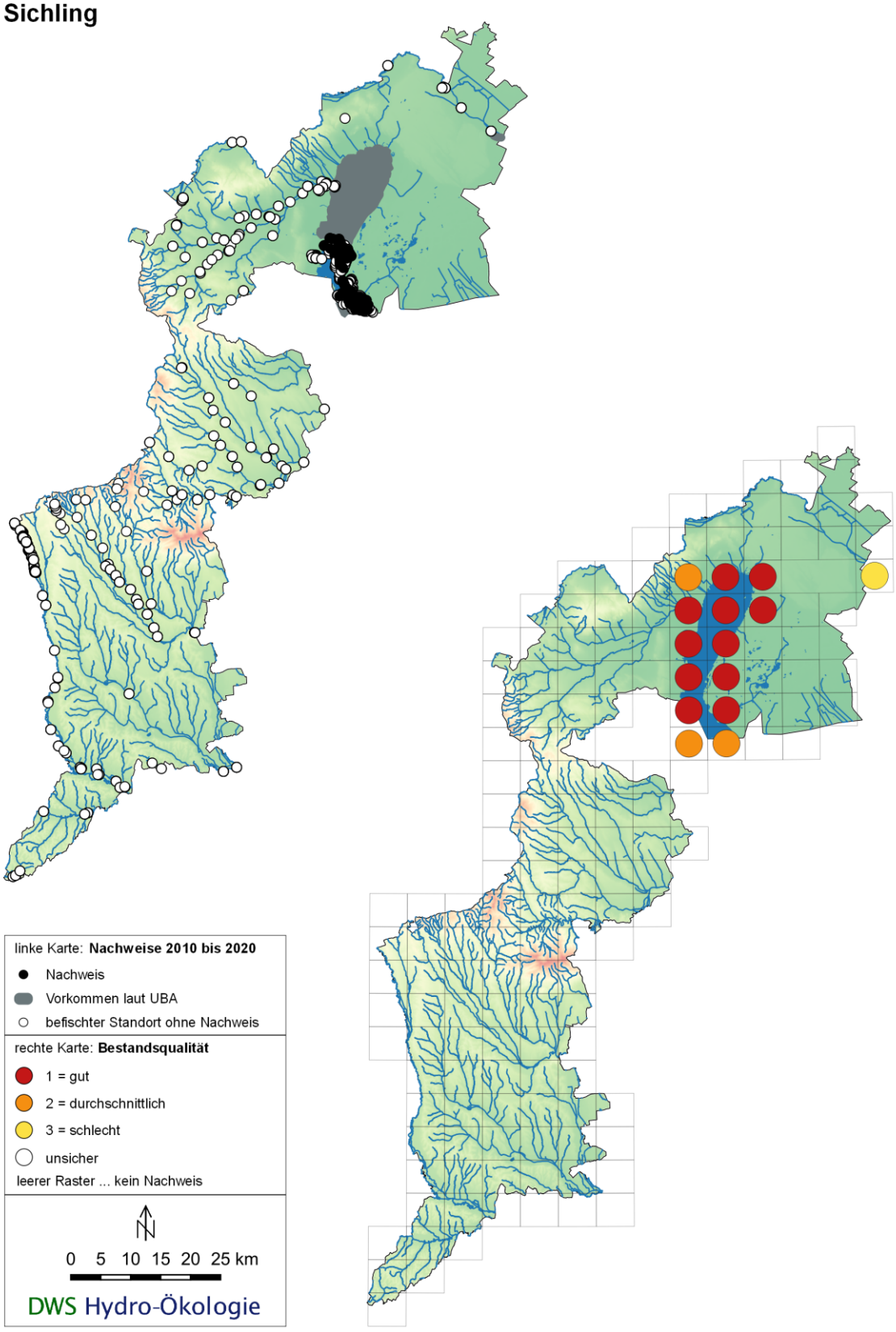
Regenbogenforelle



Pelecus cultratus

Vulnerable

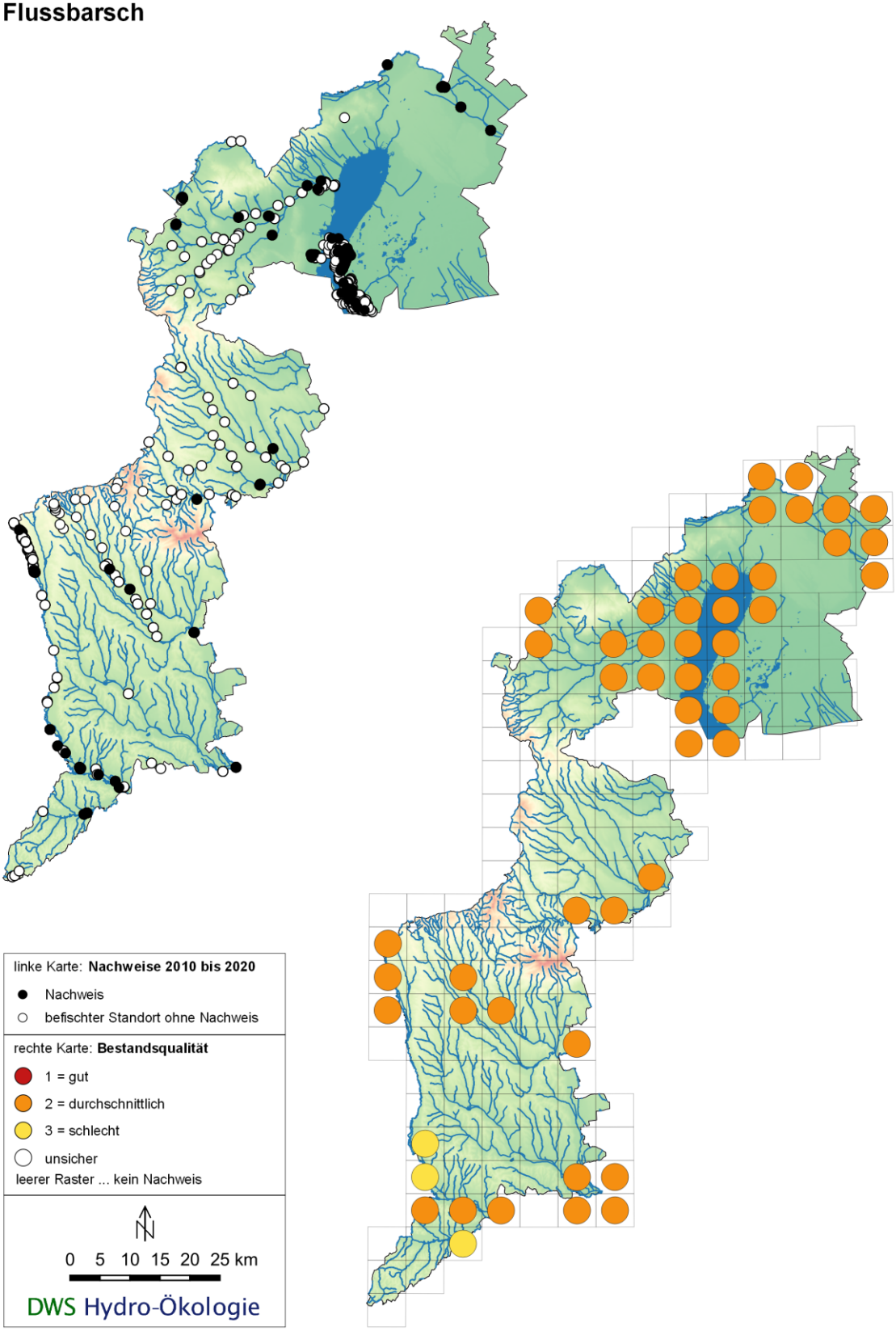
Sichling



Perca fluviatilis

Flussbarsch

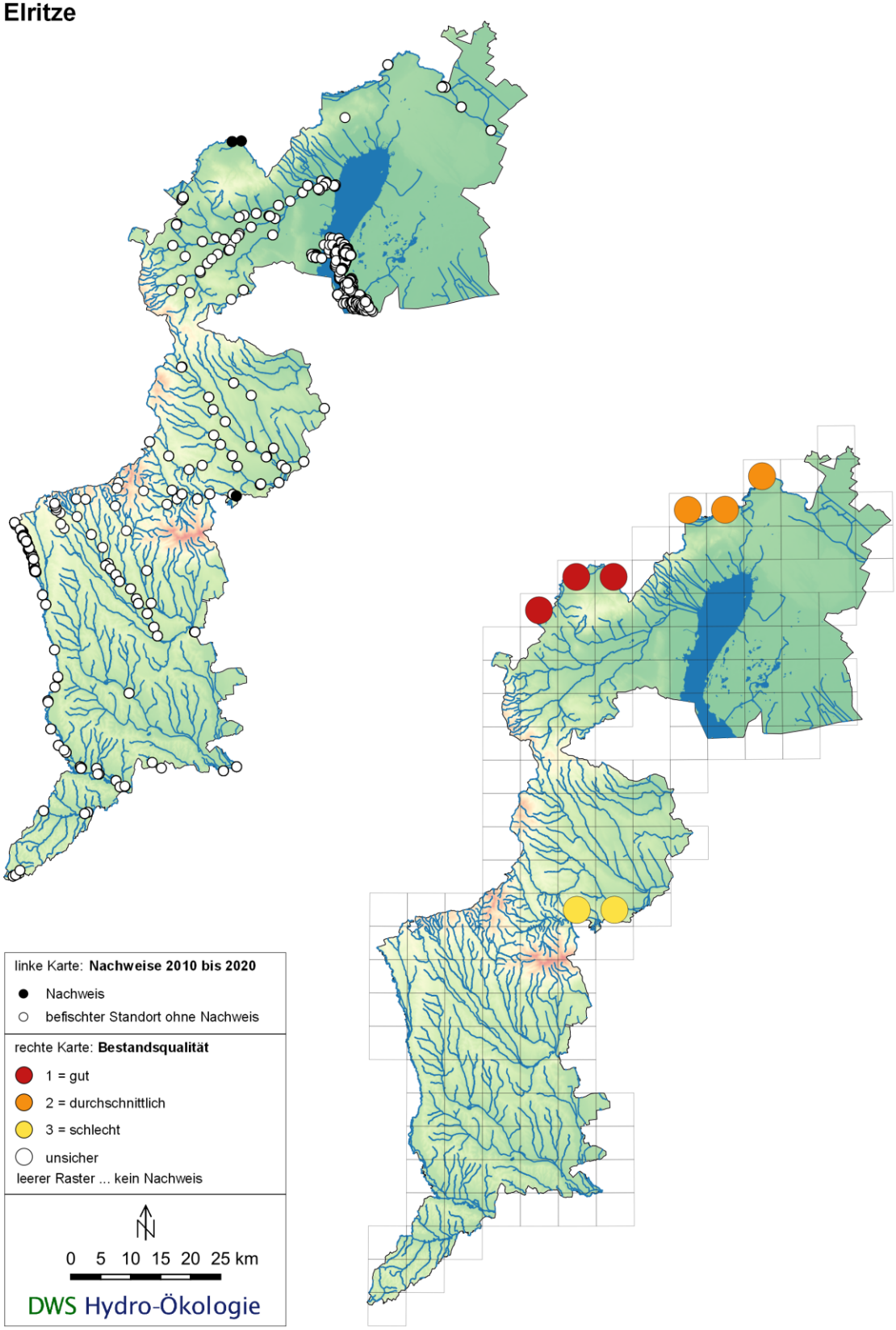
Near Threatened



Phoxinus phoxinus

Endangered

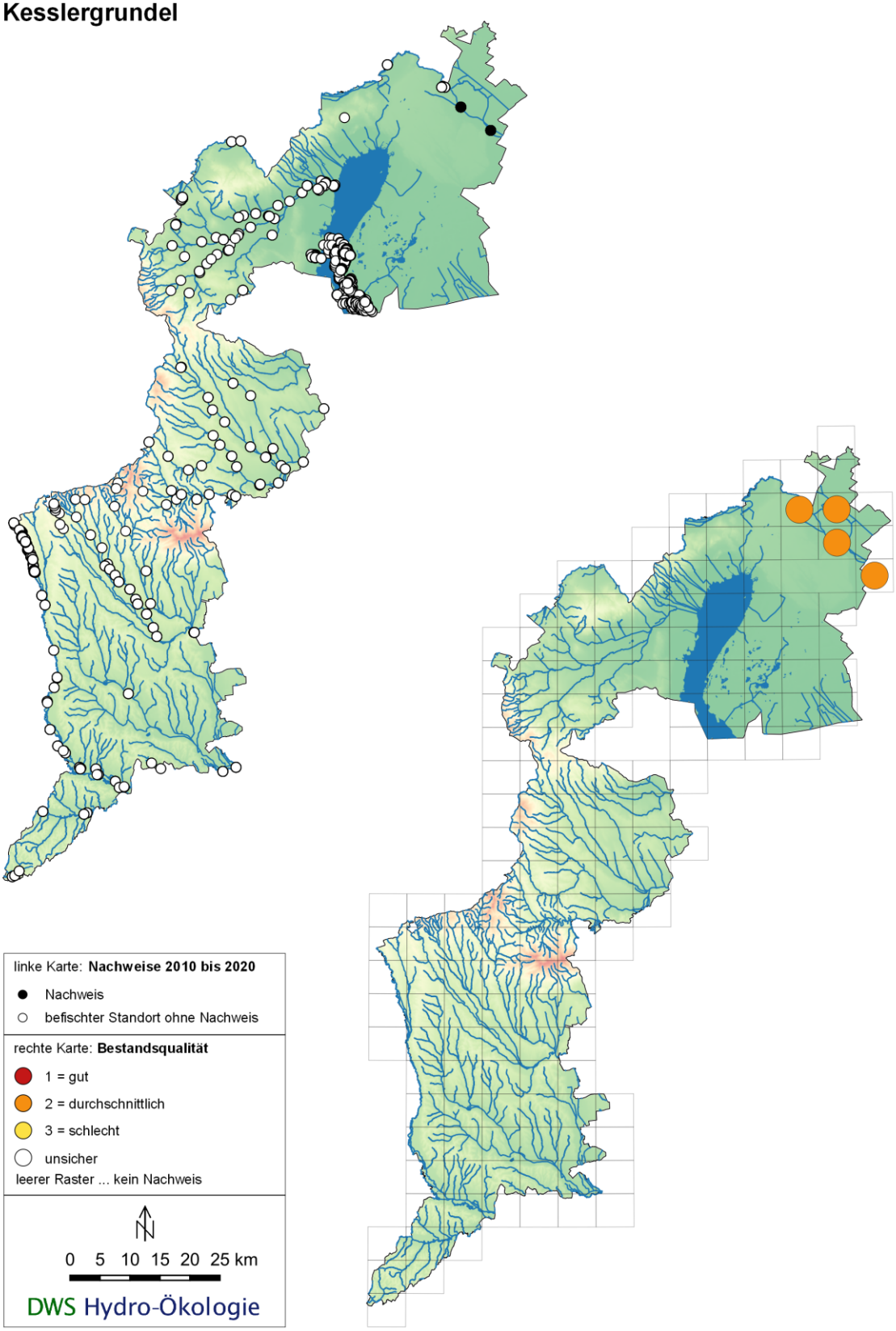
