

Weiterbetrieb KW Ering-Frauenstein

Naturschutzfachliche Grundlagen zu den Antragsunterlagen



Weiterbetrieb KW Ering-Frauenstein: Naturschutzfachliche Grundlagen zu den Antragsunterlagen / Zusammenstellung und Auswertung vorhandener Daten

Stand
25.02.2022

Verfasser
Landschaft+Plan Passau
Passauer Str. 21
D-94127 Neuburg a. Inn
Tel. 08507 / 922053

Bearbeitung
LA DI Thomas Herrmann

DI Otto Aßmann
Karl Billinger
Florian Billinger
Walter Sage
DI Dr. Gerald Zauner
Dipl. Biol. Sebastian Zoder

Berichtsart
Endbericht

Anmerkungen
-

1	Einleitung	9
1.1	Anlass und Aufgabenstellung	9
1.2	Methodisches Vorgehen	9
1.3	Planungsgrundlagen	10
1.3.1	Bayern	10
1.3.2	Österreich	10
2	Beschreibung des Planungsgebiets	11
2.1	Abgrenzung	11
2.2	Schutzgebiete	11
2.2.1	Bayern	11
2.2.1.1	Überblick	11
2.2.1.2	Informationen zu den Schutzgebieten	11
2.2.2	Österreich	12
2.2.2.1	Überblick	12
2.2.2.2	Informationen zu den Schutzgebieten	12
2.2.3	Sonstige Schutzgebiete	13
2.3	Naturräumliche Situation	13
2.3.1	Landschaftsgliederung	13
2.3.2	Klima	15
3	Bisherige Entwicklung des Stauraums: abiotische Faktoren	16
3.1	Eckdaten des Stauraums	16
3.2	Geschichtliche Entwicklung des unteren Inn	16
3.3	Hydrologie	19
3.3.1	Inn	19
3.3.2	Grundwasser	21
3.4	Flussmorphologie	22
3.4.1	Wildfluss	22
3.4.2	Korrigierter Inn	23
3.4.3	Stauraum	24
3.4.3.1	Fließgefälle, Strömungsgeschwindigkeit	24
3.4.3.2	Wasserstände, Tiefenverhältnisse	26
3.4.3.3	Verlandung	29
3.4.3.4	Schwebstoffe	36
3.4.3.5	Hagenauer Bucht	37
3.5	Wassertemperatur	37
3.6	Sohlsubstrat	38
3.7	Nährstoffe	39
3.8	Entwicklung der ausgedämmten Auen	41
3.8.1	Entwicklung von Auengewässern	41
3.8.2	Verockerung	41
4	Bisherige Entwicklung des Stauraums: Pflanzen- und Tierwelt	43
4.1	Pflanzenwelt	43
4.1.1	Rückblick	43
4.1.1.1	Vegetation am Wildfluss	43
4.1.1.2	Vegetation am korrigierten Inn	50
4.1.1.3	Vegetationsentwicklung in den Stauräumen	51
4.1.2	Heutige Situation: Vegetation	53

4.1.2.1	Stauraum	53
4.1.2.2	Fossile Auen	56
4.1.2.3	Bewertung der vegetationskundlichen Verhältnisse	61
4.1.2.4	Überblick, Entwicklungstendenzen	63
4.1.3	Heutige Situation: Flora	65
4.1.3.1	Stauraum	65
4.1.3.2	Fossile Auen	66
4.1.3.3	Floristische Bedeutung im Überblick	68
4.1.3.4	Entwicklungstendenzen	69
4.2	Vögel	69
4.2.1	Datengrundlagen	69
4.2.2	Auswertungen der Mittmonatszählungen Wasservogelzählungen, Datenpool A	70
4.2.2.1	Die Dominanz der Hagenauer Bucht bei den Wasservogelzahlen	71
4.2.2.2	Gesamtüberblick	71
4.2.2.3	Monatsmittelwerte in den einzelnen Zählphasen	72
4.2.2.4	Auflistung der häufigsten Vogelarten	72
4.2.3	Bestandsentwicklung der verschiedenen ökologischen Gilden	73
4.2.3.1	Tauchenten und Blesshuhn	73
4.2.3.2	Fischfresser und Zwergtaucher	75
4.2.3.3	Schwimmenten	76
4.2.3.4	Graugans und Brandgans	78
4.2.3.5	Kiebitz und Großer Brachvogel	79
4.2.3.6	Lachmöwe und die Gruppe der Großmöwen	80
4.2.3.7	Graureiher und Silberreiher	81
4.2.3.8	Rohrweihe und Seeadler	82
4.2.4	Gesamtliste der bis Juli 2014 im Stauraum Ering/Frauenstein festgestellten Vogelarten	83
4.2.5	Vogelarten nach Anhang I der EU-Vogelschutz-RL	89
4.2.5.1	Überblick	89
4.2.5.2	Diskussion einzelner Arten	90
4.2.6	Vogelarten nach Artikel 4 (2) VS-RL	93
4.2.6.1	Überblick	93
4.2.6.2	Diskussion einzelner Arten	93
4.2.7	Einbindung des Stauraums Ering-Frauenstein in das weitere Umfeld	97
4.2.7.1	Beziehungen zu anschließenden Stauräumen	97
4.2.7.2	Beziehungen zwischen Stauraum und fossiler, ausgedämmter Aue	98
4.2.8	Vergleich zwischen Prienbacher Bucht und Hagenauer Bucht	98
4.2.9	Zusammenschau Vögel, Entwicklungstendenzen	99
4.3	Amphibien	101
4.3.1	Datengrundlagen	101
4.3.2	Kartierungsergebnisse	102
4.3.3	Vergleichende Betrachtung der Bilanz von REICHHOLF und der Zustandserfassung 2003/04	104
4.3.4	Aktuelles und potenzielles Arteninventar, Schutzstatus und naturschutzfachliche Bewertung	107
4.3.5	Mögliche Wirkfaktoren beim Betrieb des KW Ering-Frauenstein und deren Auswirkungen auf Amphibien	107
4.3.6	Einschätzungen zu den einzelnen Arten	108
4.3.7	Bisherige Entwicklung, Ziele und Verbesserungsvorschläge	110

4.4	Reptilien	111
4.4.1	Datengrundlagen	111
4.4.2	Arteninventar, Schutzstatus und naturschutzfachliche Bewertung	112
4.4.3	Mögliche Wirkfaktoren beim Betrieb des KW Ering-Frauenstein und deren Auswirkungen auf Reptilien	112
4.4.4	Einschätzungen zu den einzelnen Arten	113
4.4.5	Resümee	114
4.5	Fische	115
4.5.1	Bezug	115
4.5.2	Die Fischfauna	116
4.5.2.1	Allgemeines	116
4.5.2.2	Die Fischfauna	116
4.6	Tagfalter	130
4.6.1	Bereiche innerhalb der Dämme (Schilfgebiete und Weichholzaue)	130
4.6.1.1	Schilfbestände	130
4.6.1.2	Weichholzaue	130
4.6.2	Dämme	130
4.6.2.1	Sonnenexponierte Bereiche für xerothermophile Arten	130
4.6.2.2	Heckenbestände	131
4.6.2.3	Nährstoffreichere Standorte an Dämmen	132
4.6.2.4	Sickergraben (hygrophile Arten)	132
4.6.3	Ausgedämmte Auen	132
4.6.3.1	Auwald	132
4.6.3.2	Brennen	133
4.6.4	Offene Gewässer	134
4.7	Libellen	134
4.7.1	Bisherige Entwicklung	135
4.7.2	Aktueller Bestand relevanter Arten	138
4.7.3	Naturschutzfachliche Bewertung der Vorkommen	140
4.8	Scharlachkäfer	147
4.8.1	Bisherige Entwicklung	148
4.8.2	Aktueller Bestand	148
4.8.3	Bewertung	149
4.9	Weichtiere	149
4.9.1	Aktueller Bestand	150
4.9.2	Populationsdichte der Großmuscheln und mögliche Gründe ihrer Abnahme	153
4.9.3	Aktuelle Situation der Muschel-Habitate im Gebiet und Auswirkung auf die Population	156
5	Bestehende Prognosen zur weiteren Entwicklung des Stauraums (Literaturlauswertung)	160
5.1	Weitere Verlandung des Stauraums	160
5.2	Entwicklung der Stauräume und Auen unter dem Einfluss anderer Faktoren	163
6	Null-Variante	164
7	Entwicklungsprognosen aus naturschutzfachlicher Sicht zur weiteren Entwicklung des Stauraums	166
7.1	Vegetation	166
7.2	Flora	167
7.3	Vögel	168

7.4	Fische	168
7.5	Amphibien	169
7.6	Reptilien	169
7.7	Schmetterlinge	169
7.8	Libellen	171
7.9	Scharlachkäfer	173
7.10	Großmuscheln	174
8	Zusammenfassung	176
8.1	Entwicklung des Stauraums	176
8.2	Entwicklungstendenzen, Prognosen: Resümee	178
8.2.1	Vorüberlegungen	178
8.2.2	Entwicklungsprognose	179
8.2.2.1	Stauraum	179
8.2.2.2	Dämme	180
8.2.2.3	Ausgedämmte Altauen	180

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Daten Stufe Ering	16
Tabelle 2: Hydrologische Werte Inn/Ering (Angaben E.ON Wasserkraft, ergänzt)	19
Tabelle 3: Hydrologische Werte Mattig, Zeitreihe 1935-1994 (Angaben Ziviltechniker GmbH)	19
Tabelle 4: Fließgeschwindigkeit vor sowie nach Einstau (m/s)	26
Tabelle 5: Veränderung der Wassertiefen im Stauraum Ering/Frauenstein (1942/1971/2014)	27
Tabelle 6: Profilvermessung und Ausräumung von drei Hochwasserwellen 1954	31
Tabelle 7: Entwicklung der Verlandungszonen (1956/1976/2014)	35
Tabelle 8: Monatsmittel der Wassertemperatur des Inn im Jahr 1983	38
Tabelle 9: FFH-Lebensraumtypen der Altaue am Stauraum Ering/Frauenstein	62
Tabelle 10: Bemerkenswerte Pflanzensippen des Stauraums	65
Tabelle 11: Bemerkenswerte Pflanzensippen der Altaue	67
Tabelle 12: Floristische Bedeutung verschiedener Teilbereiche des Stauraums und der Aue	68
Tabelle 13: Gesamtentwicklung der Wasservogelbestände	71
Tabelle 14: Gesamtüberblick über die Individuenzahlen der Wasservögel	71
Tabelle 15: Monatsmittelwerte in den Zählphasen zur Wasservogelzählung	72
Tabelle 16: Auflistung der häufigsten Vogelarten	73
Tabelle 17: Periodenzählsummen von Tauchenten und Blesshuhn	73
Tabelle 18: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare von Tauchenten und Blesshuhn	74
Tabelle 19: Periodenzählsummen von Fischresser und Zwergtaucher	75
Tabelle 20: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare von Fischresser und Zwergtaucher	76
Tabelle 21: Zu- und Abnahme bei den Schwimmenten	76
Tabelle 22: Periodenzählsummen von Schwimmenten	77
Tabelle 23: Periodenzählsummen von Graugans und Brandgans	78
Tabelle 24: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare von Graugans und Brandgans	78
Tabelle 25: Periodenzählsummen von Kiebitz und Großem Brachvogel	79
Tabelle 26: Durchschnittswerte der anwesen Exemplare von Kiebitz und Großem Brachvogel	79
Tabelle 27: Periodenzählsummen von Lachmöwe und der Gruppe der Großmöwen	80
Tabelle 28: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare von Lachmöwe und der Gruppe der Großmöwen	80
Tabelle 29: Periodenzählsummen von Graureiher und Silberreiher	81
Tabelle 30: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare von Graureiher und Silberreiher	81
Tabelle 31: Periodenzählsummen von Rohrweihe und Seeadler	82
Tabelle 32: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare von Rohrweihe und Seeadler	82
Tabelle 33: Zählsummen aller in der Datenbank ODBUI dokumentierten Beobachtungen	88
Tabelle 34: Zu erwartende Vogelarten nach Anh. I VS-RL, differenziert nach Zählperioden	90
Tabelle 35: Zu erwartenden Vogelarten nach Artikel 4 (2) VS-RL der vorher beschriebenen Zählperioden	93
Tabelle 36: Fischarten des Inns sowie in der Literatur genannte Fischarten in einzelnen Abschnitten (aus: HAIDVOGL & WAIDBACHER, 1997)	118
Tabelle 37: Vorkommen von Fischarten in den Stauhaltungen am Unteren Inn	124
Tabelle 38: Aktueller Bestand relevanter Libellen-Arten	139
Tabelle 39: Potentiell im Wirkraum vorkommende Arten der Libellen	139
Tabelle 40: Anzahl der nachgewiesenen Libellenarten mit Rote-Liste- Status (D und BY)	140
Tabelle 41: Aktueller Bestand des Scharlachkäfers	148

Abbildungsverzeichnis:

Abbildung 1: Historische Entwicklung des Inns zwischen Ering / Frauenstein und Simbach/Braunau	18
Abbildung 2: Ganglinie Innabfluss KW Braunau-Simbach (Internetabfrage hnd.bayern.de)	20
Abbildung 3: Ganglinie Innabfluss KW Braunau-Simbach (Internetabfrage hnd.bayern.de)	20
Abbildung 4: Fließgefälle im Stauraum Ering-Frauenstein bei verschiedenen Abflüssen	25
Abbildung 5: Vergleich der Wasservolumina nach dem Einstau und 2000 bei typischen Wasserständen (aus ZAUNER et al., 2001).....	28
Abbildung 6: Summenlinie der Verlandung Stauraum Ering (nur Hauptgerinne), Auswertung EWK (AQUASOLI, 2008).....	30
Abbildung 7: Entwicklung der Buchten auf bayerischer Seite zwischen Erlach und Eglsee 2014	32
Abbildung 8: Entwicklung der Hagenauer Bucht, Zustand 2014, zum Vergleich.....	33
Abbildung 9: Aktuelle Verlandungssituation der Hagenauer Bucht (Quelle: basemap.at).....	34
Abbildung 10: Zusammenhang Schwebstoffgehalt – Wasserführung Braunau (AQUASOLI 2008)...	36
Abbildung 11: Vergleich der Artenassoziation eines gestauten und ungestauten Donauabschnittes aus: WAIDBACHER, 1989	127
Abbildung 12: Artenverteilung im Stauwurzelbereich des KW Schärding-Neuhaus am Inn.....	128
Abbildung 13: Gesamtfischartenverteilung in der Reichersberger Au zu allen vier Terminen.....	128
Abbildung 14: Artenverteilung der Lebendpopulation von Weichtieren in der gesamten Hagenauer Bucht, Anteile in Prozent (n = 338 Exemplare)	150
Abbildung 15: Schalenlänge von Teichmuscheln (Hagenauer Bucht): Rekonstruiertes Diagramm aus REICHHOLF (1975)	151
Abbildung 16: Schalenlänge von Teichmuscheln (Hagenauer Bucht): Gegenwärtige Größen-Verteilung.....	151
Abbildung 17: Schalenlänge von Malermuscheln (Hagenauer Bucht): Rekonstruiertes Diagramm aus REICHHOLF (1975)	152
Abbildung 18: Schalenlänge von Malermuscheln (Hagenauer Bucht): Gegenwärtige Klassen-Verteilung.....	152
Abbildung 19: Summe der gezählten Blässhühner (<i>Fulica atra</i>).....	155
Abbildung 20: Aktueller Zustand, Aufnahme bei jährlicher Hochwasserführung ist erkennbar durch milchig getrübbtes Wasser, Gletschermilch genannt (Quelle: Apple Maps)	157
Abbildung 21: Vergleich der Wachstumsraten heimischer Teichmuscheln <i>Anodonta sp.</i> im Seitenarm und in der restlichen Hagenauer Bucht	158
Abbildung 22: Verlandungsprognose in 5 Jahren (AQUASOLI 2010)	160

1 Einleitung

1.1 Anlass und Aufgabenstellung

Die Innwerk AG betreibt am unteren Inn u.a. das Kraftwerk Ering-Frauenstein (Landkreis Rottal-Inn). Die Betriebserlaubnis für das Kraftwerk läuft 2016 aus und muss neu beantragt werden. Für die Beantragung sind auch naturschutzfachliche Unterlagen vorzulegen, die die Auswirkungen des Weiterbetriebs auf Natur und Landschaft aufzeigen.