Elritze



Ponticola kessleri

Not Evaluated

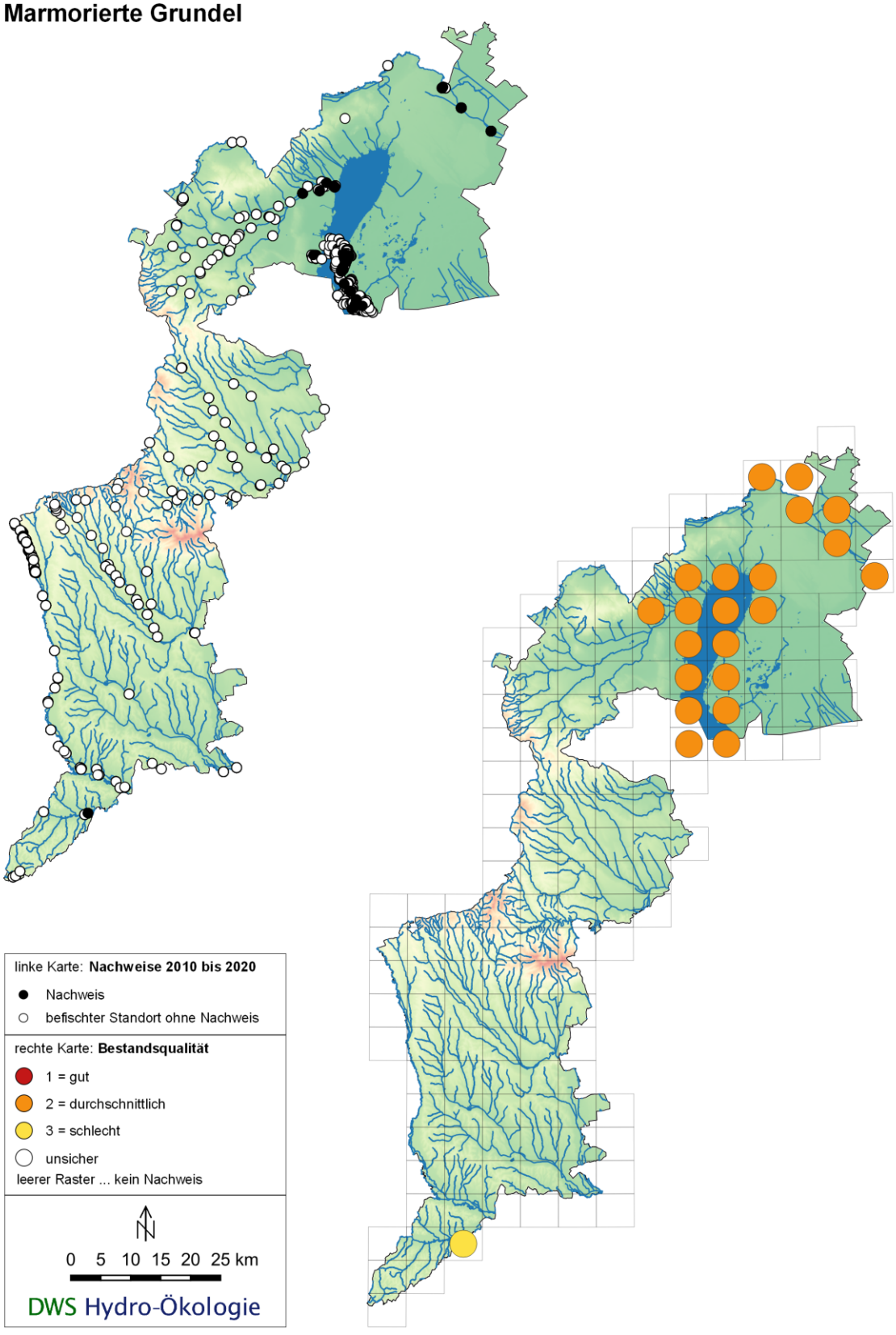
Kesslergrundel



Proterorhinus semilunaris

Vulnerable

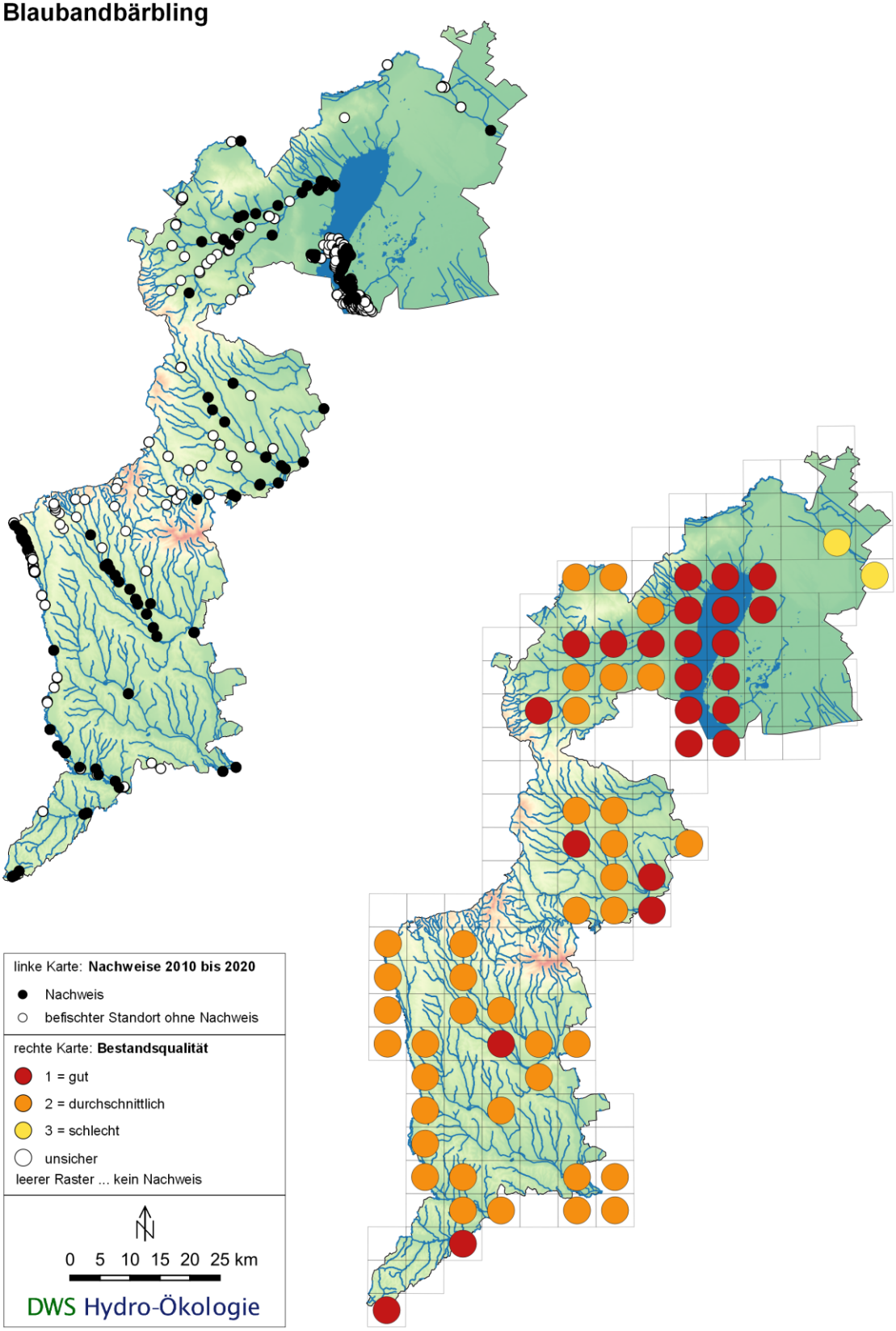
Marmorierte Grundel



Pseudorasbora parva

Not Evaluated

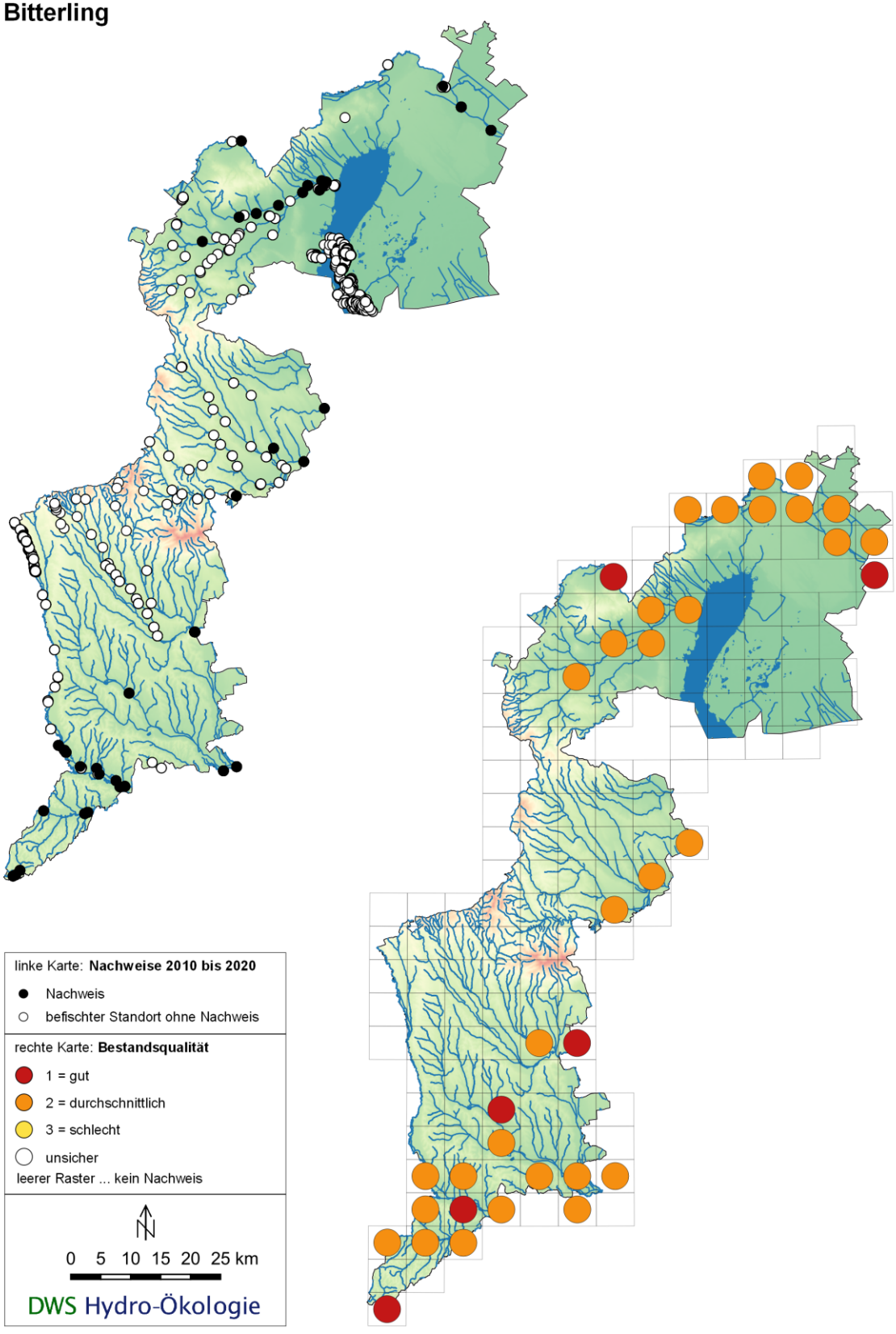
Blaubandbärbling



Rhodeus amarus

Least Concern

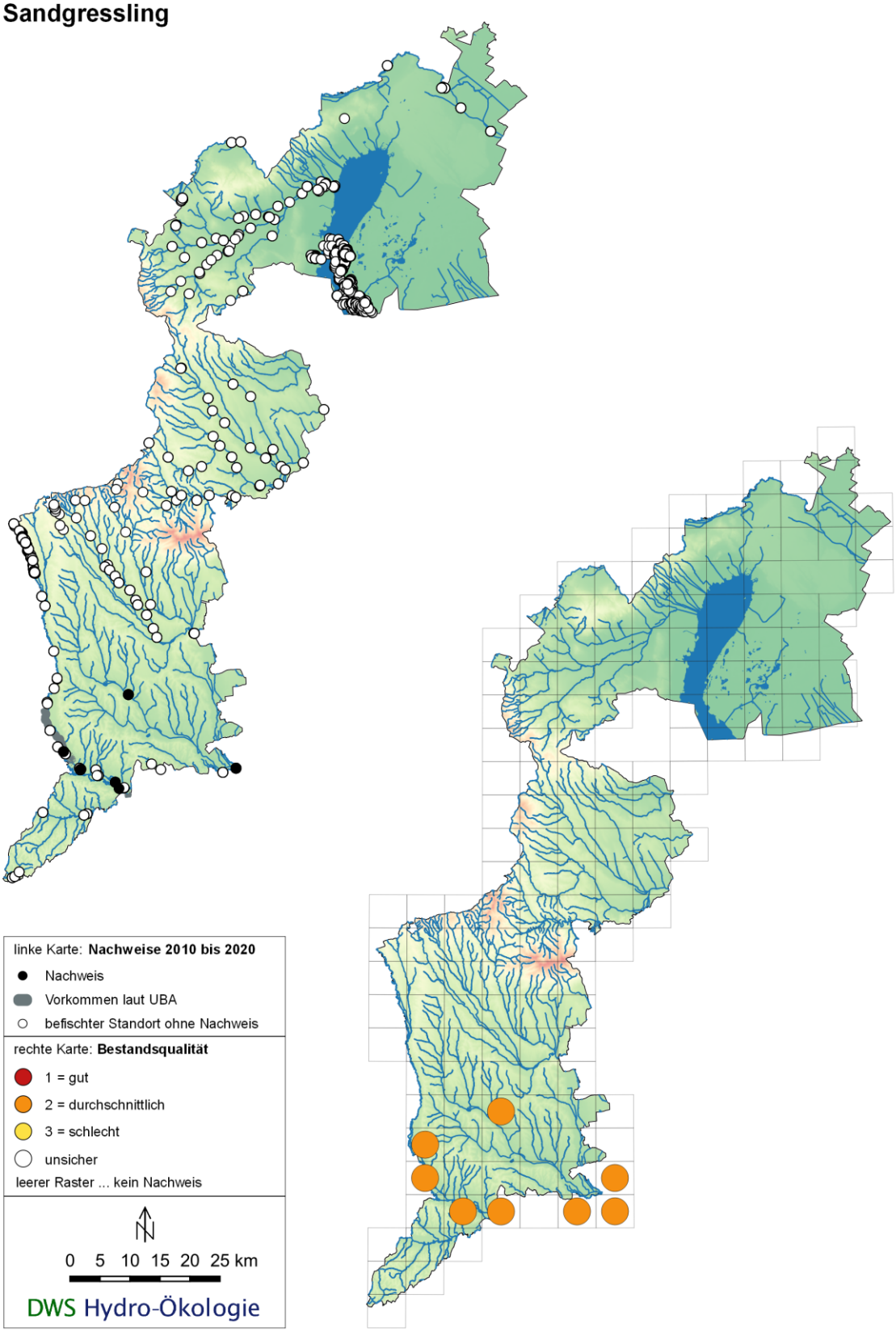
Bitterling



Romanogobio carpathorossicus

Endangered

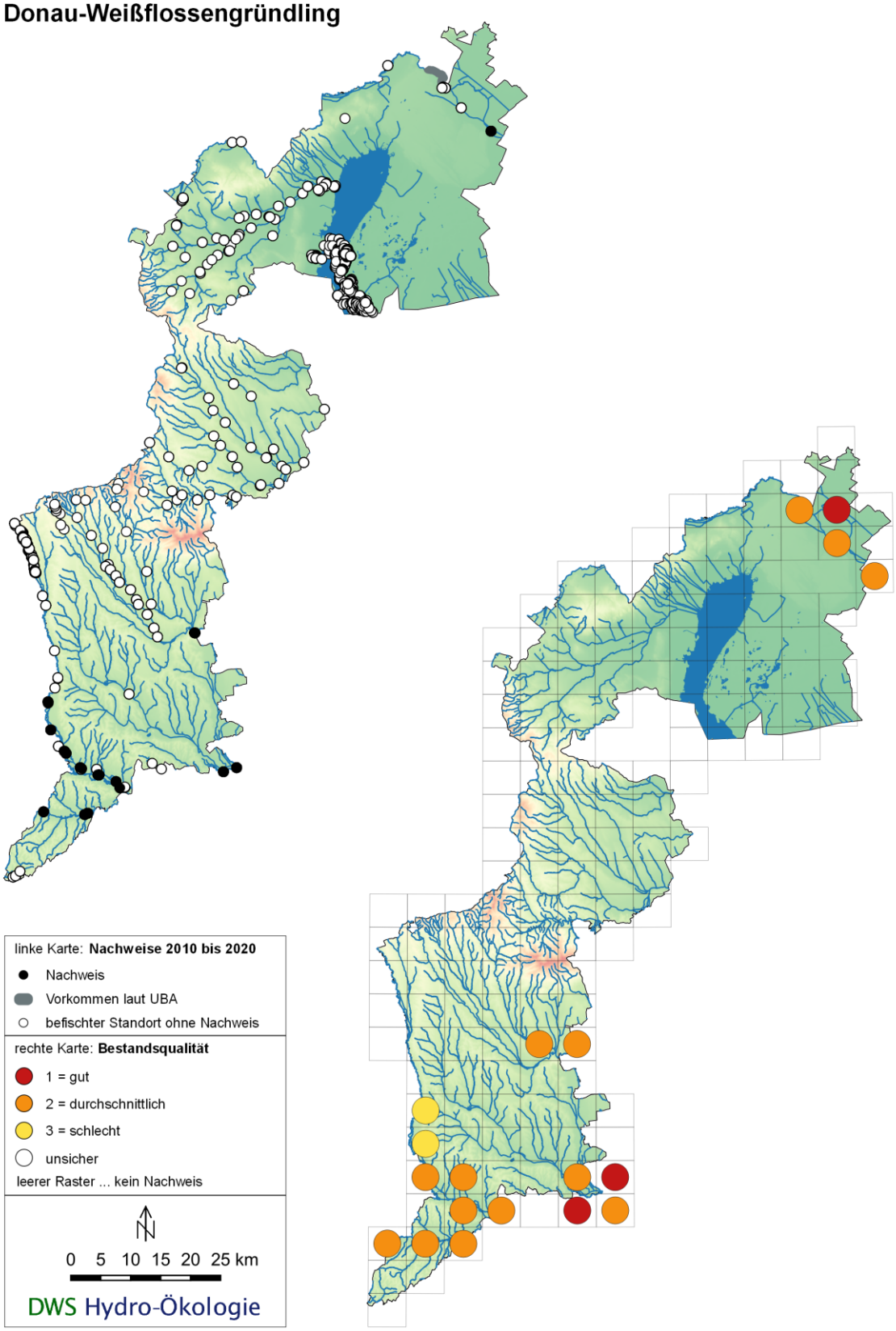
Sandgressling



Romanogobio vladykovi

Vulnerable

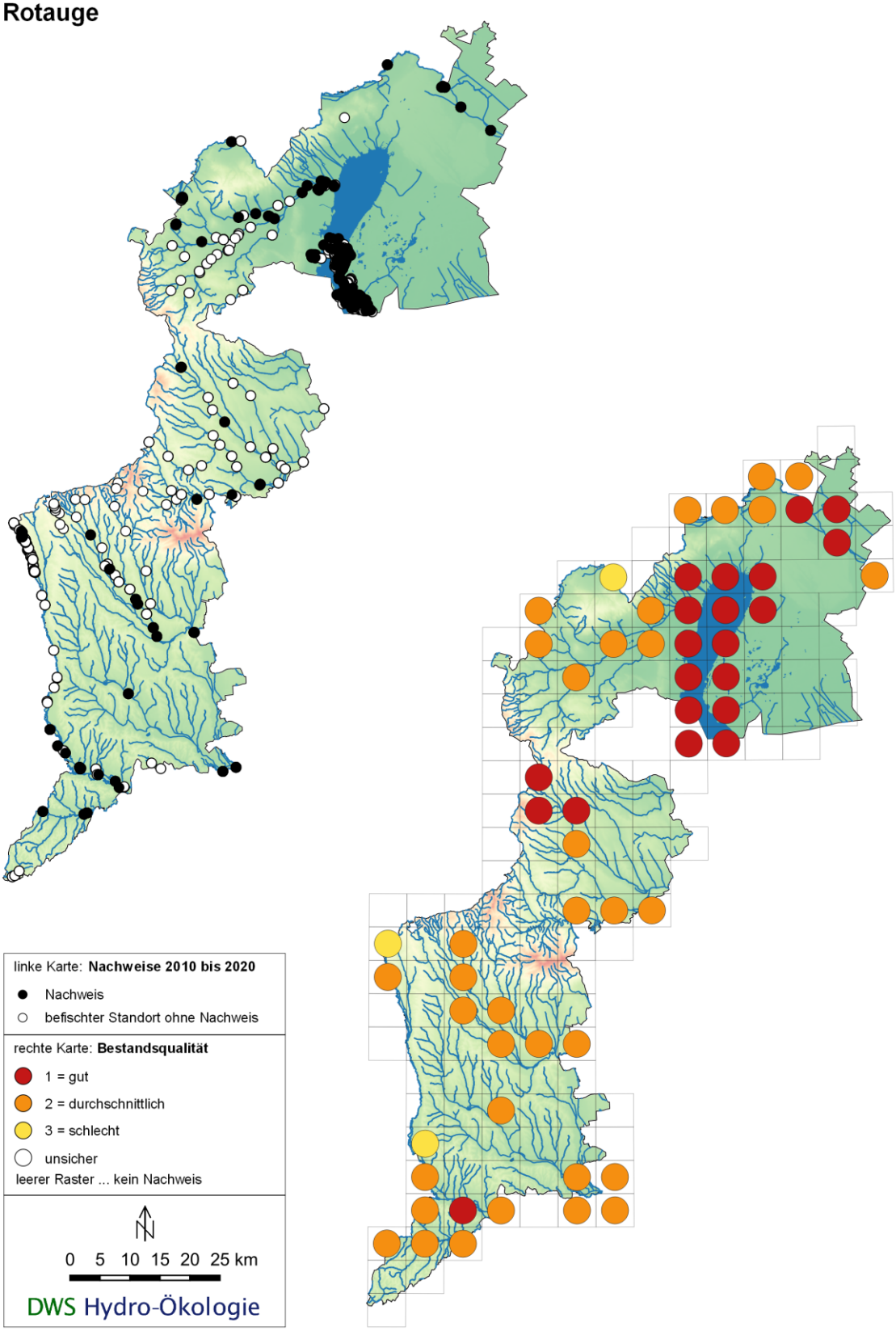