Vorliegender Bericht gibt zum einen eine Zusammenstellung vorhandener Daten zur Tier- und Pflanzenwelt des Stauraums und seiner Auen (insbesondere Vegetation und Flora, Vögel, Fische, Amphibien, Reptilien, Tagfalter, Libellen, Muscheln). Zum anderen wird die bisherige Entwicklung des Stauraums dargestellt, die Entwicklung der genannten Artengruppen sowie versucht Prognosen für die weitere Entwicklung bei Beibehaltung des gegenwärtigen Kraftwerkbetriebs zu geben. Eine "Null-Variante" wird ebenfalls angesprochen.

1.2 Methodisches Vorgehen

Aufgabe des vorliegenden Berichtes ist es, die Auswirkungen eines unveränderten Weiterbetriebs des Kraftwerks Ering-Frauenstein auf Natur und Landschaft des gesamten Stauraums, der Dämme und reliktschen Auen in ihren Grundzügen aufzuzeigen. Damit werden Grundlagen bereitgestellt, die in ggf. nötigen, weiteren naturschutzfachlichen Antragsunterlagen verwendet werden können.

Da hierzu relativ langfristige Entwicklungstrends aufzuzeigen sind, die im Grunde seit Einstau wirken und bei Weiterbetrieb in die Zukunft extrapoliert werden können, ist an die Aktualität von Daten, anhand derer diese Trends aufgezeigt werden sollen, kein hoher Anspruch zu stellen.

Grundlage dafür können daher vorhandene, halbwegs zeitnah aktuelle Daten sein. Solche Daten liegen z.B. aus dem gerade in Erstellung begriffenen Managementplan für FFH- bzw. Vogelschutzgebiet vor, aus den regelmäßigen ornithologischen Erhebungen durch die Zoologische Gesellschaft Braunau und anderen Erhebungen durch lokale Experten und Behörden.

Es werden daher auf Grundlage vorhandener Daten Entwicklungsprognosen für die Lebensräume der Stauräume und der ausgedämmten Auen, jeweils für die wichtigsten Artengruppen (Vegetation und Flora, Vögel, Fische, Muscheln, Amphibien, Reptilien, Libellen, Tagfalter) sowie ggf. für einzelne, besonders artenschutzrelevanten Arten erstellt.

Es wurde dazu die Zusammenarbeit mit bekannten Gebietsexperten gesucht, die über eigene, teilweise Jahrzehnte zurückreichende Datensammlungen verfügen. Aufbauend auf diesen Daten sowie vor dem Hintergrund der umfassenden Gebietskenntnis können für die wichtigsten Artengruppen fundierte Darstellungen der gegenwärtigen Bestandsituation, der bisherigen Bestandsentwicklung sowie der erwarteten weiteren Entwicklung gegeben werden.

Im Einzelnen fanden sich die folgenden Bearbeiter für folgende Artengruppen:

- Karl Billinger (Zoologische Gesellschaft Braunau): Vögel
- Otto Aßmann (Obernzell): Amphibien, Reptilien
- Dr. Gerald Zauner (TB Zauner, Engelhartzell): Fische
- Walter Sage (Simbach) Schmetterlinge
- Sebastian Zoder (Neukirchen a. Inn): Libellen, Scharlachkäfer
- Florian Billinger (Braunau) Großmuscheln
- Thomas Herrmann (Landschaft+Plan Passau): Vegetation, Flora

Ergänzend dazu wurden weitere bekannte Gebietskenner zu einer Gesprächsrunde eingeladen. Neben den meisten der oben angeführten Bearbeiter fanden sich hierzu außerdem Herr Segieth (Zoologische Ges. Braunau), Herr Dr. Reschenhofer (Braunau) und Herr Prof. Michael Hohla (Obernberg a. Inn) ein. Herr Scheiblhuber (Simbach, Vorsitzender Fischereiverein Simbach, Inngenosenschaft, Schriftführer Landesfischereiverband Bayern) war verhindert und wurde eigens zu einem Gespräch aufgesucht. Anregungen wurden jeweils eingearbeitet.

Als Grundlage für die Beurteilungen durch die einzelnen Gebietsexperten wurde außerdem eine Literaturlauswertung zur strukturellen, abiotischen Entwicklung der Stauräume durchgeführt.

Außerdem wurden verschiedenste Unterlagen ausgewertet, die der Kraftwerksbetreiber zur Verfügung stellte (Luftbilder verschiedener Jahre, Querpeilungen verschiedener Jahre, Ganglinien (Inn und Grundwasser) verschiedener Jahre, u.a.m.).

1.3 Planungsgrundlagen

1.3.1 Bayern

- ABSP Lkrs. Rottal-Inn (2011)
- Zustandserfassung für das geplante NSG „Auen am unteren Inn“ (2004/2009; zugleich Datengrundlage für aktuellen FFH-Managementplan; LANDSCHAFT+PLAN PASSAU 2004, 2009)
- Amtliche Biotopkartierung
- Standarddatenbogen FFH- und SPA-Gebiet (SPA modifiziert)
- Konkretisierte Erhaltungsziele (Regierung von Niederbayern/Oberbayern FFH-Gebiet „Salzach und Unterer Inn“ (Stand: 21.03.2011); SPA Gebiet Salzach und Inn (Stand 24.04.2008)
- Verordnung über das Naturschutzgebiet „Unterer Inn“ (Reg. v. Niedb. 1972, zuletzt geändert 1992)
- Studie „Ökologisches Restrukturierungspotential der Innstufen an der Grenzstrecke zwischen Österreich und Deutschland“ (ezb TB Zauner & Landschaft+Plan Passau, 2011)
- Gewässerentwicklungskonzept (WWA-Deggendorf / Passau)

1.3.2 Österreich

- Biotopkartierung Nr. B032, 2001
- Landschaftspflegeplan ESG Unterer Inn AT 3105000, 2006
- Landschaftspflegeplan ESG Unterer Inn AT 3109000, 2004
- Landschaftliches Leitbild Raumeinheit Inntal (Natur und Landschaft / Leitbilder für Oberösterreich Band 27)

- Abfragen Naturschutzdatenbank Genisys (06.03.14) zum Vogelschutzgebiet Unterer Inn, zum FFH-Gebiet „Auwälder am Unterer Inn“, zum NSG Unterer Inn, zu Naturdenkmälern im Gebiet (zwei alte Stieleichen)

2 Beschreibung des Planungsgebiets

2.1 Abgrenzung

Das Untersuchungsgebiet umfasst die Auen beidseits des Inns im Ober- und Unterwasser des Kraftwerks Ering-Frauenstein (ca. Fluss-Km 48,0). Der untersuchte Abschnitt reicht etwa von Fluss-Km 45,3 im Unterwasser (Einmündung des Altwassers bei Urfar auf bayerischer Seite) bis Fluss-Km 60,5 im Stauraum Ering-Frauenstein. Die Auen am Oberwasser des Kraftwerks liegen jeweils hinter den seitlichen Staudämmen und werden weiter landeinwärts durch natürliche Geländeanstiege begrenzt. Die Breite des Auenstreifens beträgt 200 – 400 m auf bayerischer Seite (Eringer Au), bis zu 800 m auf österreichischer Seite (Mininger Au). Im Unterwasser, im Bereich der Stauwurzel des Stauraums Egglfing-Obernberg, sind die Auen dagegen nicht abgedämmt. Auch hier bilden weiter landeinwärts natürliche Geländeanstiege die Begrenzung der Aue.

2.2 Schutzgebiete

2.2.1 Bayern

2.2.1.1 Überblick

- FFH-Gebiet „Salzach und Unterer Inn“ DE 7744-371
- SPA-Gebiet „Salzach und Inn“ DE 7744-471
- NSG „Unterer Inn“ 00094.01

Sämtliche Schutzgebiete sind auf der Karte „Schutzgebiete“ im Anhang dargestellt.

2.2.1.2 Informationen zu den Schutzgebieten

FFH-Gebiet „Salzach und Unterer Inn“

Das Gebiet umfasst die zumeist außerhalb der Dämme liegenden reliktschen Auen sowie die Dämme selbst zwischen Deining (Grenze zu Oberbayern) und Egglfing (Gesamtfläche 958 ha).

Die hier betrachtete Teilflächen, der Stauraum Ering-Frauenstein und die hier gelegenen Auen, liegen vollständig im Landkreis Rottal-Inn (Gemeinde Ering), erst die Auen im UW des Kraftwerks liegen im untersten Teil bei Urfar im Landkreis Passau (Gemeinde Malching).

SPA-Gebiet „Salzach und Inn“

Das Vogelschutzgebiet „Salzach und Inn“ umfasst neben den reliktschen, ausgedämmten Auen auch die Stauräume mit ihren Verlandungszonen mit Röhrichten, Inseln und jungen Waldsukzessionsflächen. Das Gebiet ist 4.839 ha groß.

Naturschutzgebiet Unterer Inn

Das Gebiet umfasst die Staubereiche des Inn jeweils oberhalb der Kraftwerke Ering-Frauenstein und Eggfing-Obernberg sowie Teile der angrenzenden Auwälder in der Stadt Simbach am Inn und in den Gemeinden Stubenberg und Ering (Lkrs. Rottal-Inn) sowie Malching und Bad Füssing (Lkrs. Passau). Das NSG hat eine Größe von 729,22 ha und wurde 1972 erlassen.

2.2.2 Österreich

2.2.2.1 Überblick

- Europaschutzgebiet Unterer Inn (Vogelschutzgebiet und FFH-Gebiet, AT3105000)
- FFH-Gebiet Auwälder am Unteren Inn (AT3119000)
- Naturschutzgebiet Unterer Inn (NSG 112)

Alle Schutzgebiete sind auf der Karte „Schutzgebiete“ im Anhang dargestellt.

2.2.2.2 Informationen zu den Schutzgebieten

Europaschutzgebiet Unterer Inn (Vogelschutzgebiet und FFH-Gebiet, AT3105000)

Im Stauraum von 3 Wasserkraftwerken entstanden in diesem Gebiet großflächige Silberweiden- und Grauerlenauen sowie großflächige Verlandungs- und Pioniergesellschaften. Der Inn ist nach dem Seewinkel das bedeutendste Brut-, Rast- und Überwinterungsgebiet für Wasservögel in der kontinentalen Region Österreichs. Große Verlandungszonen bieten gute Möglichkeiten für Brut und Nahrungssuche von zahlreichen Vogelarten. Das Gebiet erstreckt sich von Braunau bis Antiesenhofen und hat eine Größe von 870 ha.

FFH-Gebiet Auwälder am Unteren Inn (AT3119000)

Wie auch auf bayerischer Seite, umfasst das FFH-Gebiet einerseits die ausgedämmten Auen am Oberwasser der Staustufe (Mininger Au) sowie die Auen im Unterwasser. Das Gebiet umfasst ausgedehnte Grauerlen-, Silberweiden- und Eschenauen. Es erstreckt sich zwischen Braunau und Reichersberg bei einer Größe von 500,0 ha.

Naturschutzgebiet Unterer Inn (NSG 112)

Das Gebiet umfasst das Rückstaugebiet dreier Innkraftwerke mit zunehmender Verlandungstendenz sowie Auwaldgebiete. Es handelt sich um ein international bedeutendes Wasservogelgebiet mit einer Fläche von insgesamt 982,00 ha. Gemeinsam mit dem bayerischen NSG sind die einbezogenen Stauräume vollständig abgedeckt.

2.2.3 Sonstige Schutzgebiete

Naturdenkmale

Im Umfeld der untersuchten Auen finden sich jeweils auf bayerischer und österreichischer Naturdenkmale.

Auf bayerischer Seite ist dies die Kastanienallee entlang der Zufahrt zum Kraftwerk, auf österreichischer Seite zwei alte Stieleichen jeweils im Bereich des oberen Randes der Terrassenkante, die die Auen landeinwärts umfängt.

Ramsar-Gebiet, Feuchtgebiet internationaler Bedeutung

1976 wurde das Gebiet „Unterer Inn, Haiming-Neuhaus“ in die Ramsar-Konvention der geschützten Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung aufgenommen. Es erfasst auf 55 Flusskilometer mit einem Umfang von 1.955 ha die gesamte Kette der vier Stauräume vom Innspitz (Salzachmündung) bis zur Mündung der Rott.