Donau-Weißflossengründling



Rutilus rutilus

Least Concern

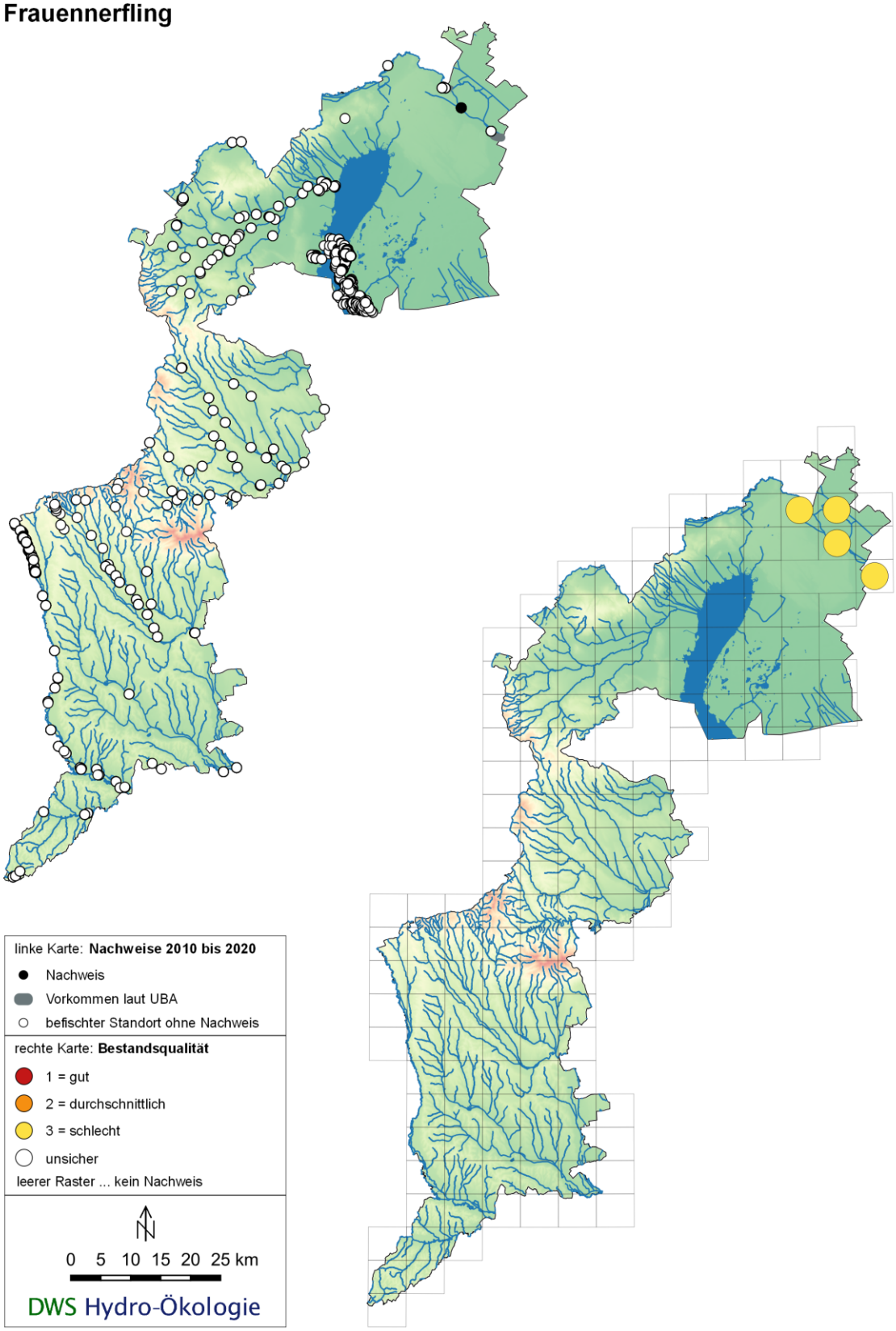
Rotauge



Rutilus virgo

Frauennerfling

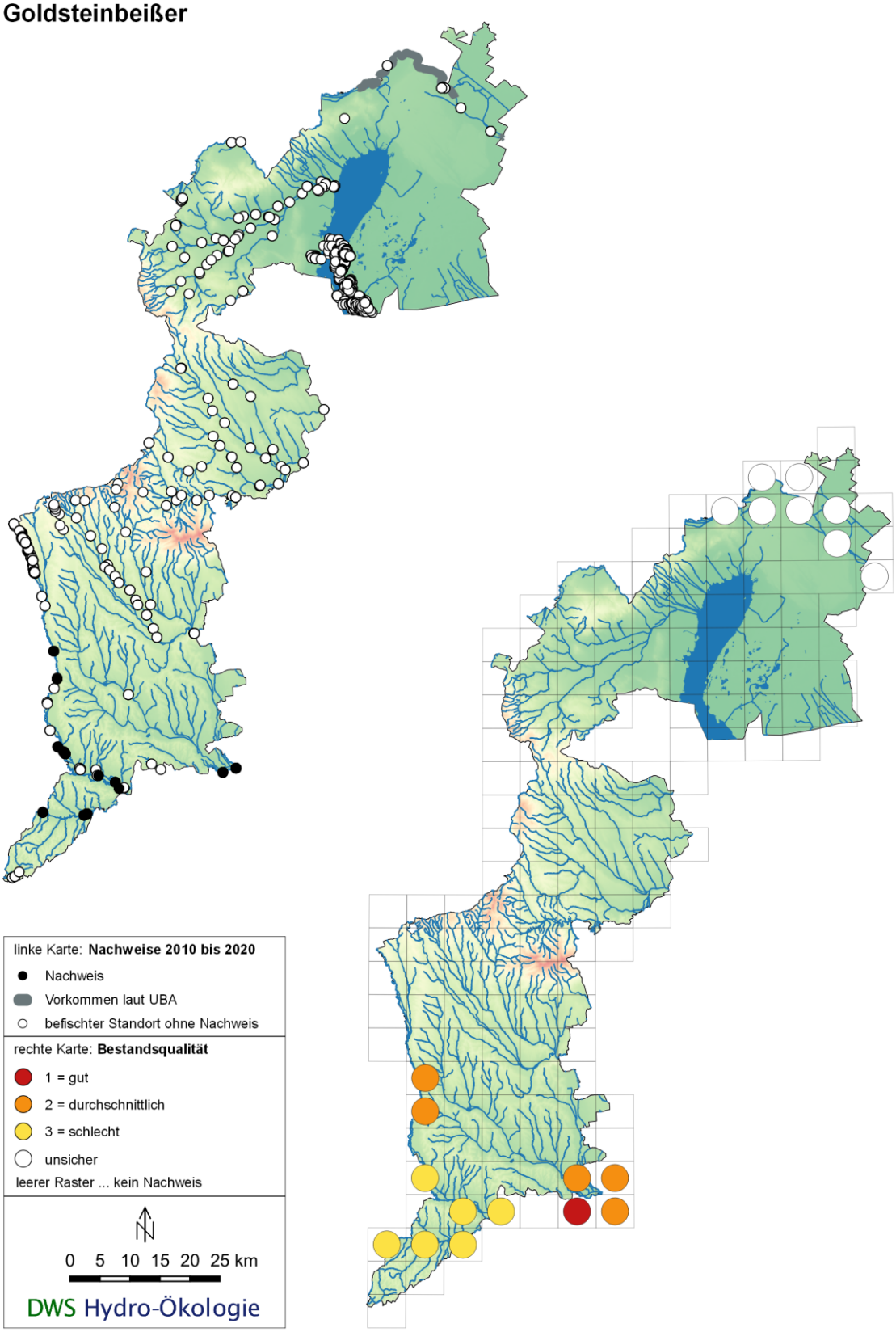
Endangered



Sabanejewia balcanica

Endangered

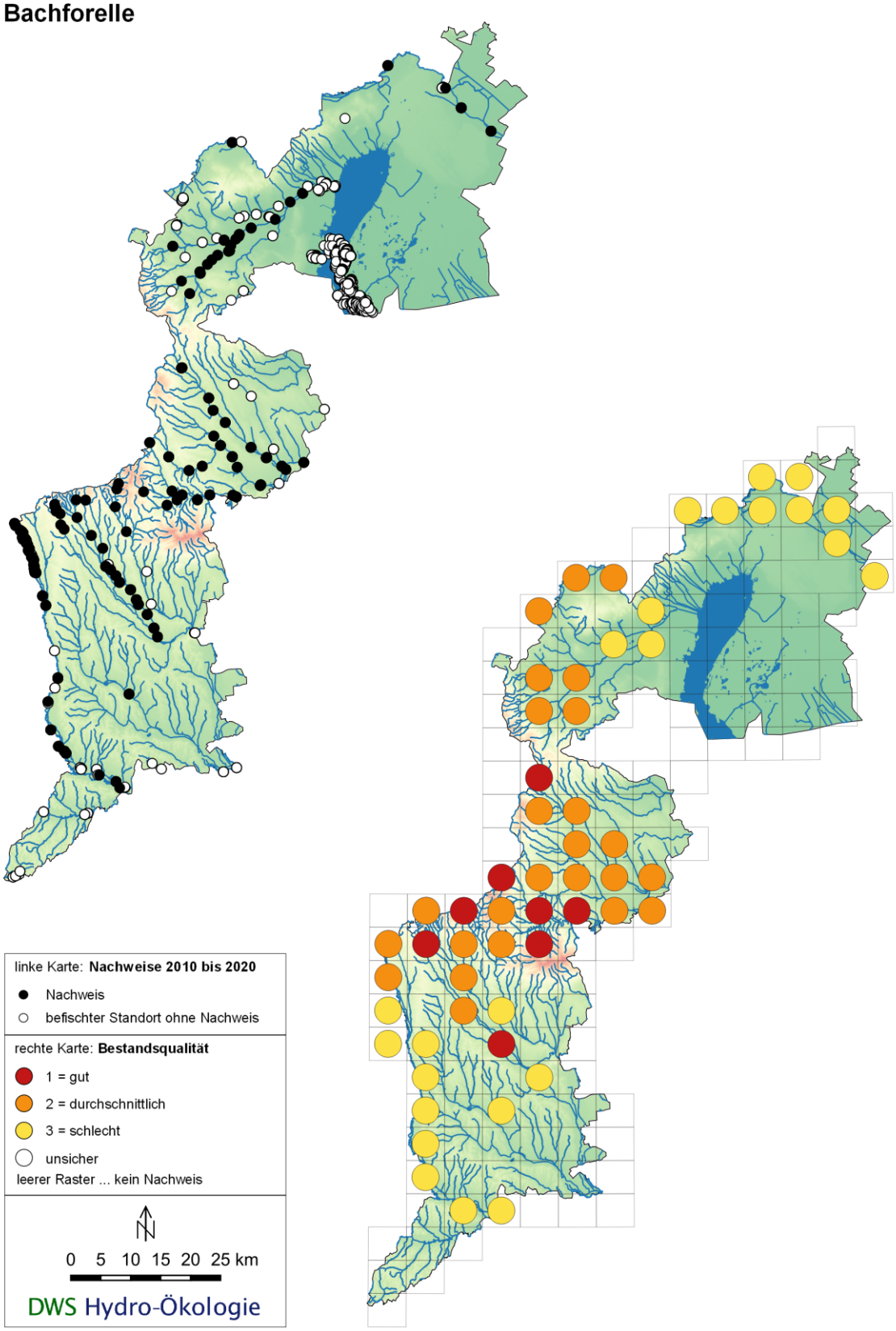
Goldsteinbeißer