1982 wurde außerdem das oberösterreichische Ufer als Ramsargebiet „Stauseen am Unteren Inn“ ausgewiesen. Zusammen haben die beiden Ramsargebiete heute 2825 ha.

Eine Deklaration als Ramsar-Gebiet ist keine Schutzkategorie im eigentlichen Sinne, das heißt, sie stellt keine konkrete rechtliche Handhabe dar, sondern ist ein „Prädikat (Gütesiegel)“, der Schutz selbst ist auf freiwilliger Basis der Unterzeichnerstaaten.

1979 bekam die Region den Titel „Europareservat Unterer Inn“ verliehen. Es erstreckt sich grenzüberschreitend über eine Fläche von insgesamt 5.500 ha, ca. 3.500 ha auf deutscher und 2.000 ha auf österreichischer Seite (Quelle Wikipedia).

Europareservat ist ein Prädikat, das vom Internationalen Rat für Vogelschutz an Vogelschutzgebiete verliehen wird, die folgende Merkmale aufweisen:

- internationale Bedeutung
- Lebensraum einer beachtlichen Zahl an Wat- und Wasservögeln (Relevanz nach internationaler Ramsar-Konvention über die Feuchtgebiete)
- Anerkennung der Schutzwürdigkeit durch die Organisation BirdLife International (Important Bird Area)
- Bewachung und wissenschaftliche Betreuung
- Sicherung mindestens des Kernbereichs als nationales Naturschutzgebiet
- mindestens ein Teilverbot der Jagd für die zu schützenden Vögel im größten Teil des Reservats und der Ausschluss anderer Beunruhigungen

2.3 Naturräumliche Situation

2.3.1 Landschaftsgliederung

Naturräumlich gesehen befindet sich das Projektgebiet im Unteren Inntal, randlich im südlichen Teil des Isar-Inn-Hügellandes gelegen, südöstlich des Inntals schließt das Inn-Hausruckviertler Berg- und Hügelland an. Das Inntal ist auf beiden Seiten durch

deutlich ausgeprägte Talhänge („Leiten“) begrenzt, die meist mit noch naturnahen Laubwäldern bestanden sind.

Im Bereich von Ering zählt der Inn mit seinen engeren Auen zu den Obernberger Innauen, welche sich auf tiefstem Niveau unmittelbar entlang des Inns von Simbach flussabwärts bis hinter Eggfing erstrecken. Sie sind durch die Kette der Wasserkraftwerke und dem damit verbundenem Dammsystem entscheidend geprägt worden. Die anthropogene Überformung durch den Bau der Staustufen hat zu einem völligen Verlust der Auendynamik in den nun ausgedeichten Flächen geführt. Unterhalb der Kraftwerkstufen tritt eine Absenkung des Grundwasserspiegels ein, während vor den Kraftwerkstufen ein Staubeck entsteht. Große Auwaldgebiete sind durch den Aufstau ständig unter Wasser gesetzt und verschwunden. Dies führte auch zu einer Verbreiterung des Inns, die bei Hagenau – Mühlau ca. 2 km beträgt (WEICHART 1979).

Weiter landeinwärts schließt an die Auen auf bayerischer Seite die Pockinger Heide an. Es handelt sich um großflächige Schotterterrassen (Niederterrasse), die größtenteils intensiv ackerbaulich oder für Siedlung und Gewerbe genutzt werden.

Das Pendant auf österreichischer Seite ist das Hartfeld, eine Niederterrassenfläche mit einer ihr innwärts vorgelagerten Treppe postglazialer Terrassenreste. Im Untergrund des Schotterkörpers bildet sich über dem wasserstauenden Braunauer Schlier des Tertiärsockels ein mächtiger Grundwasserkörper aus, der von den tiefergelegenen Vorterrassen angeschnitten wird. Am Hangfuß der Niederterrasse und an allen tieferen Terrassenunterkanten tritt das Grundwasser in ausgedehnten Quellhorizonten zutage (Fischteiche!).

Noch weiter südlich schließen Hochterrassen an (Bergfeld), die auf bayerischer Seite fehlen.

Feingliederung

Auf der Grundlage der Kartierung der potenziellen natürlichen Vegetation von CONRAD-BRAUNER (SEIBERT & CONRAD-BRAUNER 1995) können für den bayerischen Teil (Eringer Au, Vorland bei Urfar) die oben angeführten naturräumlichen Einheiten weiter unterteilt werden.

Obernberger Innaue

Eine für die aktuelle ökologische Situation wesentliche, weitere Unterscheidung ist jene in die rezente Au (Stauräume, einbezogene Vorländer) sowie in die ausgedämmte Au (reliktische, fossile Au), die von jeglicher Auendynamik abgeschnitten ist und keinerlei hydrologische Verbindung zum Fluss mehr hat.

Innerhalb der reliktischen Au kann ein tiefer gelegener Bereich von einem höher gelegenen Bereich unterschieden werden. Die tieferen Lagen tragen auch aktuell meist noch Auwälder (Grauerlenau, Silberweidenwald) und sind von Altwassern durchzogen. Es war dies früher die engere, häufig überflutete Aue mit der größten Auendynamik. Im Falle der Eringer Au ist der bewaldete der als eigentliche Aue empfundene Bereich.

Landwärts schließt sich daran ein lückiger Gürtel höhergelegener, früherer Auenstandorte an, die potenziell Eschenwälder tragen würden. Aktuell sind dies meist Ackerflächen (höhere Lagen). Er ist im Fall der Eringer Au durch einen deutlichen Geländeanstieg von mehreren Metern von den tieferen Lagen abgesetzt (Ackerlagen zwischen bewaldeter, tieferer Au und der Ortschaft Ering).

Ähnlich stellt sich die Situation in der Mininger Au dar. Das, was heute als Mininger Au bezeichnet wird, ist die tiefere Lage Austufe, während die Ortschaft Mining auf einer höheren Austufe liegt. Niederterrassenschotter schließen erst noch weiter landeinwärts an. In anderen Bereichen treten die Terrassenschotter aber direkt bis an den Inn heran und bilden dann markante Geländestufen; so an der Salzachmündung (Niederterrasse) oder bei Reichersberg (Hochterrasse; GEOLOGISCHE BUNDESANSTALT 2006).

2.3.2 **Klima**

Sämtliche Angaben stammen aus BayFORKLIM 1996.

Lufttemperatur

- Durchschnittliche Jahrestemperatur: 8,0 °C
- Durchschnittstemperatur Januar (kältester Monat): -2,1 °C
- Durchschnittstemperatur Juli (wärmster Monat): 17,5 °C
- Durchschnittliche Dauer der Vegetationsperiode 220-230 Tage

Das Inntal ist gegenüber dem angrenzenden Hügelland zu allen Jahreszeiten thermisch deutlich begünstigt. Auffällig ist die längere durchschnittliche Dauer der frostfreien Zeit (190-200 Tage) der flussnahen Bereiche bereits gegenüber den Niederterrassenfeldern (nurmehr 180-190 Tage). Umgekehrt sind die Frosttage deutlich weniger.

Die durchschnittliche Anzahl der Sommertage ist mit 40-45 Tagen/Jahr deutlich höher als auf den Höhen des angrenzenden Hügellandes, wo teilweise nur mehr 25-30 Tage/Jahr erreicht werden.

Niederschlag

- Niederschlagsmaximum: Mai–August
- mittlerer jährlicher Gesamtniederschlag (Simbach): 944,2 mm
- durchschnittlicher Niederschlag Juni (niederschlagsreichster Monat): 123,6 mm
- durchschnittlicher Niederschlag Februar (niederschlagsärmster Monat): 57,2 mm

Die Niederschlagsverhältnisse sind im Untersuchungsgebiet relativ gleichmäßig, ändern sich erst zur Pockinger Heide und zwischen Markt und Mühldorf (geringere Niederschläge) bzw. zum angrenzenden Hügelland (höhere Niederschläge).

Nebel

Die Anzahl der Nebeltage ist mit durchschnittlich 60-80 Tagen/Jahr relativ hoch. Im angrenzenden Hügelland finden sich deutlich geringere Werte (40-50 Tage/Jahr).

3 Bisherige Entwicklung des Stauraums: abiotische Faktoren

3.1 Eckdaten des Stauraums

Mit der Errichtung des Kraftwerks Ering-Frauenstein bei Fkm 48,0 in den Jahren 1939-1942 wurde die Untersuchungsstrecke eingestaut und das Augebiet mit den verbliebenen Altarmen überflutet. Der Einstau begann am 9. Juli 1942, Vollstau wurde am ersten September 1942 erreicht. Das entstandene Staubecken reicht bis in Unterwasser der Staustufe Simbach bei Inn- km 61,1. Es ist mit etwa 9 km² das größte am Inn, da zur Massenersparnis die Staudämme beim Bau in der Kriegszeit stellenweise sehr weit von den alten Leitdämmen des regulierten Flusses an natürliche Hochufer angebunden wurden. Dadurch ergab sich ein außergewöhnlich breites Staugebiet, das im Bereich der Hagenauer Bucht 1,6 km erreicht (nach AQUASOLI 2008).

Daten Stufe Ering

Einzugsgebiet	23.400 km²
Ausbauzufluss	1.040 m ³ /s an 78 Tagen
Kraftwerksleistung	73 MW
Jahresarbeit	439 GWh
Staulänge	15 km
Staudämme	17 km
Stauziel	336,20 mVS (= 336,23 müNN)
Fallhöhe	9,65 m

Tabelle 1: Daten Stufe Ering

3.2 Geschichtliche Entwicklung des unteren Inn

Die Nutzung des Inn ist seit der Zeit der Römer dokumentiert. Bis in die Mitte des 19. Jh. brachten die verschiedenen Nutzungen allerdings keine wesentlichen Änderungen für den Fluss mit sich, so dass er den Charakter eines verzweigten Wildflusses erhalten konnte (s. Abb. 1 sowie Kap. 3.4). Der Inn nutzte zu dieser Zeit den Talboden in einer Breite von ein bis zwei Kilometer. Der Wildfluss Inn wurde von LOHER (1887) geschildert, der wahrscheinlich ein noch relativ urtümliches Bild vor sich hatte (s. Kap. 4.1.1.1).

Mitte des 19. Jh. wurde jedoch aus verschiedenen Gründen (u.a. Beilegung von Grenzstreitigkeiten) durch Vertrag eine gemeinsame, planmäßige Korrektur von der Salzachmündung bis Passau vereinbart (Vertrag vom 31.08.1858; s. CONRAD-BRAUNER 1994, S. 15f).

Die 1862 begonnenen Arbeiten erfolgten nicht sukzessive flussabwärts, sondern vielmehr durch vereinzelte, über mehrere Jahrzehnte andauernde und meist unzusammenhängende Maßnahmen, je nach den örtlichen Bedürfnissen und der jeweiligen Flusslage.

Im Jahre 1914 waren die Arbeiten im Abschnitt unterhalb der Salzachmündung im Wesentlichen abgeschlossen. Im Verlaufe der Korrektur von Mitte des vergangenen Jahr-

hundreds bis etwa 1935 wurden insgesamt 83,5 % der Strecke Kufstein - Passau begradigt. Dabei wurde der ehemals 225,8 km lange Flusslauf um rund 9 km verkürzt und zudem wesentlich verschmälert.

Die Flussstrecke zwischen Salzachmündung und Vornbach wurde von vormals 67,2 km Länge im Zuge der Begradigung um 2,6 km verkürzt und auf eine Normalbreite von 190 m verschmälert.

Bis 1930 war der Inn in ganz Bayern in geschlossenem Mittelwassergerinne festgelegt. Die Uferverbauung, die Errichtung von Leitwerken und Hochwasserdämmen erfolgten entsprechend der jeweiligen topografischen Verhältnisse in unterschiedlichem Ausmaß.

Die 1942 errichtete Stufe Ering blieb über 12 Jahre das damals oberste Wehr am unteren Inn. Das Stauwehr Ering hielt damals das Inngeschiebe der Flusstrecke ab Jettenbach und das gesamte Salzachgeschiebe zurück. Dadurch füllte sich der Stauraum im Rückstau des Wehres innerhalb von wenigen Jahren auf. Das Kraftwerk Braunau-Simbach wurde 1953 in Betrieb genommen (Flutung Baugrube am 16.09.1953, Inbetriebnahme des ersten Maschinensatzes bei Teilstau am 30.11.1953), das seitdem das Salzach- und Alz-Geschiebe zurückhält.

Mit dem Einstau entstanden an den Innkraftwerken zunächst riesige Wasserflächen mit seenähnlichem Charakter, wenngleich relativ starker Durchströmung. Die rasch einsetzende Verlandung führte zunehmend zu Inselbildungen, die teilweise zur Aufteilung des Abflusses führten (CONRAD-BRAUNER 1994, S. 30).

Nach Inbetriebnahme des Kraftwerksbetriebs in Ering verlandete der Stauraum rapide, die Hochwassersicherheit war gefährdet. Deshalb wurde den Jahren 1951 bis 1954 die übergroße Breite des Stausees zwischen Inn-km 53,6 und 51,3 durch einen Leitdamm erheblich eingeschränkt (Angaben nach AQUASOLI 2008; 34f).

Nach dem HW 1954, bei dem über 4 Mio m³ Auflandung ausgetragen wurden, zeigte sich die Wirksamkeit der Leitwerke und ausreichende Freiborde konnten wieder nachgewiesen werden. Daher hat man 1955 darauf verzichtet, wie ursprünglich geplant das linksseitige Leitwerk bis etwa km 48,8 zu verlängern und rechtsseitig ein Leitwerk beginnend mit km 50,5 zu bauen.

Anhand der Querprofilaufnahmen können die letzten Arbeiten an den Leitwerken folgendermaßen datiert werden:

- Errichtung Leitwerk km 51,2 – km 51,0 zwischen Stauraumvermessung 1954 und 1955
- Errichtung Leitwerk km 50,8 – km 50,2 zwischen Stauraumvermessung 1955 und 1956

Im Jahre 1981 hat sich bei Fkm 55,4 ein Bruch des Leitwerkes während eines Hochwassers ereignet. Diese Bruchstelle wurde damals im Rahmen des Unterhalts wieder verschlossen. Im Jahre 2002 errichtete E.ON Wasserkraft im Rahmen des EU Life Projektes an dieser alten Bruchstelle ein Streichwehr, um wieder einen dauerhaft durchströmten Nebenarm mit höherer Dynamik in der Hagenauer Bucht zu erhalten.

Die einzelnen historischen Entwicklungsphasen des unteren Inn sind in Abb. 1 dargestellt (aus CONRAD-BRAUNER 1994).

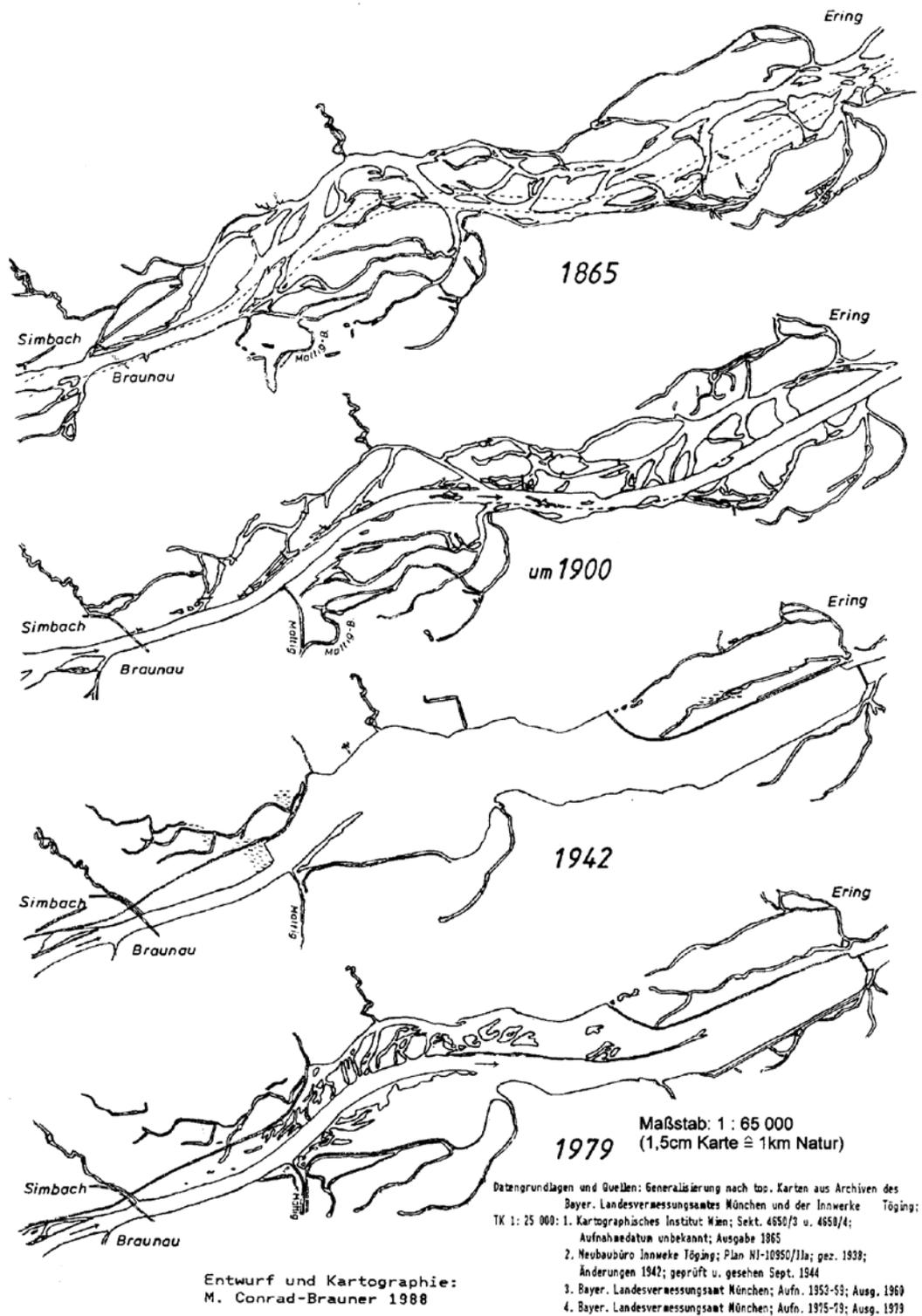


Abbildung 1: Historische Entwicklung des Inns zwischen Ering / Frauenstein und Simbach/Braunau

Mit den flussbaulich bedingten Veränderungen des Flusses veränderten sich aber auch die Nutzungen der angrenzenden Auen gravierend. So schreibt REICHHOLF (2002; 180): „Die Innauen waren jahrhundertlang als Niederwald genutzt. Hinzu kam bis gegen Ende der 60er Jahre, als diese Niederwaldbewirtschaftung aufgegeben wurde, auch noch die winterliche Streunutzung, die weithin auch die Mahd von ufernahem Röhricht sowie der Schilfbestände selbst mit eingeschlossen hatte“. Davon schreiben auch LINHARD & WENNINGER (1980; 4): „Während in früherer Zeit der Auwald fast nur niederwaldartig genutzt und bewirtschaftet wurde, war seit dem Ausbleiben der sommerlichen Hochwasser als Folge des Staustufen- bzw. Dammbaus eine landwirtschaftliche Nutzung möglich geworden; ihr fielen in den letzten zwei Jahrzehnten beachtliche Auwaldanteile zum Opfer. Wie an den meisten anderen bayerischen Flüssen gerieten die Auen mit zunehmenden flussbaulichen Eingriffen unter den Druck zunehmend intensiver Nutzung und damit verbundenen Flächenverlusten, obwohl die Auen natürlich auch unter dem Einfluss geänderter standörtlicher Bedingungen trotz allem naturschutzfachlich hochwertige Bereiche darstellten bzw. darstellen.“

3.3 Hydrologie

3.3.1 Inn

Folgende Tabelle gibt die kennzeichnenden Abflusswerte für den Stauraum Ering-Frauenstein wieder (aus aquasoli 2008):

Hydrologische Werte Inn/ Ering (Angaben E.ON Wasserkraft, ergänzt)								
Hydrolog. Wert	NNQ	MQ	HQ1	MHQ	HQ₁₀	HQ₅₀	BHQ₁	BHQ₂
Abfluss [m ³ /s]	184	715	2.620	2.740	4.110	5.570	6.280	8.020

Tabelle 2: Hydrologische Werte Inn/Ering (Angaben E.ON Wasserkraft, ergänzt)

Bei dem Juni-Hochwasser 2013 betrug der Abfluss bei Simbach/Braunau ca. 5.900 m³/s.

Wichtigstes Nebengewässer im Bereich des Stauraums Ering ist die Mattig, die bei km 5 6,00 am rechten Ufer in den Inn mündet. Die Mattig hat ein Einzugsgebiet von 446,9 km² und die in Tabelle 3 dargestellten hydrologischen Werte (nach AQUASOLI 2008).

Hydrologische Werte Mattig, Zeitreihe 1935-1994 (Angaben dpl Ziviltechniker GmbH)								
Hydrolog. Wert	NNQ	MNQ	MQ	HQ1	HQ10	HQ30	HQ100	RHHQ
Abfluss [m ³ /s]	0,9	1,9	4,9	15	45	68	100	260

Tabelle 3: Hydrologische Werte Mattig, Zeitreihe 1935-1994 (Angaben Ziviltechniker GmbH)

Das Beispiel einer Abflussganglinie (Abb. 2, Feb. 2014 bis Jan. 2015) zeigt deutlich den nivalen Charakter des Flusses mit den höchsten Abflüssen im Frühsommer zur Zeit der Schneeschmelze in den Alpen.

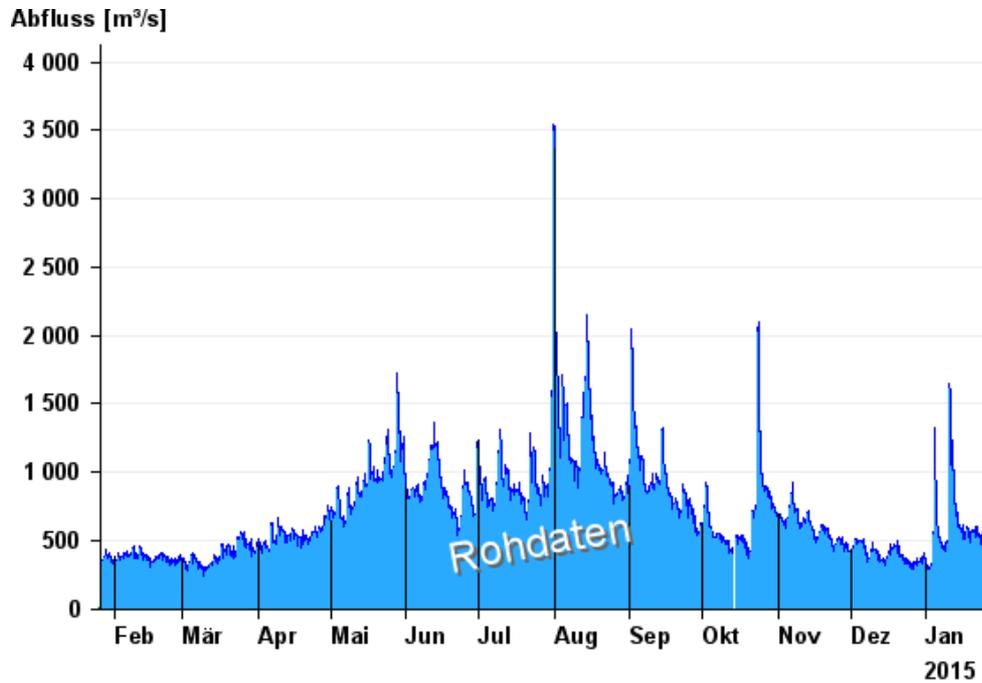


Abbildung 2: Ganglinie Innabfluss KW Braunau-Simbach (Internetabfrage hnd.bayern.de)

Folgende Grafik aus CONRAD-BRAUNER zeigt die Entwicklung der Inn-Wasserstände seit 1827:

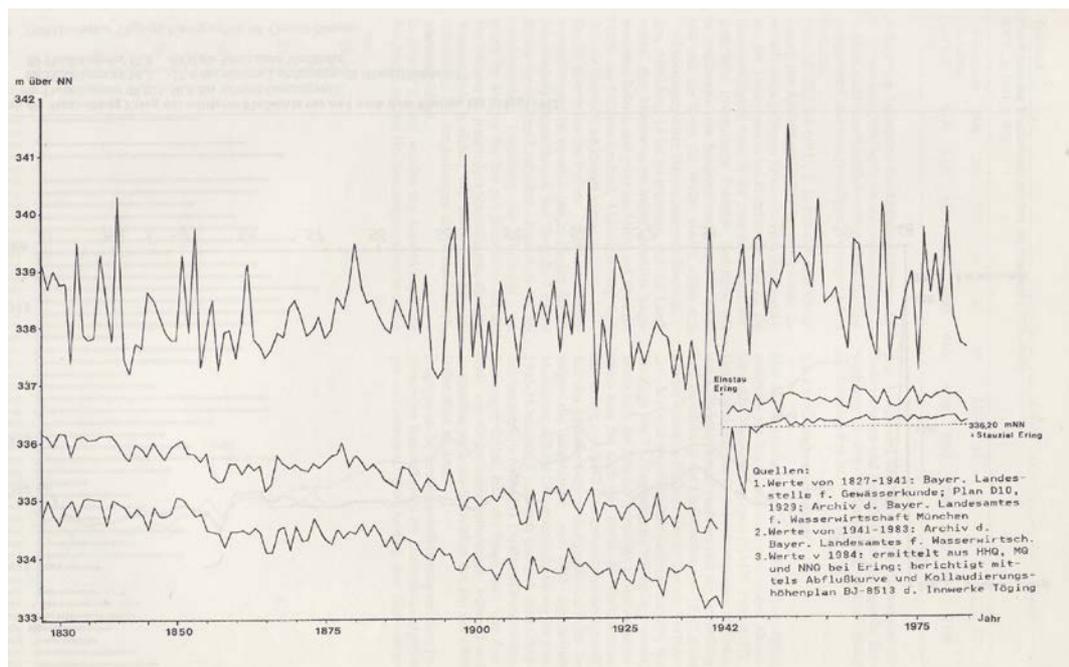


Abbildung 3: Ganglinie Innabfluss KW Braunau-Simbach (Internetabfrage hnd.bayern.de)

Höchste, mittlere und niedrigste Wasserstände von 1827 bis 1984 aus 14-tägiger Able-
sung am Pegel Simbach I, Flusskilometer 56,28 (CONRAD-BRAUNER 1992, S. 25)

Der stetige Verfall der Wasserstände bis 1942 in Folge flussbaulicher Eingriffe ist gut zu
erkennen.

3.3.2 Grundwasser

Die Grundwasserverhältnisse der Auen sind im Zuge der verschiedenen flussbaulichen
Phasen am Inn (vgl. vorheriges Kapitel) ebenfalls erheblich beeinflusst worden.