Salmo trutta

Bachforelle

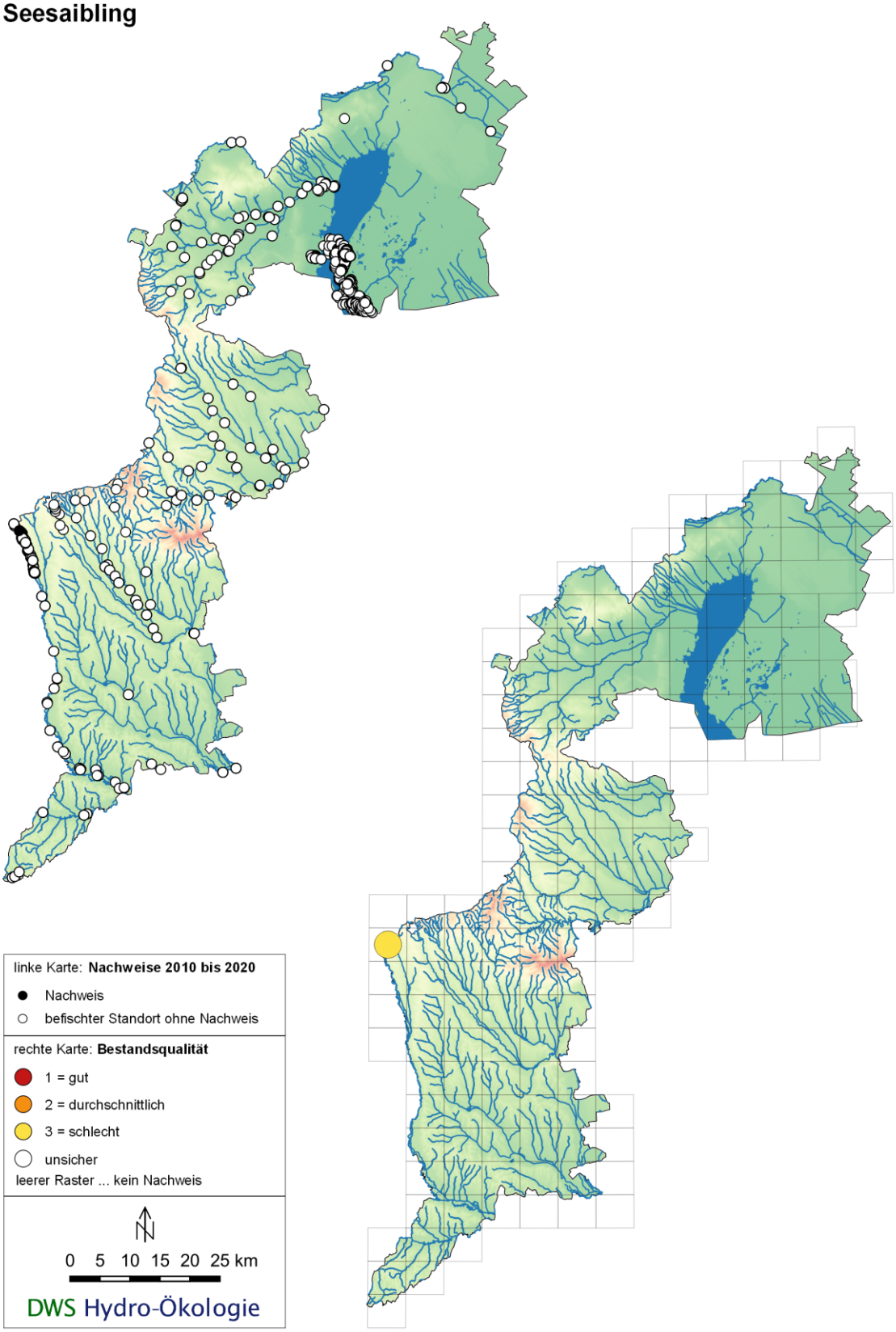
Vulnerable



Salvelinus alpinus

Not Evaluated

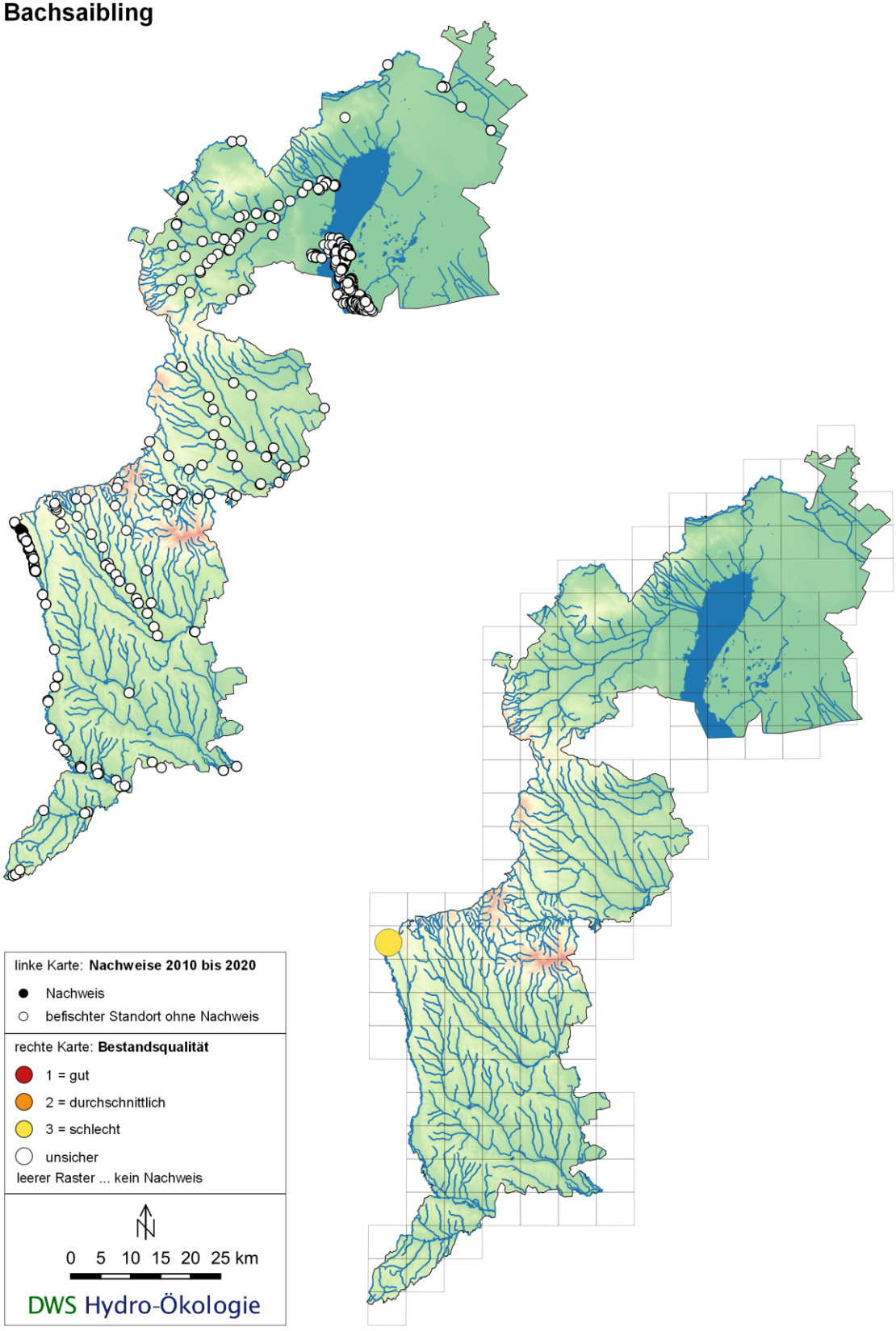
Seesaibling



Salvelinus fontinalis

Not Evaluated

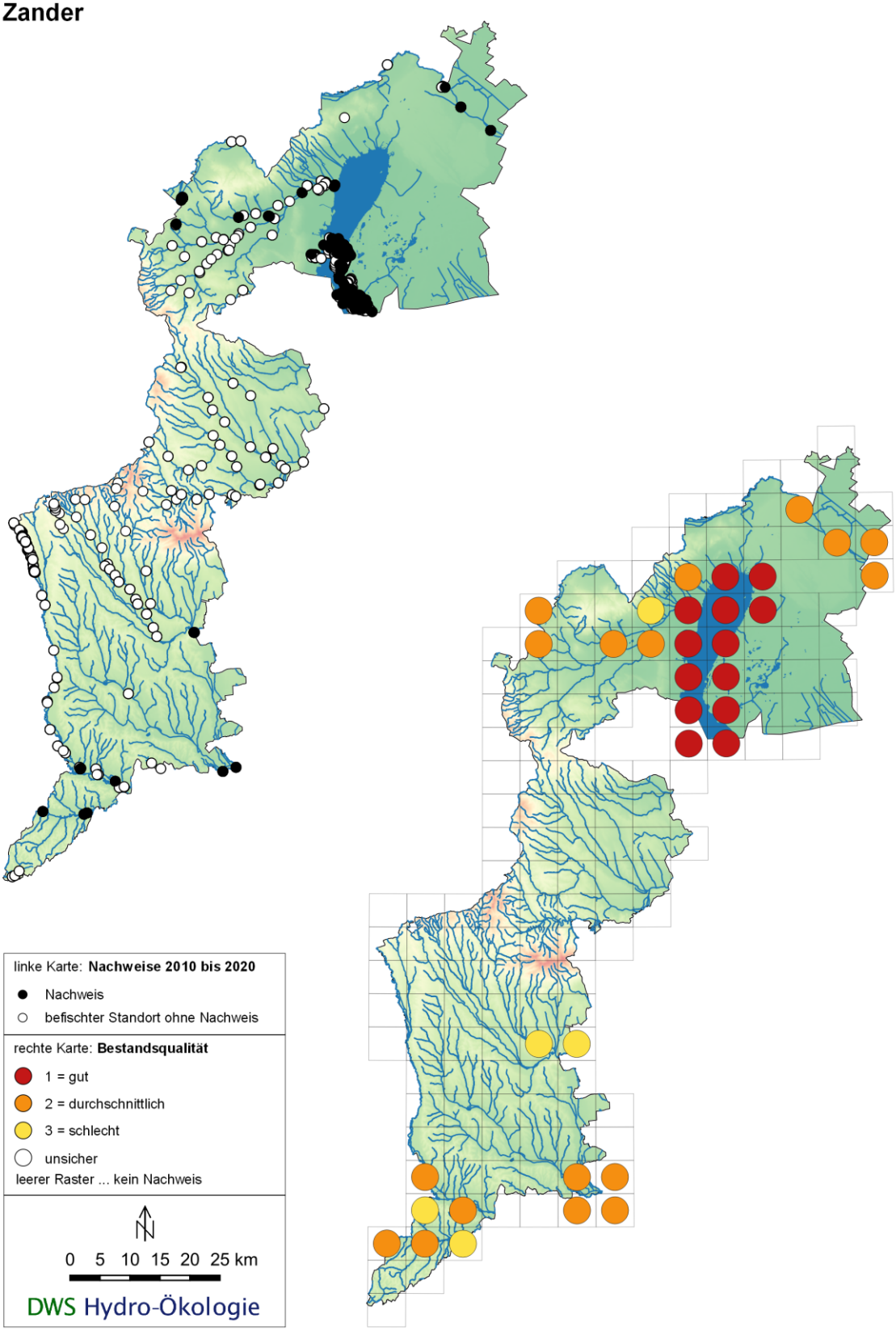
Bachsaibling



Sander lucioperca