Auch hierzu finden sich ausführliche Angaben bei CONRAD-BRAUNER (1992; 27f):
*„Die korrektionsbedingte Sohleintiefung führte vielerorts am Inn zu einer entsprechen-
den Absenkung des Grundwasserspiegels. Die Absenkung des Grundwasserspiegels
betraf zunächst nicht nur die holozäne Flussaue. Da der Inn als Vorfluter der ober- und
unterirdischen Zuflüsse fungiert, der im Zuge der Flussbegradigung tiefergelegt wurde,
setzte sich der folglich verstärkte Grundwasserzstrom zum Inn noch weit bis in die
Niederterrasse hinein fort. Die Grundwasserabsenkung war bis etwa 1945-55 beson-
ders stark und verminderte sich später deutlich.*

*Der Anstieg des Flusswasserspiegels mit dem Einstau führte vor allem im Bereich der
Stauwurzel zu einer entsprechenden Anhebung, im Wehrunterwasser dagegen mit der
dortigen Eintiefung zu weiterer Absenkung.*

*Der seitliche Zustrom von Nebengewässern wurde unterbunden und über Sammelgrä-
ben ins Unterwasser abgeleitet oder mittels Pumpwerken dem Inn zugeführt. Diese Art
der Entwässerung der ausgedämmten Bereiche ist mit dem natürlichen ungehinderten
Zufluss von Grund- und Oberflächenwasser nicht vergleichbar: Die natürlichen jahres-
zeitlichen Grundwasserschwankungen in der Altaue und auf der Niederterrasse sind
durch die Sammelgräben als Ersatzvorfluter mit gleichmäßiger Entwässerung nivelliert,
d.h. die natürliche winterliche Absenkung bleibt seit der Ausdämmung der Altaue aus.
Aber auch der sommerliche Grundwasseranstieg in der Altaue wurde damit unterbun-
den.*

*1949/50 wurde der alte Hochwasserdamm Simbach erhöht und hinter dem Damm eine
an das Pumpwerk Simbach angeschlossene Entwässerungsleitung verlegt, um den
Grundwasserstand zum Schutz der Keller tiefer zu legen.*

*1950/51 wurde das oberhalb von Braunau gelegene Niederungsgebiet von Thal einge-
deicht und die dort mündende Enknach bei Rückstau durch Innhochwasser zusammen
mit dem als Vorfluter vertieften Fischerbach durch das Pumpwerk Enknach über den
Damm in den Inn gepumpt.*

*Schließlich mussten noch die Pumpwerke Erlach auf bayerischer sowie Höft und Rei-
chersdorf auf österreichischer Seite gebaut werden.*

*In Folge ergaben sich Grundwasserabsenkungen um bis zu 60 cm, durchschnittlich
aber um 30 cm seit 1938. Für den Zeitraum 1942/45 waren besonders drastische Ab-
senkungen um durchschnittlich rund 20 cm zu verzeichnen (Bau der Hochwasser-
schutzanlagen).“*

Das System von Sickergräben und Pumpstationen zur Entwässerung der Hinterländer (fossile Auen) führt zu untypisch gleichmäßigen Grundwasserständen (LINHARD & WENNINGER 1980), die im Gegensatz zu den früher starken Schwankungen entsprechend der Wasserführung des Inns stehen.

Alte Ganglinien (1940, Unterlagen der VERBUND AG) zeigen beispielsweise aus den österreichischen Innauen oberhalb Braunau eine enge Koppelung der Grundwasserstände in der Aue an den Gang der Innwasserstände. Der Inn am Pegel Simbach zeigte 1940 eine Schwankungsamplitude der Wasserstände von etwa 3,5 m (ohne größere Hochwasserspitzen, diese liegen bis zu 3 m höher). Die Auen-Grundwasserstände folgen dem mit einer deutlichen Dämpfung, die umso höher wird, je weiter der Pegel vom Fluss entfernt liegt (hier kommt dann oft noch die Wirkung von Quellaustritten an randlichen Terrassenkanten hinzu). Im Falle der Auen bei Simbach zeigte aber die Beobachtungsstelle S 313 (nah am Innufer) 1940 immer noch eine Amplitude von ca. 2,5 m, die mit zunehmender Entfernung vom Inn auf ca. 1,8 m abnimmt. Pegel auf bayerischer Seite in der Erlacher Au verhalten sich entsprechend. Pegel S 108, der schon einige hundert Meter vom Inn entfernt mitten in der Au liegt, zeigt 1940 eine Schwankungsamplitude von ca. 2,5 m, die zum Rand der Aue bis auf ca. 1,8 m abnimmt.

Aktuell beträgt die jährliche Grundwasserschwankungsamplitude beispielsweise in der Mininger Au (ohne Hochwasserspitzen) am Inn-nahen Pegel r208 nur noch etwa 0,15 bis 0,30 m. In der Eringer Au zeigt sich ein ähnliches Bild. Am Pegel r4 (zentraler Auenbereich) zeigt sich eine mittlere jährliche Schwankungsamplitude (ohne Hochwasserspitzen) von etwa 0,15 m. Anders als früher (vor Einstau) nehmen heute die Schwankungsamplituden mit zunehmender Entfernung vom Inn zu, da zunehmend andere Einflüsse wirksam werden.

3.4 Flussmorphologie

3.4.1 Wildfluss

Vor der Korrektur nahm der Inn zwischen Simbach und Ering mit seinen zahlreichen sich ständig verlagernden Seitenarmen noch ein breites Flussbett ein (CONRAD-BRAUNER 1992).

Verschiedene Autoren beschreiben die Charakteristik eines Wildflusses. Da dieser Zustand in mancherlei Hinsicht den Referenzzustand und damit Leitbild für gewässerökologische und sonstige naturschutzfachliche Entwicklungsmaßnahmen abgibt, wird er mit einigen Zitaten weiter dargestellt:

MÜLLER (1995, 290): *„Die starke Hydrodynamik, verbunden mit der Morphodynamik, bewirkt, dass der Fluss immer wieder seinen Lauf verändert. Schotter- und Sandbänke früherer Hochwasserereignisse, die bereits von Pflanzen besiedelt wurden, können durch das Hochwasser wieder weggerissen und an anderer Stelle abgelagert werden. Bezeichnend ist darum im engeren Auenbereich ein hoher Anteil vegetationsfreier und nur schwach bewachsener Kiesbänke mit Pioniervegetation. Bedeutsam für die Pflanzen ist das sehr geringe Nitrat- und Phosphatangebot auf den Kiesbänken, da der Humusanteil verschwindend gering ist.“*

JERZ, SCHAUER und SCHEURMANN (1986): „Ein alpiner Fluss zeichnet sich durch extreme Schwankungen der Wasserführung aus. Gegenüber Niedrigwasserzeiten führt der Fluss beim Hochwasser mehr als das Hundertfache an Wasser. Gleichzeitig werden dabei Tausende von Kubikmeter Sand, Kies und Gerölle, also Geschiebe transportiert. Weite Flächen der Aue werden unter Wasser gesetzt, zum Teil mit Geschiebe überdeckt. Schotterbänke und Anlandungen früherer Hochwasserereignisse, auf denen sich zumindest teilweise Auwald entwickeln konnte, wird wieder weggerissen und an anderen Stellen angelagert. Nach Abklingen des Hochwassers bleibt eine völlig veränderte Auen- und Gewässerlandschaft zurück. Viele Kiesbänke haben eine andere Form und Lage angenommen. Vielfach hat auch der Fluss seinen Lauf verlegt. Ein früheres Nebengerinne ist zum Hauptgerinne geworden, neue wasserführende Äste sind entstanden und alte Rinnen wurden zugeschüttet. Diese ständige Veränderung der Standortverhältnisse und die stete Schaffung einer neuen Ausgangssituation für die Vegetationsansiedlung und –entwicklung wird als Auedynamik bezeichnet. Sie ist ein Charakteristikum natürlicher alpin geprägter Fluss- und Auenlandschaften“.

TOCKNER et al. (2001; 29ff, am Beispiel des Tagliamento): „Geringe Wasserstandschwankungen ändern zwar die Ausdehnung der Gewässer, nicht jedoch die Matrixstruktur der Aue. Erst wesentlich stärkere Hochwasser ("flood pulses") führen zu Sedimentumlagerung und Verschwenkung ganzer Gerinne. In dynamischen Auen bedeutet bereits ein geringer Anstieg des Wasserspiegels ("flow pulse") eine deutliche Ausdehnung des aquatischen Lebensraumes und es ändert sich somit der Grad der Vernetzung von aquatischen und terrestrischen Lebensräumen. Isolierte Gewässer werden wieder an das Hauptgerinne angebunden und stehende Gewässer wandeln sich zu fließenden Gerinnen. [...] „Ein herausragendes Merkmal des Tagliamento ist die große Anzahl an Schotterbänken und Inseln. Als Inseln können vereinfacht die gehölztragenden Landschaftselemente innerhalb des aktiven Flusskorridors bezeichnet werden. [...] Hinzu kommen sogenannte Pionierinseln (Phase 1 und Phase 2 Inseln). Phase-1 Inseln sind frische Totholzablagerungen, die den Nukleus für die eigentliche Inselentwicklung bilden. Phase-2 Inseln formen sich aus Phase-1 Inseln, weisen ein Alter von 2-5 Jahren auf und sind bereits von einer dichten und artenreichen Vegetation überwuchert. Phase-3 Inseln schließlich sind etablierte Inseln von bereits beträchtlicher Größe und sind von einem dichten Gehölzbestand bestockt. Eine besondere Rolle in der Inseldynamik spielt das Totholz. Große Mengen des Totholzes werden durch Pionierinseln zurückgehalten, was wiederum die Inselentwicklung fördert. Das Vorhandensein genügender Mengen an Totholz und das Zusammenspiel eines natürlichen Hochwasserregimes und einer natürlichen Geschiebedynamik sind Grundvoraussetzung für die Etablierung von Inseln. [...] „Ein Vergleich von Luftbildern zeigt, dass in drei Jahren die "turnover"-Rate von etablierten Inseln bei 15 % und jene von Pionierinseln sogar bei 80 % liegt. Das bedeutet, dass sich nur sehr wenige Pionierinseln zu etablierten Inseln entwickeln können, die meisten werden wieder durch Hochwasser zerstört. Im Hauptuntersuchungsgebiet unserer Arbeit erreichen die Inseln ein maximales Alter von 20 Jahren und somit nie das "reife" Stadium der uferbegleitenden Auenwälder.“

3.4.2 Korrigierter Inn

Bereits um 1860 begannen erste Korrektionsarbeiten, wobei zunächst die Lage des gewünschten Flusslaufs mit einer Normalbreite von 190 m bei MW festgelegt wurde.

Anschließend wurden durch die Uferdeckwerke die Innufer durchgehend befestigt und die Seitenarme abgeschnürt. Durch die verstärkte Sohlerosion sank der Fluss- und Grundwasserstand, wodurch weite Teile der ehemaligen Flussaue nun hochwasserfrei und damit land- und forstwirtschaftlich nutzbar wurden (CONRAD-BRAUNER 1992).

HAUF (1952) beschreibt ebenfalls die Korrekionsphase des Inn, bereits mit Ausblicken auf die Anfangszeit der Stauhaltung Ering-Frauenstein (S. 109): „Bei Simbach blieb die Flusssohle von 1826 bis 1880 unverändert, von da bis 1940 tiefte sie sich um 1 m ein. Im folgenden Jahrzehnt wurde diese Eintiefung durch eine Auflandung um 86 cm fast ausgeglichen, denn Simbach liegt noch im Staubereich der Stufe Ering. [...] Ebenfalls änderte der Fluss seine Sohle bis 1890 bei Obernberg nicht, dann landete er bis 1910 jedoch 50 cm auf, um sich anschließend bis 1940 um 1,50 m einzugraben. Da Obernberg unmittelbar unterhalb des Wehres der gleichnamigen Kraftstufe liegt, verlief diese Eintiefung nach dem Einstau seit 1944 etwas stürmischer, bis 1950 waren es weitere 1,20 m. [...] Eine Steigerung der Geschwindigkeit durch die Korrektur ist zweifellos eingetreten. Ebenso sind die Hochwässer seit der Regelung höher, da der Inn und die meisten seiner Nebenflüsse kaum noch über die Ufer treten können. Zugleich verlaufen sei schneller (S 111).“

Die heutige „Heitzinger Bucht“ stellte sich aber auch noch auf alten Karten aus den 30er Jahren des letzten Jahrhunderts als von mehreren Seitenarmen durchzogener Inselbereich dar.

3.4.3 **Stauraum**

CONRAD-BRAUNER (1992) beschreibt anschaulich die Veränderung durch den Einstau (S 18): „Größte Veränderungen im Landschaftsbild brachte der Einstau der Stufen bei Simbach-Braunau, Ering-Frauenstein, Egglfing-Obernberg mit sich. Diese stauten große Seen auf. Anstelle des vormals auf nur 190 m Breite eingefassten, begradigten und rasch strömenden Flusslaufs bestimmte nun bis zu 683 m Breite, langsam strömende Stauseen das Landschaftsbild. [...] Nur im jeweils obersten Abschnitt eines Stausees blieb der Inn in seiner korrigierten Form als schmaler Lauf mit seinen begleitenden Auenwäldern und mit ähnlichen Wasserständen erhalten. Der flussabwärts folgende Abschnitt bis zur Wehrstelle wurde dagegen in zunehmender Höhe unter Wasser gesetzt. [...] In den Jahren nach dem Einstau füllten sich die Stauräume rasch mit Feinsedimenten. Dabei entstanden zahlreiche Inseln und Halbinseln, die mittlerweile bis zu einem Drittel der Stauplächen einnehmen. Durch die rasche Verlandung der Stauseen waren die Ufer erosionsgefährdet, sodass nachträglich eine schmale, tiefe Hauptfließrinne in den Stauräumen ausgebaggert und durch Leitdämme befestigt wurde, ähnlich wie bei der Korrektur.“

3.4.3.1 Fließgefälle, Strömungsgeschwindigkeit

CONRAD-BRAUNER (1992; 18ff): „Völlig neue Verhältnisse entstanden mit der treppenartigen Untergliederung des Inn in eine Kette von Staustufen. Gegenüber dem korrigierten Zustand weisen die Stauhaltungen ein erheblich geringeres Fließgefälle auf. [...] Das geringe Gefälle in den Stauhaltungen begünstigt die Sedimentation auch kleiner Korngrößen einschließlich des organischen Detritus. Es beschleunigt somit die Auffüllung der Stauräume und beeinflusst die Ansiedlung und die Zusammensetzung der Auenvegetation.“

- Die Strömungsstärke nimmt auch bei Hochwasser mit zunehmender Breite des Staureams in Richtung Wehr ab
- die größte Strömung herrscht in der Hauptfließrinne und größeren Seitenarme sowie deren Ufer, hier ist auch die Sedimentation am größten. Von den Uferstreifen der Hauptfließrinne landeinwärts nimmt die Sedimentmächtigkeit von über einem Meter bis auf wenige Zentimeter ab.“

Die folgende Abbildung (TB ZAUNER, 2014) zeigt das Fließgefälle im Stauraum Ering / Frauenstein bei verschiedenen Innabflüssen. Es zeigt sich deutlich die Gefällsabnahme mit Eintritt des Inn in den Stausee zwischen Inn-km 56,0 und 54,0.

Das Restgefälle in der Stauwurzel vom Unterwasser KW Braunau-Simbach bis Fluss-km 58,5 beträgt bei Mittelwasser ca. 0,12 ‰, bei einem Abfluss von Q30 nur 0,02 ‰, bei Q330 0,17 ‰ und beim MJHQ 0,39‰.