Least Concern

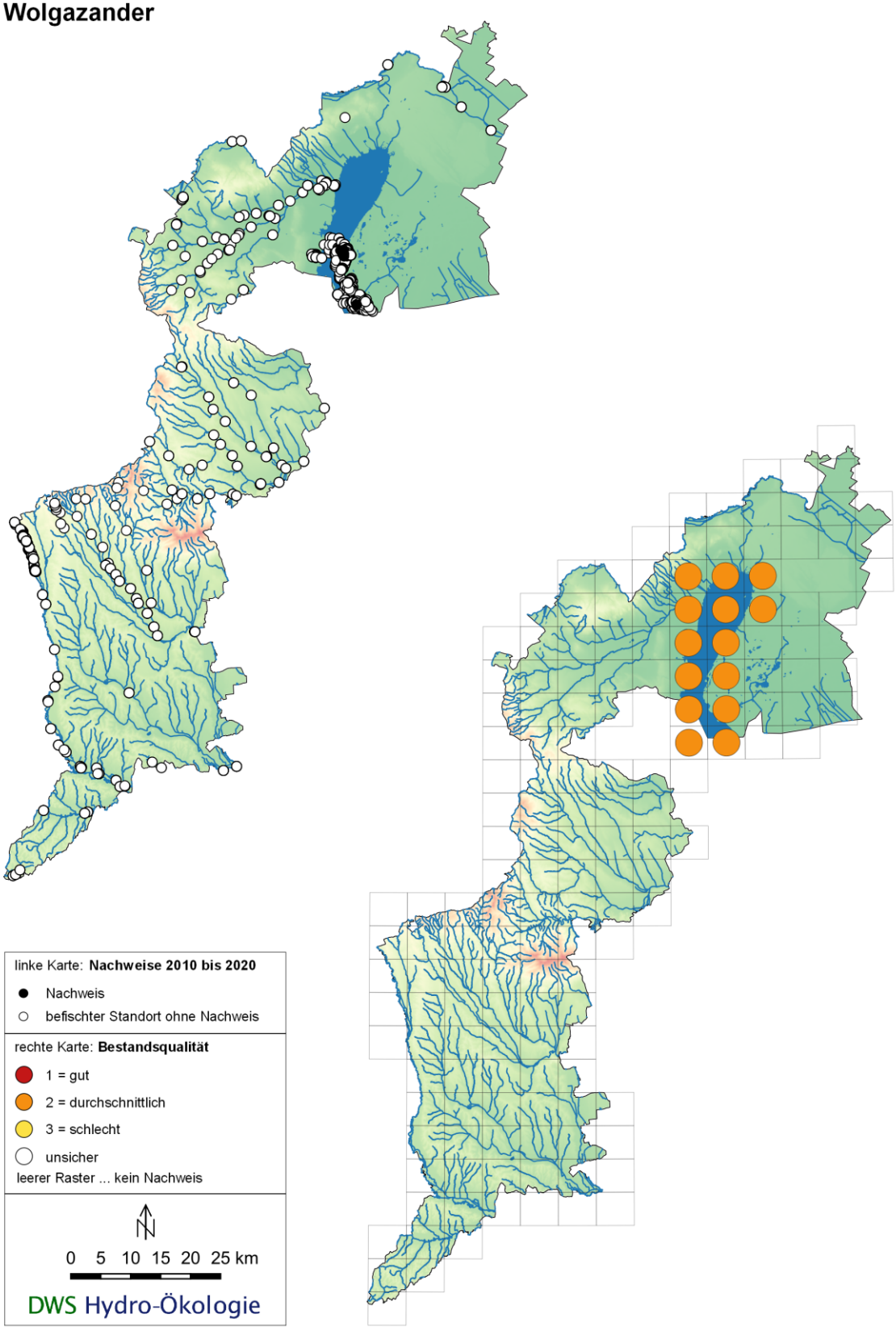
Zander



Sander volgensis

Vulnerable

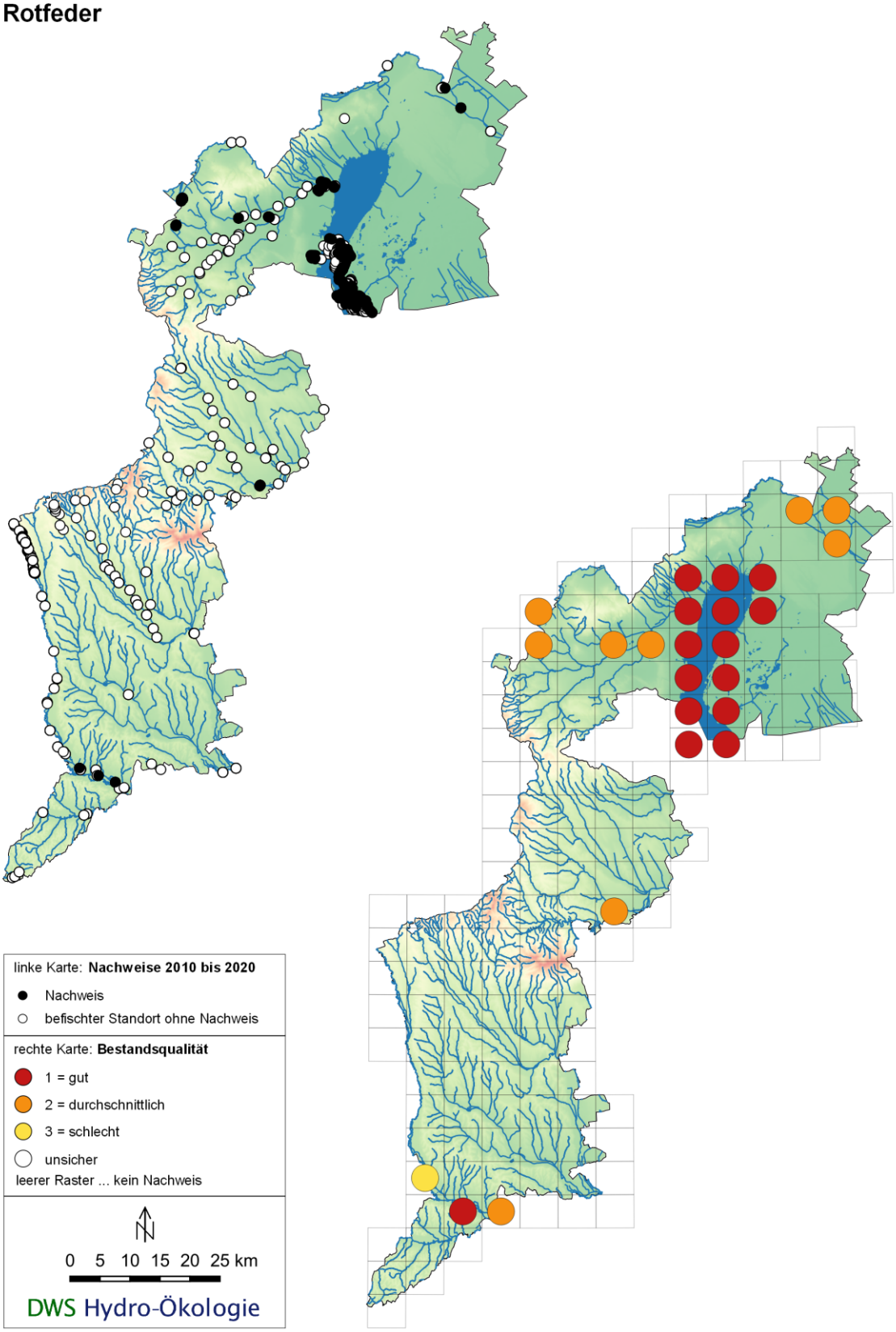
Wolgazander



Scardinius erythrophthalmus

Near Threatened

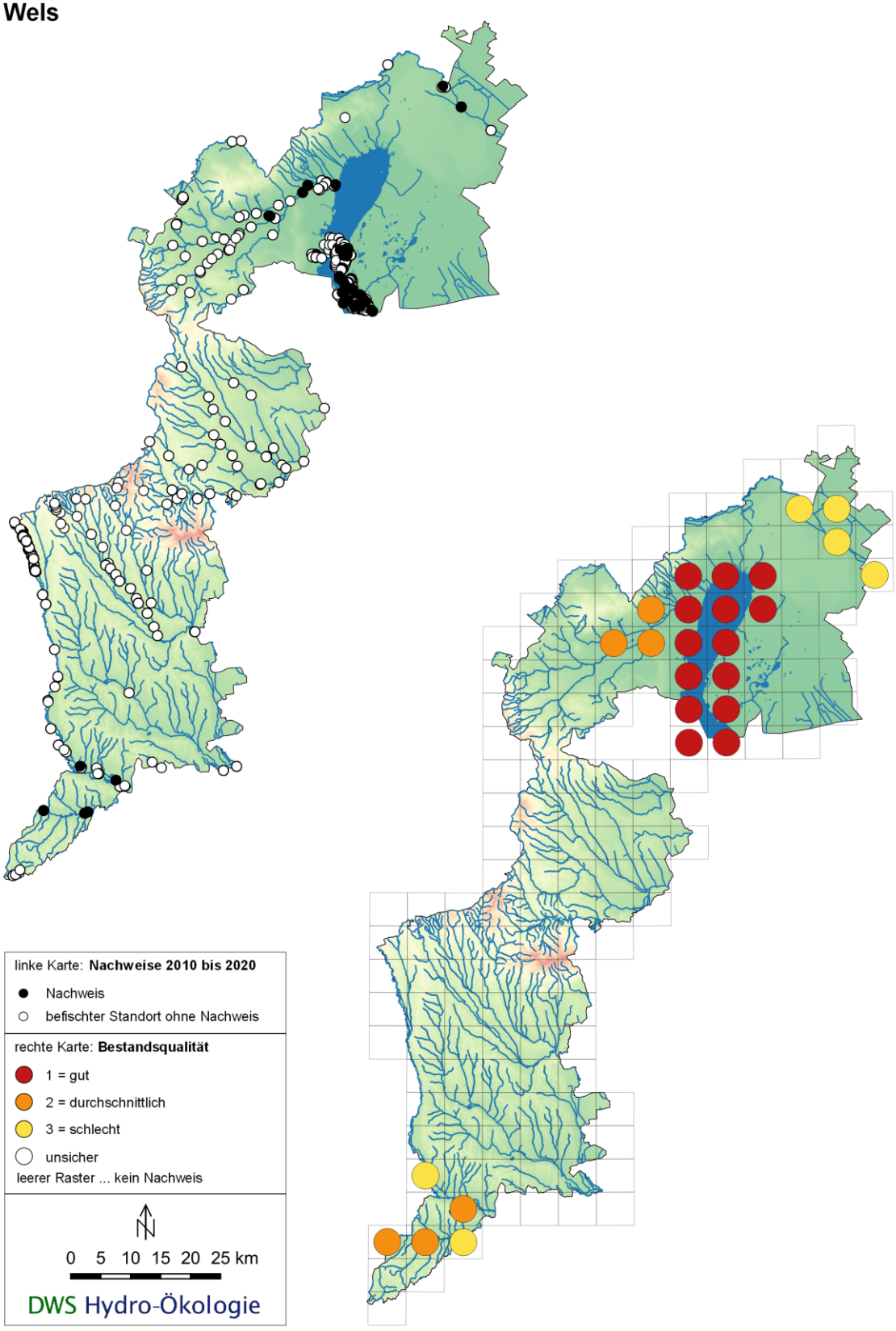
Rotfeder



Silurus glanis

Near Threatened

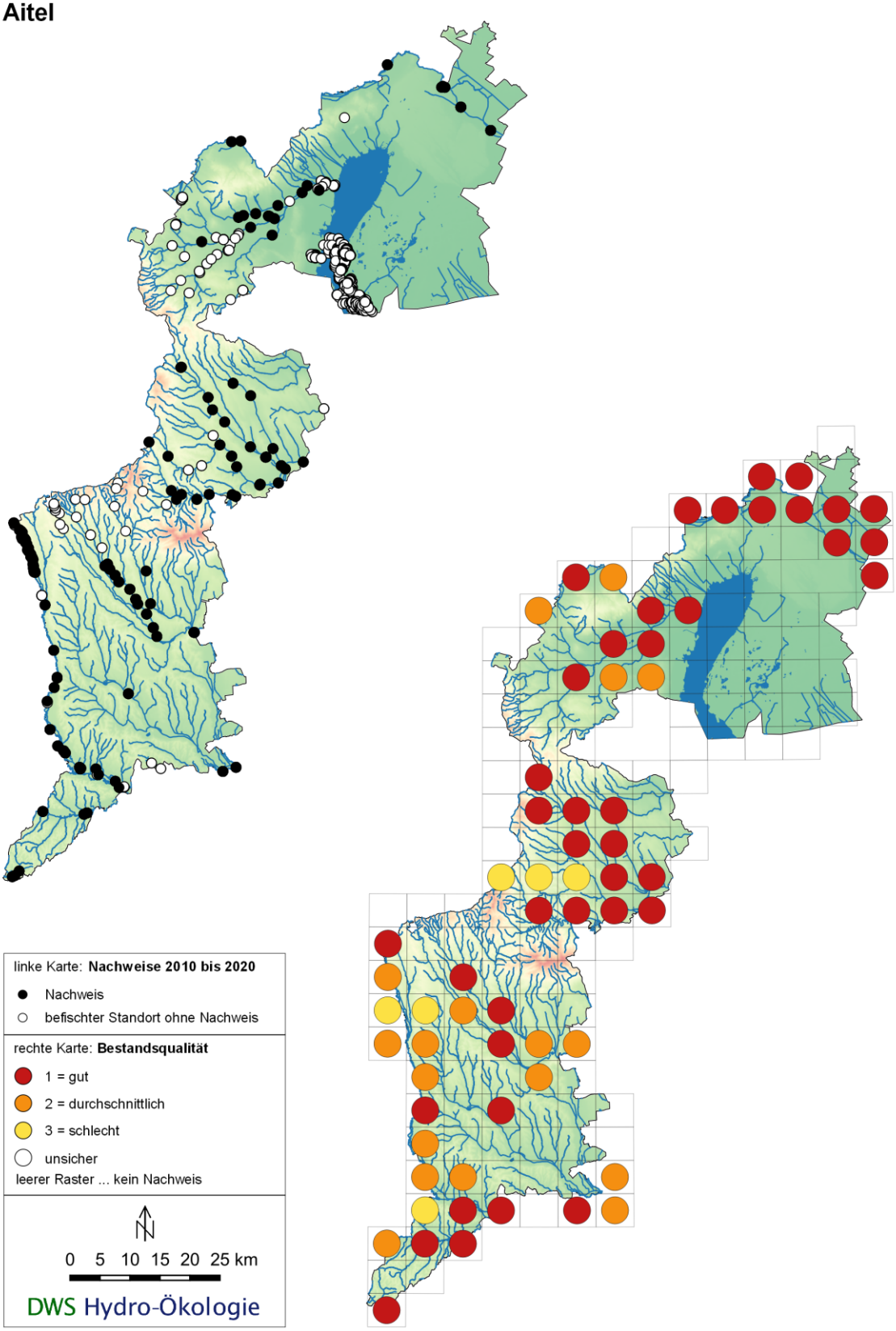
Wels



Squalius cephalus

Least Concern

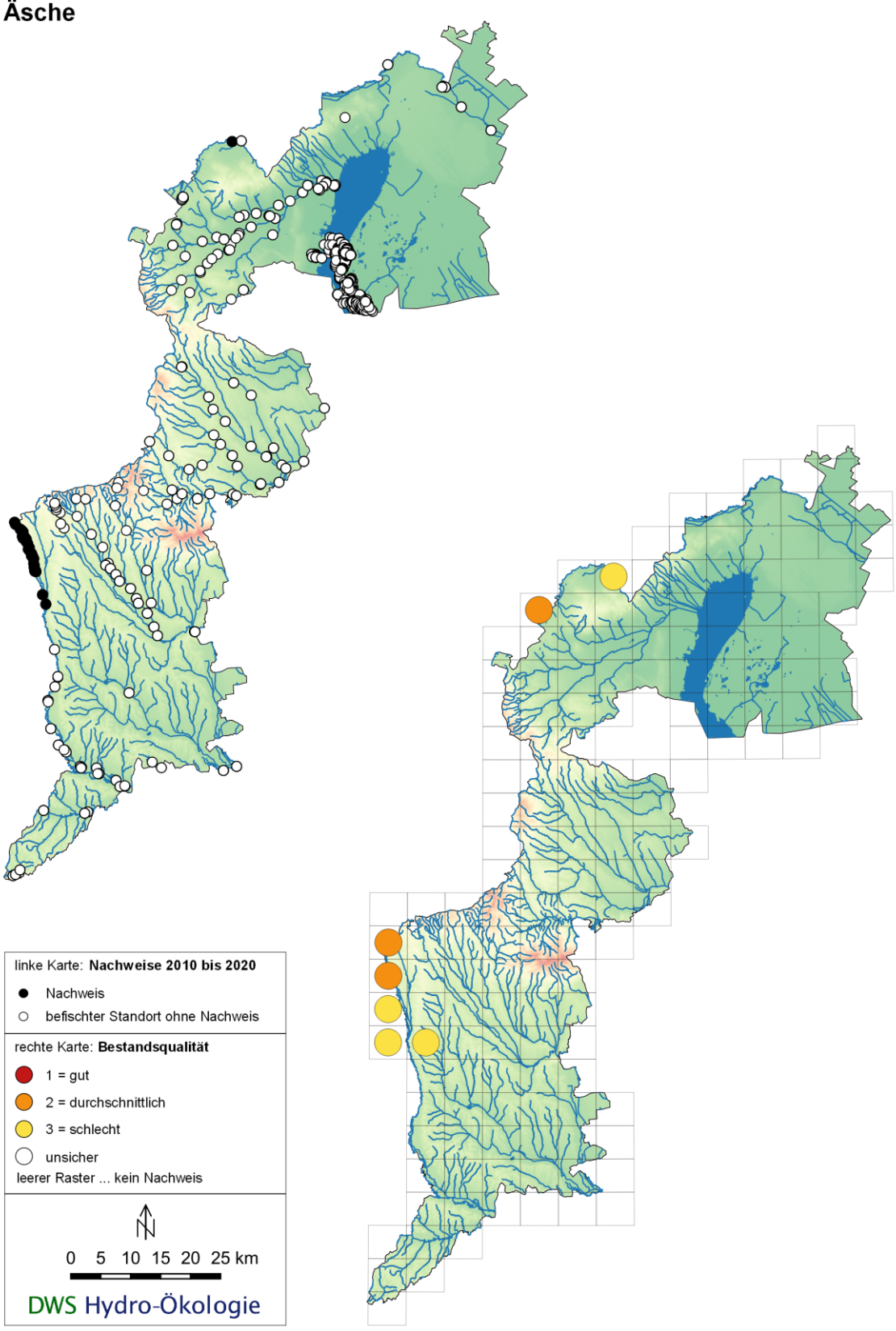
Aitel



Thymallus thymallus

Critically Endangered

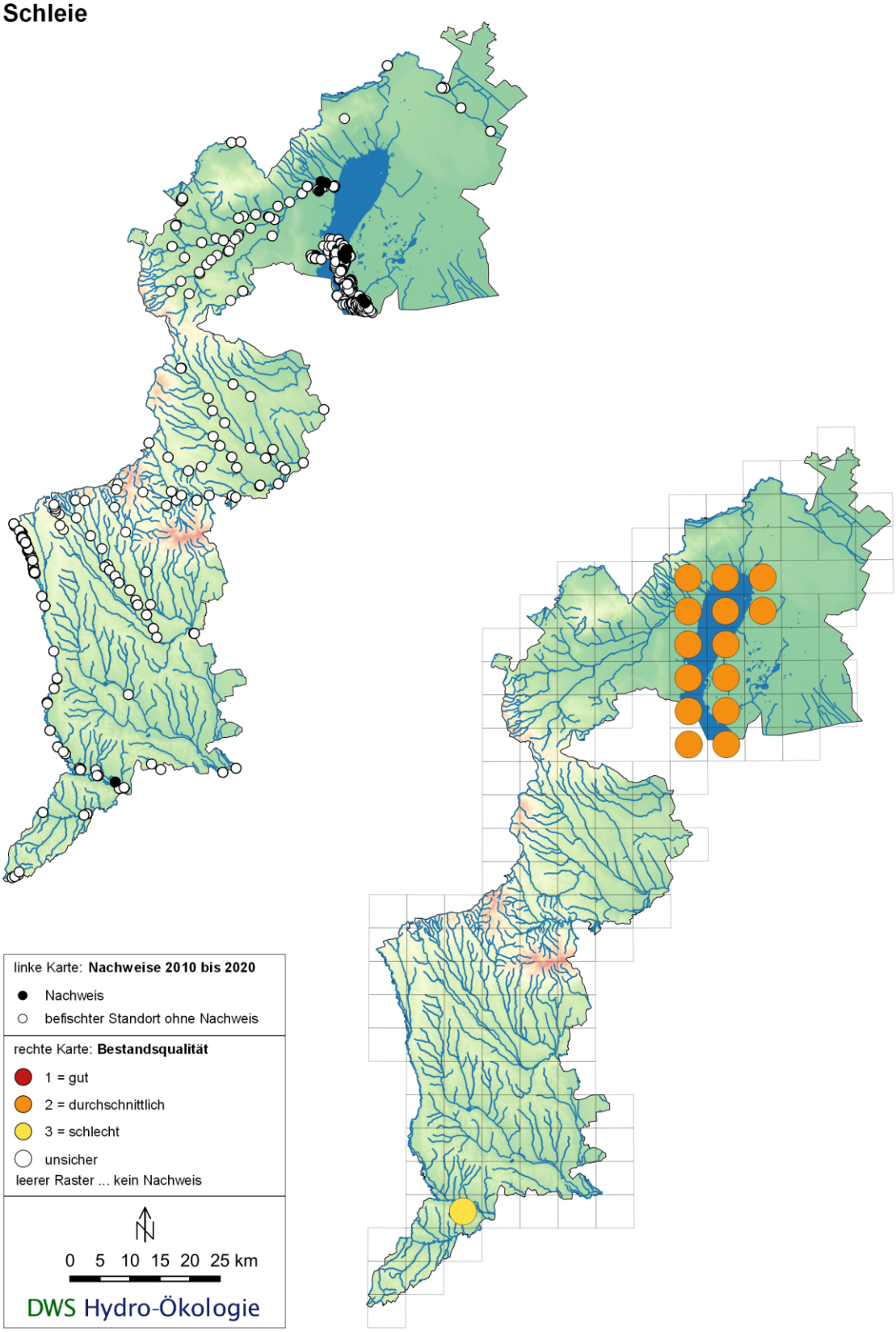
Äsche



Tinca tinca

Endangered

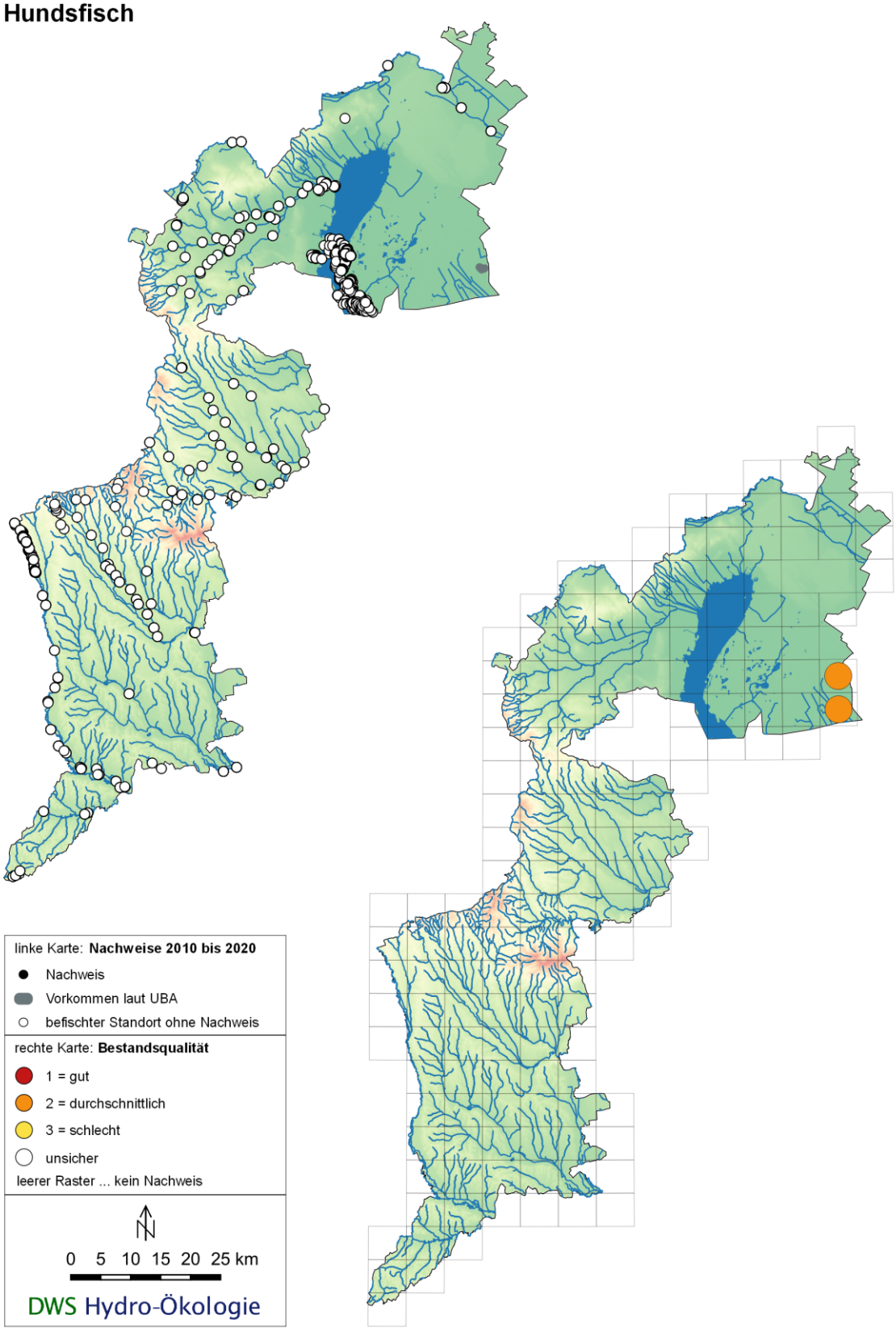
Schleie