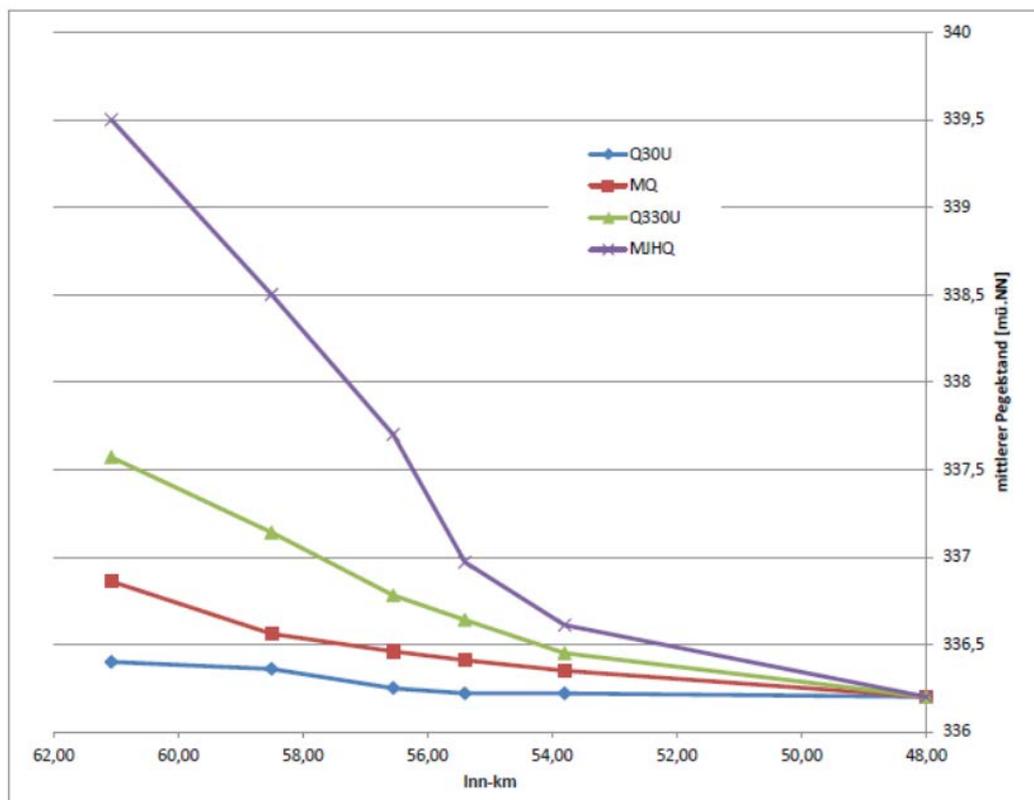


Abbildung 4: Fließgefälle im Stauraum Ering-Frauenstein bei verschiedenen Abflüssen

Die Strömungsgeschwindigkeit im Stauraum Ering schwankt zwischen minimalen 0,2 m/s und mehr als 2 m/s und sie steigt in Hochwässern entsprechend noch viel höher an (REICHHOLF 2005). Bei Fließgeschwindigkeiten bis ca. 0,3 m/s kommt es im Stauraum zu „massiver Schlickablagerung“ (Feinsedimentation; REICHHOLF-RIEHM, 1995; 193).

Mit zunehmender Verlandung steigt in durchströmten Bereichen die Fließgeschwindigkeit, da – bei konstantem Stauziel – der nutzbare Querschnitt abnimmt (REICHHOLF-

REICHHOLF-RIEHM 1982; 62). Dieser Umstand bedingt letztlich das Erreichen eines neuen Gleichgewichtszustandes.

Diese Entwicklung lässt sich anhand alter Querpeilungen (1940 bzw. 1942, vor Einstau sowie 1947 und 1948) aufzeigen. Zu den Querpeilungen wurde jeweils der durchflossene Querschnitt sowie die Fließgeschwindigkeit bei MQ ermittelt (Angaben auf den Originalen). Mit Eintritt in den Stausee (etwa Inn-km 57,00) ergeben sich damit allerdings nur Durchschnittswerte, die davon ausgehen, dass der Querschnitt gleichmäßig durchflossen wird.

Fließgeschwindigkeiten vor sowie nach Einstau (m/s)

Inn-Km	1940/1942 (vor Einstau)	1942 nach Einstau	1947	1948
60,80	1,3		2,1	2,3
60,60	1,3		2,4	2,1
60,40	1,4		1,9	2,0
60,20	1,4		2,2	1,8
60,00	1,4		2,3	2,2
59,80	1,0		2,1	2,1
59,60	1,1		2,1	2,1
59,00	1,3		1,8	2,0
58,00	1,1		1,3	1,2
57,00		0,8	1,0	1,1
56,00		0,5	0,6	0,7
55,00		0,3	0,4	0,4
54,20		0,2	0,2	0,3
53,00		0,2	0,3	0,3
52,00		0,1	0,3	0,3
51,00		0,2	0,2	0,3
50,00		0,1	0,2	0,3
49,60		0,1	0,2	0,3
49,00		0,1	0,2	0,3
48,60		0,1	0,2	0,3

Tabelle 4: Fließgeschwindigkeit vor sowie nach Einstau (m/s)

Da nach Einstau sehr schnell erhebliche Verlandungen einsetzten, die zu Querschnittsverengungen bei gleichbleibendem Stauziel führten, muss sich die Fließgeschwindigkeit teils deutlich erhöht haben. Diese Zunahme der Fließgeschwindigkeit gilt für alle Abschnitte des Stauraums. Zugleich zeigt die Tabelle die deutlich verlangsamten Fließgeschwindigkeiten ab etwa Inn-km 57,00.

3.4.3.2 Wasserstände, Tiefenverhältnisee

Mit dem Einstau hat sich die Schwankungshöhe zwischen Niedrig-, Mittel- und Hochwasserständen vermindert und ist vor den Kraftwerksstufen auf Null abgesunken. Nur im jeweils obersten Abschnitt der Stauräume (Stauwurzel) bleiben die ursprünglichen Wasserstandsschwankungen annähernd erhalten.

Zur Erhöhung der winterlichen Niedrigwasserführung wird an den Speicherkraftwerken im Einzugsgebiet des alpinen Inns der Sommerabfluss teilweise auf den Winter verschoben (Niedrigwasseraufbesserung).

Gegenüber dem früheren korrigierten Zustand haben sich die Wasserstandsschwankungen mit dem Staustufenbau auch in den Stauwurzeln deutlich vermindert (Pegel Simbach). Für die Vegetationsperiode von Ende April bis Anfang Oktober ergibt sich im Mittel (1946-1983) zwischen MNQ und MHQ ein Höhenunterschied von etwa 1,5 m (Angaben nach CONRAD-BRAUNER 1992, 22).

Folgende Tabelle zeigt die Entwicklung der Tiefenverhältnisse anhand von 5 Querprofilen mit Aufnahmen in den Jahren 1942 (unmittelbar nach Einstau), 1971 sowie 2014 (Peilungen VERBUND). Die Peilung 2014 wurde teilweise mit der Messung 2010 ergänzt. Dies geschah entweder im Falle von Nebenrinnen, die infolge fortschreitender Verlandung 2014 nicht mehr erfasst werden konnten, oder aber dann, wenn das Hochwasser 2013 erkennbare Erosion verursacht hat. In der Tabelle wird für jedes Jahr der jeweilige Anteil der Tiefenzonen > 1m, 0-1 m sowie bereits über Wasserspiegel liegend in Prozenten der Länge des Querprofils angegeben.

Veränderung der Wassertiefen im Stauraum Ering / Frauenstein in ausgewählten Querprofilen in den Jahren 1942, 1971 und 2014 (2010)

Profil Fluss-km	Prozentualer Anteil von Gewässerbereichen mit Tiefe > 1 m			Prozentualer Anteil von Gewässerbereichen mit Tiefe 0 - 1 m			Prozentualer Anteil von über Stauziel liegenden Sedimentationsflächen		
	1942	1971	2010 / 2014	1942	1971	2010 / 2014	1942	1971	2010/14
48,8	100	73,3	51,3/ 66,5	0	14,9	48,7 / 33,5	0	11,8	0
49,0	100	66,4	52,7 / 68,5	0	25,7	22,2 / 6,4	0	7,9	25,1
50,0	100	77,4	76,2 / 82,1	0	22,6	13,2 / 9,3	0	0	10,6 / 8,6
51,0	100	71,5	76,6	0	23,1	20,5	0	5,4	2,9
56,0	39,0	33,0	30,0	60,0	10,2	10,3	1,0	56,8	59,7

Tabelle 5: Veränderung der Wassertiefen im Stauraum Ering/Frauenstein (1942/1971/2014)

Wie zu erwarten, herrschten im Stauraum kurz nach Einstau durchweg große Wassertiefen, lediglich im obersten Bereich des Stauraums sind die Vorländer nur flach überstaut gewesen. Bis 1971 haben tiefere Gewässerbereiche knapp um ein Drittel abgenommen, stattdessen sind Flachwasserzonen bis zu 1 m Tiefe entstanden, teilweise aber auch bereits Inseln. Das betrifft vor allem den Bereich, in dem der Inn in den Stausee eintritt („Binnendelta“), hier ist 1971 bereits mehr als die Hälfte des Querschnitts Insel.

Bis 2010 hat sich dieser Trend ungebrochen fortgesetzt: stetige Abnahme tieferer Wasserflächen zugunsten von Flachwasserbereichen und Inseln. Das Extremhochwasser im Juni 2013 hat diesen Trend allerdings kurzfristig zurückgesetzt, durch erhebliche Austräge sind wieder in größerem Umfang tiefere Wasserzonen entstanden. Inseln sind allerdings nur in geringem Umfang oder überhaupt nicht erodiert worden, so dass die

Wasserfläche an und für sich in Folge des Hochwassers kaum verändert wurde. In den großen Seitenbuchten (Hagenauer Bucht, Heitzinger Bucht), die von den Querpeilungen leider nicht mehr erfasst werden, hat das Hochwasser 2013 – wie alle größeren Hochwässer bisher – zu schlagartiger Verlandung und erheblicher Vergrößerung der bestehenden Inseln geführt.

ZAUNER et al (2001) haben die Tiefenverhältnisse der Reichersberger Au untersucht. Sie beschreiben sie als „äußerst seichtes Gewässersystem mit einigen Tiefstellen, jedoch ohne einer ausgewogenen Tiefenverteilung. Zwischen Mittelwasser und extremer Niederwassersituation fällt ein Drittel der gesamten Wasserfläche trocken. Die fortschreitende Verlandung der Augewässer läuft bisher abgesehen von einigen Schwemmkegeln und Gleithängen weitgehend unter der Wasseroberfläche ab, wird sich in Zukunft aber immer mehr auf die Wasserfläche auswirken.“

Die Entwicklung der Wasservolumina ist direkt an die Veränderungen von Morphologie und Massenhaushalt gekoppelt. Durch die Schwankungen des Wasserspiegels haben diese Veränderungen auf das Wasservolumen die weitaus gravierendsten Auswirkungen. Während 2000 die Wasserfläche zwischen den charakteristischen Wasserspiegeln im Bereich der Reichersberger Au in saisonalen Verlauf um rund ein Drittel schwankt, variiert das Wasservolumen im gleichen Rahmen um knapp zwei Drittel. Besonders dramatisch wirkt sich der Rückgang bei Niederwasser (314,60 m ü. NN) aus. Das verbleibende Volumen beträgt nur mehr 237.000 m³ (Abbildung 5), das entspricht einer Abnahme um 81,8 % !

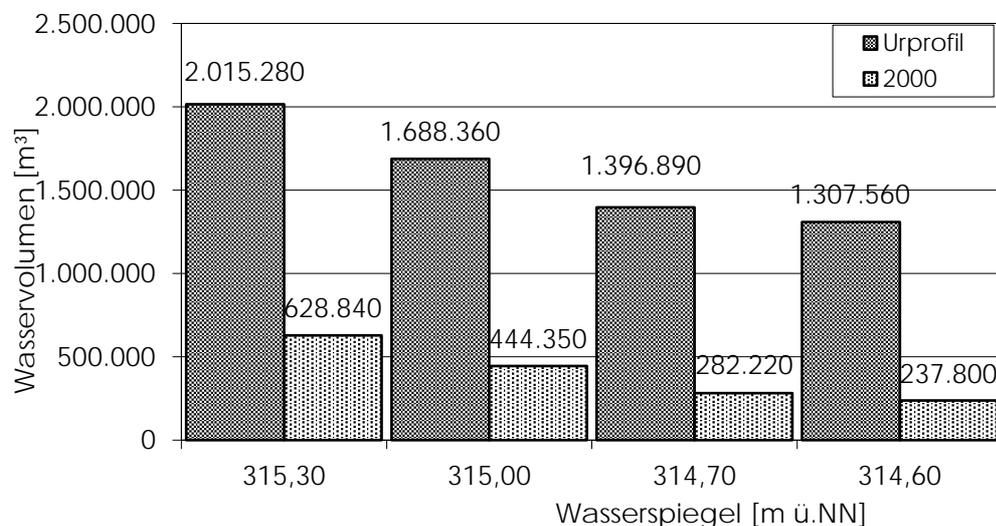


Abbildung 5: Vergleich der Wasservolumina nach dem Einstau und 2000 bei typischen Wasserständen (aus ZAUNER et al., 2001)

Aus dieser Entwicklung lässt sich ableiten, dass das System vor einer Wende steht und die bis heute zu einem großen Teil unter dem Wasserspiegel stattgefunden Veränderungen in den nächsten Jahren massiv zu Tage treten werden. Nur in wenigen Teilbe-

reichen genügt die Fließgeschwindigkeit um Feststofftransport zu ermöglichen, in den restlichen Bereichen wird das Abflussprofil auf eine schmale Rinne reduziert. Daraus lässt sich ableiten, dass ohne anthropogene Eingriffe und unvorhersehbare Ereignisse, langfristig die Verlandung der überbreiten Abflussprofile und die Reduktion auf ein dem Wassereintrag entsprechendes Gewässerbett eintreten wird. Die Geschwindigkeit dieser Wandlungen macht aber auch deutlich, dass die erhobenen gegenwärtigen Daten nur eine Momentaufnahme darstellen können.

Die Situation in den großen Buchten des Stauraums Ering-Frauenstein dürfte sich ähnlich darstellen.