Umbra krameri

Hundsfisch

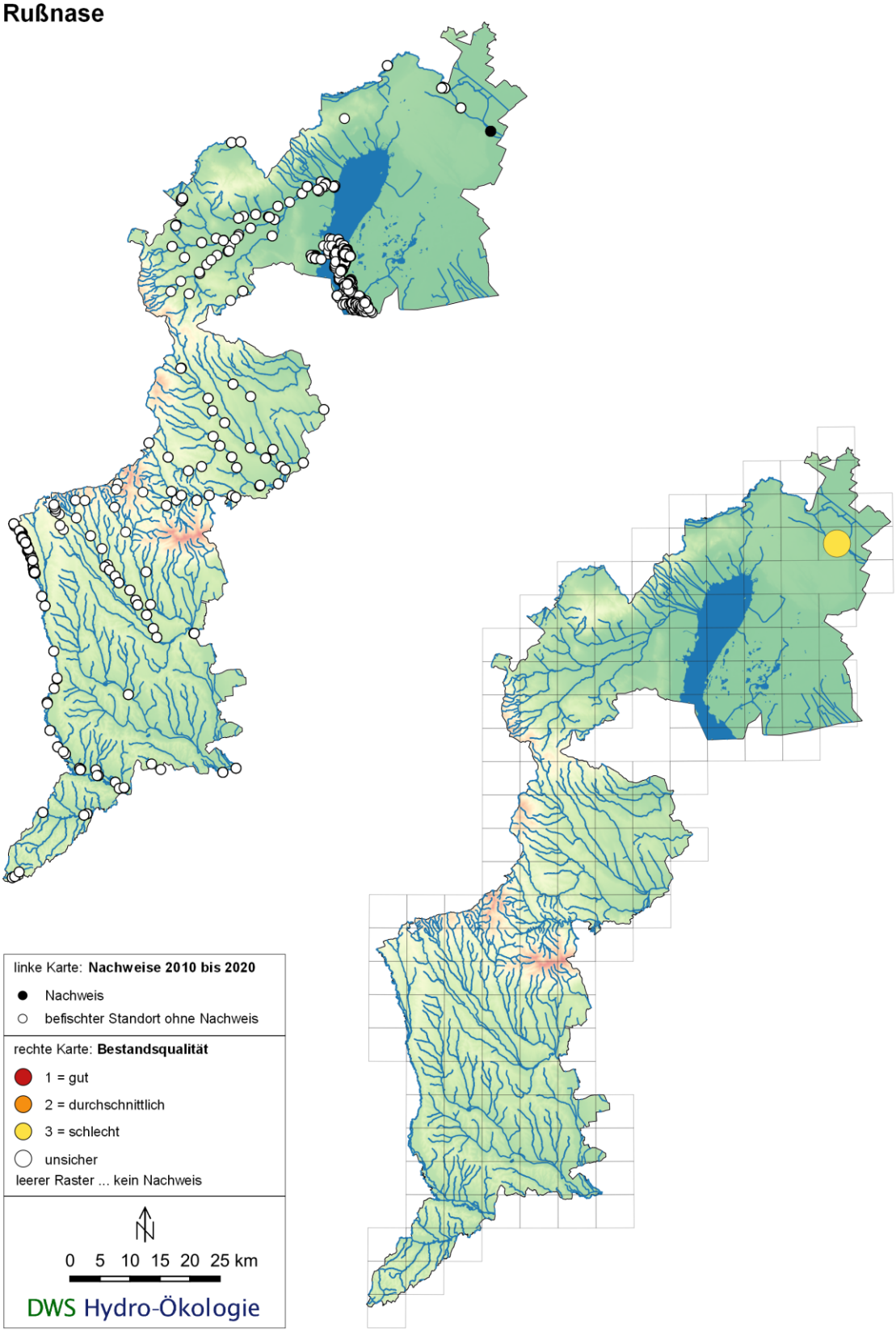
Critically Endangered



Vimba vimba

Rußnase

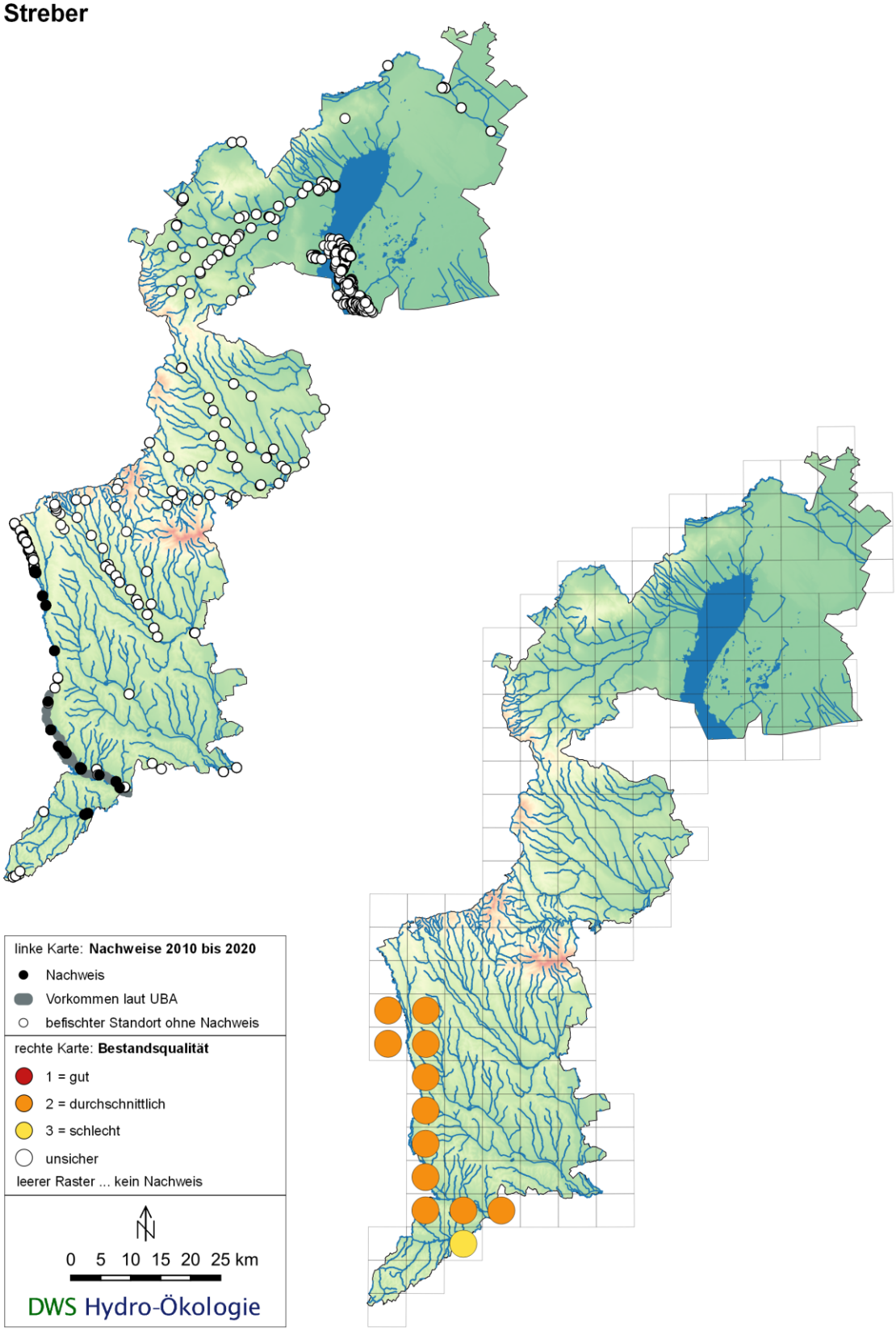
Critically Endangered



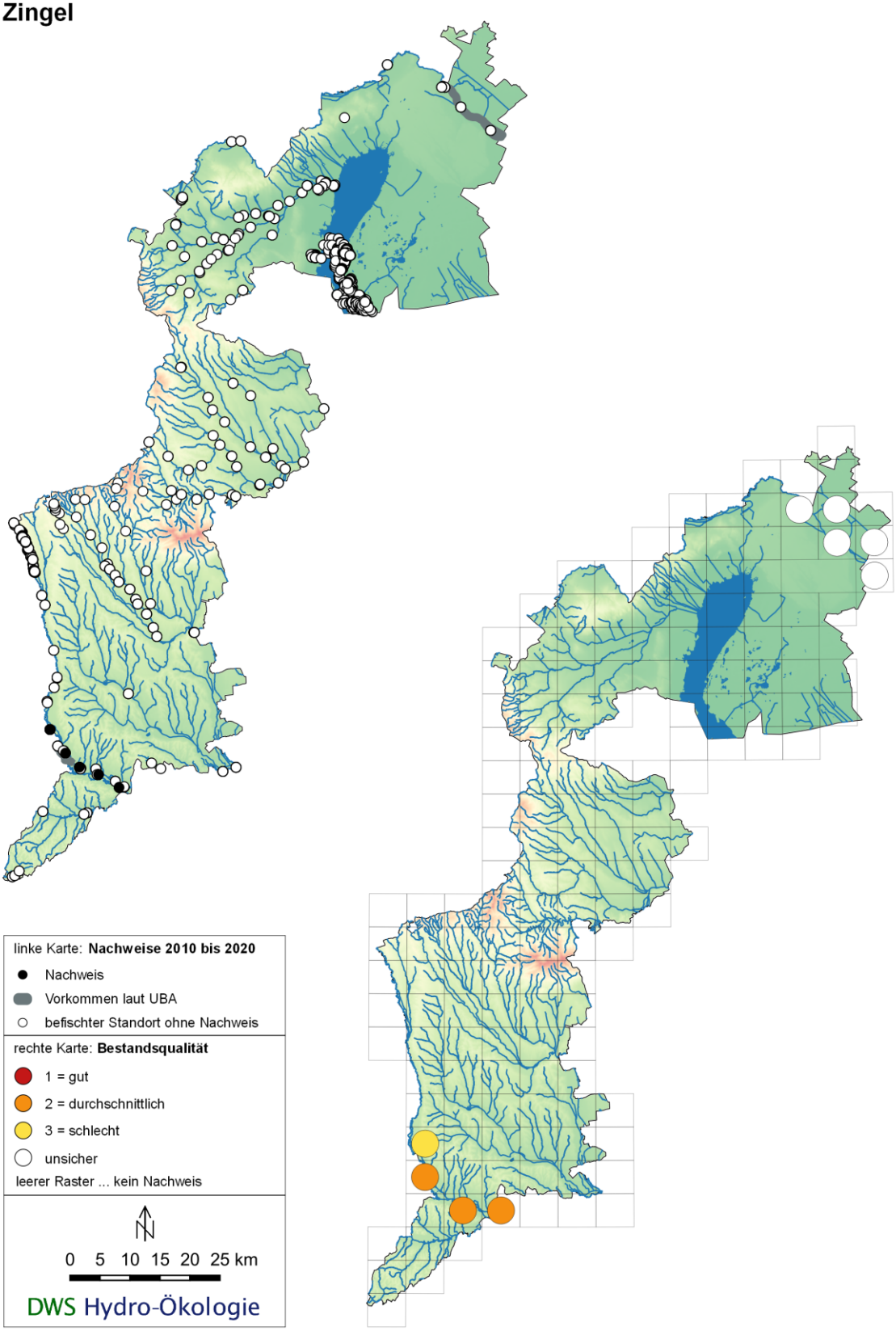
Zingel streber

Endangered

Streber



Zingel zingel

Endangered

Zingel