REICHHOLF & REICHHOLF-RIEHM (1982; 52) betonen die naturschutzfachliche Bedeutung der differenzierten Tiefenverhältnisse, die sich in Folge der Sedimentation ausgebildet haben: „Diese Profile der Tiefenverteilung deuten bereits eine starke Differenzierung in Flachwasserzonen und stärker durchströmte, tiefere Bereiche an. Sie bilden einen wesentlichen Beitrag zur Reichhaltigkeit des Wasservogel-Artenspektrums, weil dieses den verschiedenen Tiefenzonen in unterschiedlicher Weise angepasst ist. Es soll hier schon darauf hingewiesen werden, dass die Tiefenzonierung und die innere Strukturierung in verschiedene, örtlich und zeitlich variable Wassertiefen ein wesentliches Merkmal für die ökologische Regenerierung des Flusses in diesen Stauseen darstellt.“

3.4.3.3 Verlandung

In ÖWAV (2000) wird beschrieben, dass seit Errichtung der Kraftwerkskette des Unteren Inn, die Verlandung zum überwiegenden Teil innerhalb von zehn Jahren abgeschlossen war. Seit den 70er-Jahren befindet sich das Flussbett annähernd in einem Gleichgewichtszustand, die Verlandung ist unbedeutend. Wie die Bemühungen um die im Stauraum des Kraftwerkes Braunau-Ering gelegene Hagenauer Bucht zeigen, beschränkt sich dies aber nur auf den eigentlichen Flussschlauch. Die Auegebiete am Unteren Inn unterliegen hingegen starken Sukzessionsprozessen (ZAUNER et al. 2001).

1954 wurde die Staufe Braunau eingestaut und damit der Eintrag von Salzachgeschiebe in die Stufe Ering unterbunden. Man nimmt an, dass sich mit dem Einstau bei Braunau das Sättigungsniveau, d.h. der Staurauminhalt bei gleichhohen Eintrags- und Ausstragssummen der Stufe Ering und Eggfling verminderte. Insgesamt resultiert seit 1954 eine geringere Morphodynamik. So konnten sich die bis 1952 entstandenen und teils vegetationsbedeckten Inseln im oberen Abschnitt des Stauraums Ering zwischen 1952 und 1976 ausnahmslos vergrößern. Inselabtrag fand dort nicht statt. Dagegen wurden die bis 1952 entstandenen und überwiegend vegetationslosen Inseln im mittleren Abschnitt bis 1976 teilweise abgetragen, wobei sicherlich das Hochwasser von 1954 einen wesentlichen Beitrag leistete (CONRAD-BRAUNER 1992; 30).

Nach AQUASOLI (2008; 25) wurde im Jahre 1949 mit umfangreichen Baggerungen begonnen. Die jährliche Entnahme betrug durchschnittlich 80.000 m³. Der Baggerbetrieb im Stauraum wurde 1961 endgültig eingestellt. Das entnommene Material wurde, soweit rekonstruierbar, überwiegend zum Leitwerksbau zwischen 1951 und 1956 benutzt.

Abbildung 6 zeigt die Veränderungen in der mittleren Sohlenlage im Hauptgerinne. Daraus sind sowohl die anfänglichen Verlandungen im Rückstaubereich, die Sohlerosionen

durch das HW 1954 in Verbindung mit der Errichtung der Leitwerke und die Unterwassererosion der Innstufe Braunau zuerkennen. Seit Errichtung der Staustufe Braunau 1953 und Vollendung der Leitwerke 1956 hat sich die mittlere Sohlenlage nur mehr langsam verändert (AQUASOLI 2008).

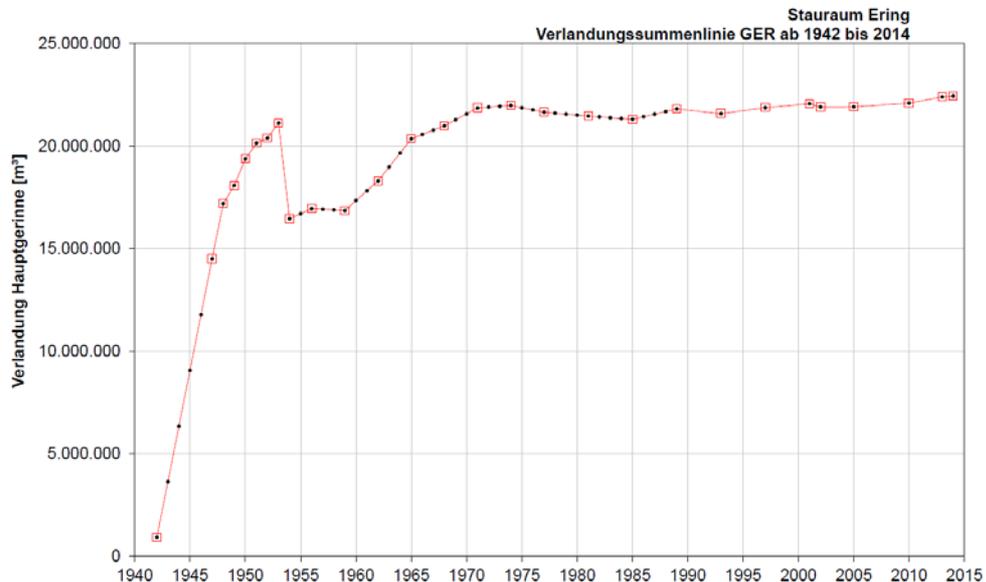


Abbildung 6: Summenlinie der Verlandung Stauraum Ering (nur Hauptgerinne), Auswertung VERBUND AG

In den ersten Jahren nach Einstau (bis 1948) setzten sich jährlich durchschnittlich ca. 2.700.000 m³ Sedimente ab. Die Sedimentationsrate nahm dann bis 1953 auf jährliche Werte von minimal ca. 250.000 m³ ab, bis das Hochwasser 1954 erstmals zu erheblichen Austrägen führte (ca. 467.000 m³).

Auswertungen alter Querpeilungen (Fluss mit Vorländern) zeigen für die Geschiebejahre 1957/1959 Materialaustrag im Stauwurzelbereich bis Inn-km 55,0, ab hier bis fast zur Wehrstelle dagegen Sedimentation. Für die Geschiebejahre 1960/62 liegt der Übergang von Materialaustrag zu Sedimentation weiter flussab bei Inn-km 52,8. Insgesamt fand hier eine durchschnittliche jährliche Sedimentation von ca. 480.000 m³ statt.

Im Bereich von Inn-km 58,00 bis 61,00 fand nach Einstau zunächst überwiegend auch Sedimentation statt, ab 1953 (bereits teilweise Fertigstellung KW Simbach-Braunau, 1954 Einstau) aber Sohlerosion, die bis 1954 bereits unter die Sohle vor Einstau führte (im Vergleich zu 1951 bis zu ca. 1,5 m Erosion).

Größere Hochwässer können zumindest in der Fließrinne zur teilweisen Ausräumung der abgelagerten Sedimente führen (s. auch voriges Kapitel). MUNDT (1959) untersuchte die Ausräumungsvolumina von drei Hochwasserereignissen im Jahre 1954. Die rekonstruierten Ausräumungsvolumina für die drei kurz hintereinander abgelaufenen Hochwasserwellen zeigt Tabelle 6. In wie weit die Profilvermessung eine Woche nach dem Hochwasserscheitel mit 5880 m³/s Spitzenabfluss den Zustand während des Hochwassers widerspiegelt, kann nicht gesagt werden. Zum einen ist durch die ablauf-

fende Welle ein weiterer Ausräumungseffekt auch nach dem Scheitelabfluss gegeben, zum anderen findet bei Unterschreitung des kritischen Abflusses bereits wieder eine neue Anlandung statt (AQUASOLI 2008; 39).

Profilvermessungen und Ausräumung von drei Hochwasserwellen 1954 (MUNDT 1959)

Datum	Bemerkung	Abfluss [m³/s]	Stündliche Steigerung	Ausräumung [m³]
19.05.1954	Kleines Hochwasser	Q _{max} =2686	ca. 50 m³/s	480.000
20./21.05.1954	Profilvermessung 48,2 – 51,2, junge Anlan-			
22.06.1954	Profilvermessung 51,6 bis			
03.07.1954	Mittleres Hochwasser	Q _{max} =3482	ca. 100 m³/s	960.000
05/06.07.1954	Profilvermessung, fest gelagerter Untergrund			
09.07.1954	Großes Hochwasser	Q _{max} =5880	ca. 130 m³/s	2.711.000
14.-16.7.1954	Profilvermessung			

Tabelle 6: Profilvermessung und Ausräumung von drei Hochwasserwellen 1954

Am Beispiel des Hochwassers 1954 zeigt die Verlandungssummenlinie in Abb.5 aber, dass sich nach entsprechenden Austrägen nach einigen Jahren der Gleichgewichtszustand wieder einstellt.

CONRAD-BRAUNER (1992; 30) weist auch auf Sohlerosion hin: „*Sohlerosion fand anfänglich im Wehrunterwasser statt sowie in der nachträglich ausgebagerten und befestigten schmalen Hauptfließrinne. Im übrigen Stauraum überwiegt die Sedimentation. Bereits nach 20 Jahren scheint die Eintiefung in der Stauwurzel (bis zu 3 m!) sowie die Sedimentation im mittleren Staubereich zu Ende gekommen zu sein.*“

REICHHOLF & REICHHOLF-RIEHM (1982) bezeichnen den Ablauf der Verlandung des Stauraums als Bildung eines Binnendeltas, das zunehmend in den Stauraum vorwächst.

Aus ornithologischer Sicht beschreibt REICHHOLF (1966) die Entwicklung der Stauräume infolge der fortschreitenden Sedimentation: „*Der starken Sedimentation entsprechend, wandeln sich die Stauseen allmählich von tiefen Tauchentenseen zu flachen Schwimmenseen um. Besonders die starken und lang anhaltenden Hochwässer, wie z.B. das Frühsommerhochwasser 1965, beschleunigen diesen Prozess. So wurde seit der Einstauung im Jahre 1942 im Eggfingener Stausee 14 hm³ Schlick abgelagert und damit die durchschnittliche Tiefe von 7 m auf 3 m reduziert. So wachsen aus den Fluten der Stauseen alljährlich neue und immer größere Sandbänke, die alten bewachsen un- gemein schnell mit Weidicht (Anm.: dichtes Weidengebüsch) und in den Buchten dringen Schilf und Großseggenarten vor.*“ Er betont außerdem die Bedeutung der Inselbildung (Brutgebiete). Er unterscheidet morphologisch zwischen den von der Strömung geformten langgestreckten Inseln und den rundlichen Inseln der Stillwasserbereiche.

Allerdings ist mittlerweile die "Verlandungsdynamik" praktisch zum Erliegen gekommen, weil alle freien Schlickstellen ziemlich rasch zugewachsen sind, die Seitenbuchten wie die Hagenauer Bucht oder die schräg gegenüberliegende Bucht von Heitzing-Eglsee bayerischerseits so stark verlanden, dass kaum noch Tiefenwasser vorhanden ist oder weitflächig aus den Buchten Land auftaucht (REICHHOLF 2005; 150). Damit geht auch die Bedeutung der Stauräume für Vogelbestände zurück. Mit der Einführung des Begriffs „Verlandungsdynamik“ zeigt REICHHOLF auch prägnant den prozessualen Unterschied zu der Dynamik des früheren Wildflusses auf.

Die folgenden Abbildungen zeigen den Verlandungsfortschritt und die damit verbundene Entwicklung von Vegetation in verschiedenen Teilräumen des Stauraums Ering-Frauenstein (eigene Auswertungen) für die Jahre 1956, 1976 und 2014.

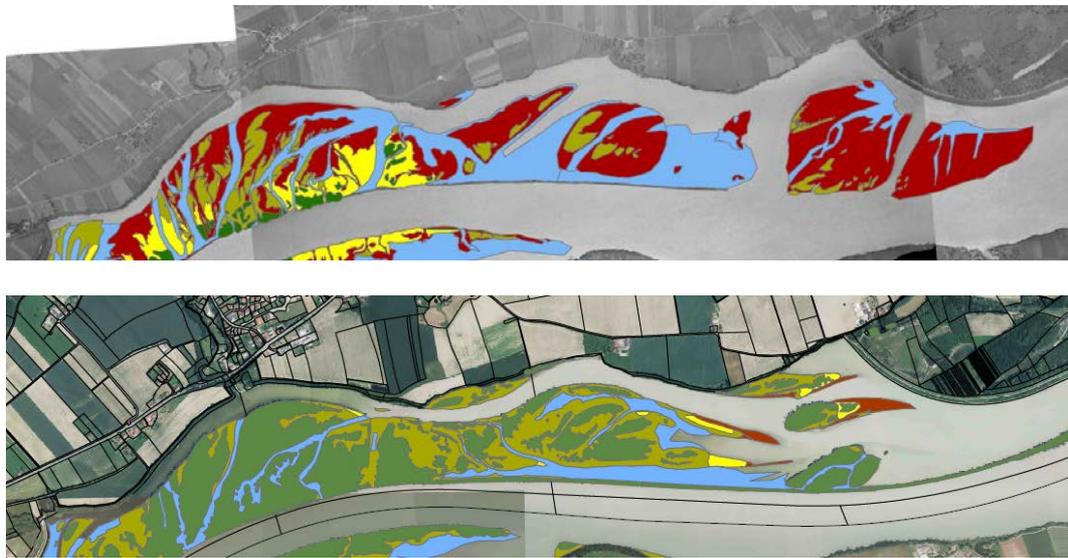


Abbildung 7: Entwicklung der Buchten auf bayerischer Seite zwischen Erlach und Eglsee von 1956 (oben) bis 2014 (unten)

Legende zu Abb. 7: hellblau: Seichtwasser; braun: Schlammبانke; gelb: Röhricht; olivgrün: Röhricht mit aufkommenden Gehölzen; dunkelgrün: Gehölzbestände

In Abbildung 7 ist auf dem Luftbild 1956 der anfänglich noch kürzere Leitdamm zu sehen und die beginnende, großflächige Verlandung unterstrom seines Endes; diese Entwicklung findet nun am Ende des verlängerten Leitdammes statt. Die Entwicklung ist bis Ende 2014 schon weiter fortgeschritten, die Schlammبانke in der rechten Kartenhälfte sind mittlerweile schon völlig verbuscht (Weidensukzession).

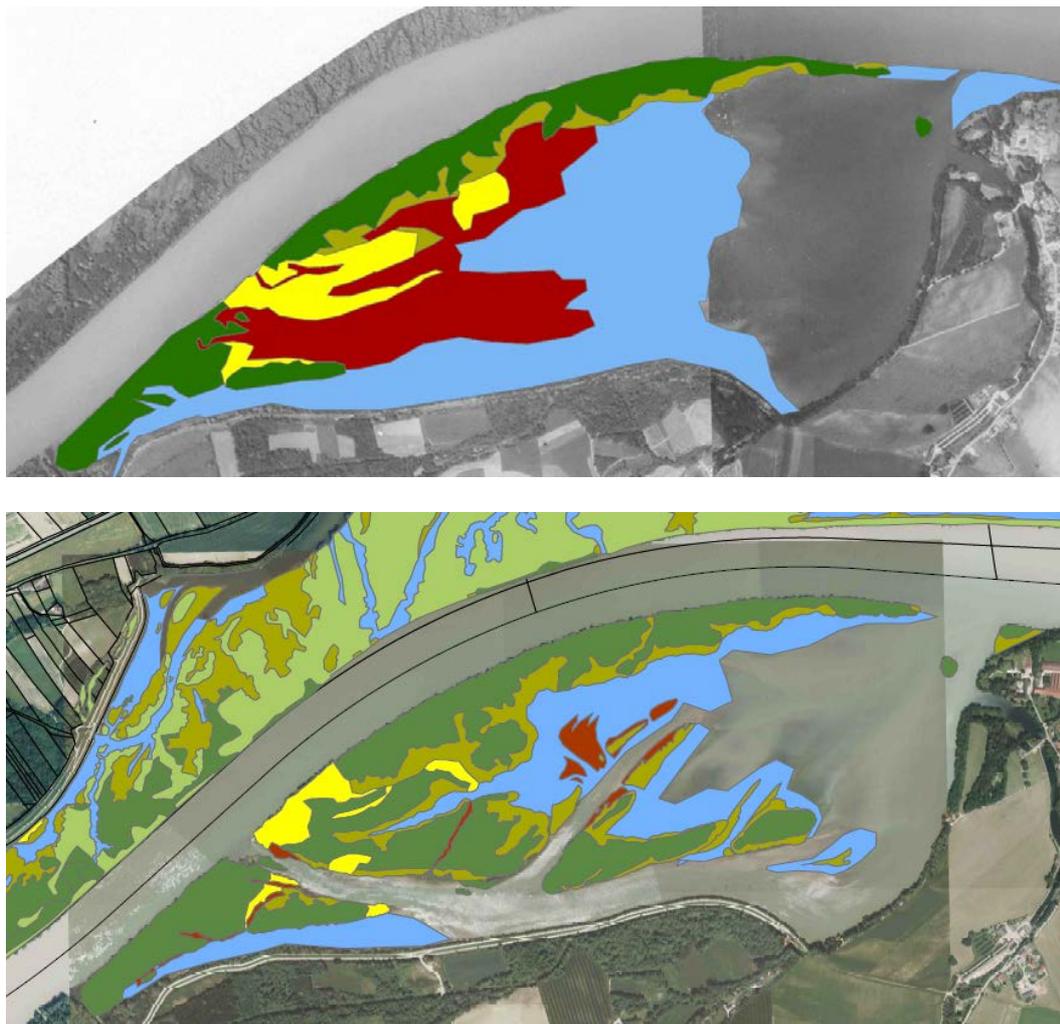


Abbildung 8: Entwicklung der Hagenauer Bucht, Zustand 2014 (unten) im Vergleich zu 1976 (oben)

Farblegende zu Abb. 8 wie zu Abb. 7.

Die Verlandung der Hagenauer Bucht geht rapide voran; während sich Gehölzentwicklung noch 1976 weitgehend auf die Landzunge zwischen Inn und Bucht beschränkte, greift sie nun auf die ganze Bucht über. Sogar bis Ende 2014 ist die Entwicklung von jungen Gehölzbeständen auf frischen Anlandungen im Vergleich zu obiger Darstellung schon wieder erheblich vorangeschritten (s. Abb. 9). Offene Schlammflächen, die 1976 neben offenen Wasserflächen noch das Bild bestimmten sind stark zurückgegangen, sogar Röhrichte werden zunehmend durch Gehölze verdrängt. Da der Zeitpunkt des Hochwassers 2014 im Zeitraum der Samenreife der Silberweiden lag, haben sich auf frischen Anlandungen vorwiegend unmittelbar junge Weidenbestände gebildet, keine Röhrichte.

Folgende Abbildung zeigt anhand eines Luftbildes die aktuelle, bereits wieder deutlich vorangeschrittene Verlandungssituation in der Hagenauer Bucht (zur Verfügung gestellt von Florian Billinger):



Abbildung 9: Aktuelle Verlandungssituation der Hagenauer Bucht (Quelle: basemap.at)

Die vorangeschrittene Weidensukzession auf den Schlamm­bänken am rechten Rand der Hagenauer Bucht innerhalb etwa eines halben Jahres ist verblüffend.

Die flächenmäßige Entwicklung der einzelnen Vegetationstypen, die bei der Luftbildauswertung unterschieden wurden und die die Verlandungssituation kennzeichnen, wird in den folgenden Tabellen für einzelne Bereiche des Stauraums dargestellt.

Entwicklung der Verlandungszonen; Anteile verschiedener Vegetationsstrukturen 1956, 1976 und 2014

Erlacher Vorland	Flächengröße (in ha)		
Flächentyp	1956	1976	2014
Röhrichtzonen	19	Keine Daten	17
Röhrichtzonen mit Gehölzen	15	Keine Daten	0,2
Weidengehölze, sonst. Geh.	8	Keine Daten	61
Schlamm­bänke	23	Keine Daten	0,1
Flachwasserzonen	18	Keine Daten	13

Inseln Heitzinger Bucht	Flächengröße (in ha)		
Flächentyp	1956	1976	2014
Röhrichtzonen	6	10	32
Röhrichtzonen mit Gehölzen	3	0,3	3
Weidengehölze, sonst. Geh.	1	25	34
Schlamm­bänke	52	4	4
Flachwasserzonen	34	81	16

Inseln Stauraum		Flächengröße (in ha)	
Flächentyp	1956	1976	2014
Röhrichtzonen	-	1	14
Röhrichtzonen mit Gehölzen	-	-	2
Weidengehölze	-	-	5
Schlammبانke	15	3	6
Flachwasserzonen	23	10	2

TFL 4 Hagenauer Bucht		Flächengröße (in ha)	
Flächentyp	1956	1976	2014
Röhrichtzonen	1	6	18
Röhrichtzonen mit Gehölzen	7	9	5
Gehölze	3	23	42
Schlammبانke	4	26	4
Flachwasserzonen	38	56	30

Tabelle 7: Entwicklung der Verlandungszonen (1956/1976/2014)

Da die Luftbilder, die für die einzelnen Jahre zur Verfügung standen, nicht jeweils den ganzen Stauraum abdecken, werden keine Werte für den Stauraum insgesamt angegeben. Das Vorland bei Erlach ist auf dem Luftbild von 1976 nicht abgedeckt, die Hagenauer Bucht ist 1956 nicht ganz erfasst. Letzteres sollte aber keine erhebliche Auswirkung auf die oben gezeigten Zahlen haben, da in fehlenden Bereichen wohl vor allem damals noch tiefere Wasserflächen waren. Angaben zu Flachwasserzonen sind eher als Hinweis zu verstehen, da aus den Luftbildern nicht zuverlässig abzulesen. Nach Möglichkeit wurden hierzu aber unterstützend Querpeilungen hinzugezogen.

Die Tabellen zeigen eindrucksvoll folgende Trends in den Teilgebieten:

- Erlacher Vorland: Gehölze bilden mittlerweile den vorherrschenden Lebensraumtyp, Röhrichtbestände finden sich nur noch im halben Umfang wie 1956, Schlammبانke sind praktisch verschwunden.
- Heitzinger Bucht: Röhrichtbestände und Gehölzbestände haben sich gleichermaßen stark entwickelt, Schlammبانke sind dagegen nahezu verschwunden, Flachwasserbereiche stark zurückgegangen.
- Inseln im Stauraum: Bis 1976 fand hier fast ausschließlich eine Entwicklung unter dem Wasserspiegel statt (Entstehung von Flachwasserzonen, Schlammبانke), 2014 finden sich bereits 21 ha durch Vegetation gefestigte Inseln mit hohem Röhrichtanteil.
- Hagenauer Bucht: 1956 fanden sich 11 ha von mit Röhrichten und Gehölzen bewachsenen Inseln (vorwiegend der Uferwall zum Inn), 1976 bereits 38 ha und 2014 65 ha. Schlammبانke sind nach ihrem hohen Anteil 1976 wieder auf dem Wert von 1956 angelangt.

Insgesamt zeigt sich also eindrucksvoll, dass der Stauraum zunehmend zuwächst. Flachwasserbereiche und Schlammبانke werden zunehmend von Röhrichten und Weidenwäldern bewachsen, Röhrichte außerdem von Weidenwäldern verdrängt, offene Wasserflächen nehmen ab.

3.4.3.4 Schwebstoffe

Von den immensen Schwebstoffmengen sind sämtliche Staustufen betroffen. Ihr langfristiger Mittelwert erreicht mit jährlich rund 2,6 Mio m³ bei Wasserburg und 4,9 Mio m³ bei Braunau etwa das 20fache der Geschiebemenge. Die Mobilisierung, der Transport und die Ablagerung der Feststoffe erfolgen überwiegend bei Hochwasserereignissen (CONRAD-BRAUNER 1992; 30).

Bei der abiotischen Entwicklung der Innstauseen spielt die Schwebstoff-Fracht die dominierende Rolle. Der Inn bringt während der Sommermonate eine solche Masse an Schwebstoffen, dass neu angelegte Staustufen vergleichsweise sehr rasch verlandeten.

Der Jahresgang gliedert sich deutlich in zwei Phasen: eine winterliche Klarwasser- und eine sommerliche Trübwasserphase (REICHHOLF 2005). Dieser charakteristische Jahresgang von Wasserführung und Schwebstoff-Fracht wird nun über die Abbremsung der Strömungsgeschwindigkeit in den Staubecken verlandungsdynamisch wirksam (REICHHOLF-REICHHOLF-RIEHM 1982; 60).

Die Freiwasserzonen der Stauseen sind durch geringe Trübung während des Winterhalbjahres und starke während der sommerlichen Hochwasserphase gekennzeichnet. Die Folge davon ist, dass sich höhere Vegetation submers in den Stauräumen praktisch nicht entfalten kann, es sei denn - wie in der Hagenauer Bucht - eine Barriere in Form einer Inselkette oder eines Leitdammes hält das extrem schwebstoffhaltige Innwasser von den Seitenbuchten ab (REICHHOLF-REICHHOLF-RIEHM 1982; 67).

AQUASOLI (2008; 22) zeigt in folgendem Diagramm den Zusammenhang zwischen Wasserführung und Schwebstoffgehalt.

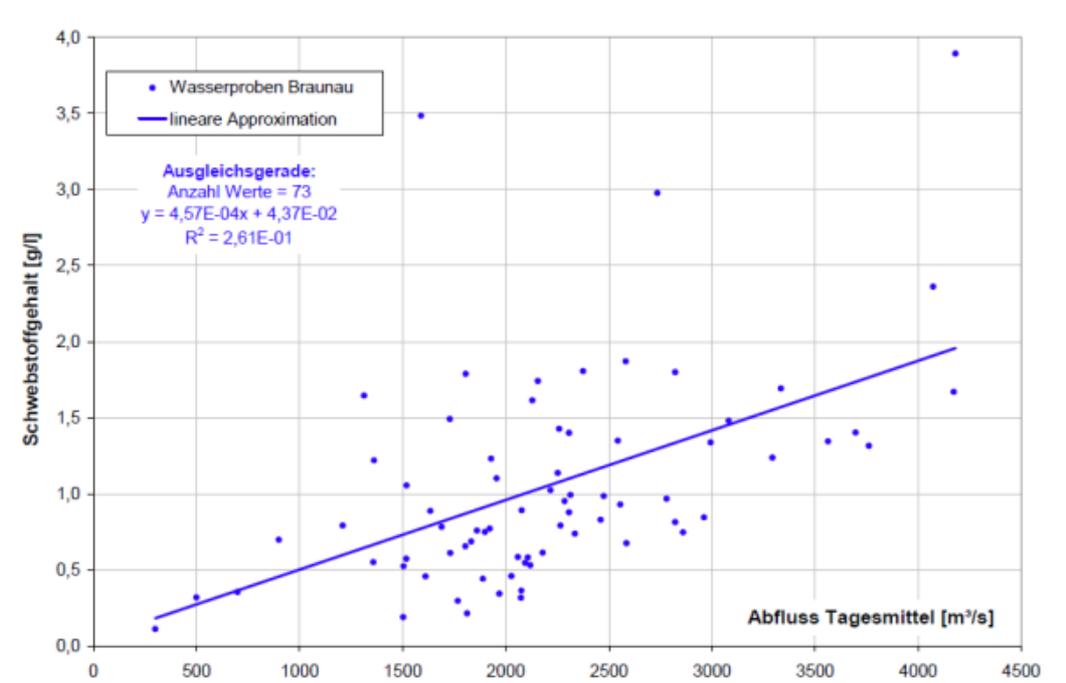


Abbildung 10: Zusammenhang Schwebstoffgehalt – Wasserführung Braunau (AQUASOLI 2008)

Bei einer Abflussfülle von durchschnittlich 11.118 hm³ pro Jahr bzw. 353m³/s beträgt die jährliche Schwebstoff-Fracht im Jahresmittel 2.853.000 t. Davon entfallen auf die Monate Mai 367.000 T, Juni 863.000 t, Juli 738.000 t, und August 537.000 t, während der Wert für den Dezember nur 6.150 t beträgt. Diese gewaltigen Mengen an Schlick (Feinsediment) werden nun in den stillen Buchten abgelagert (REICHHOLF 1966; 549).

3.4.3.5 Hagenauer Bucht

Mit der Entwicklung der Hagenauer Bucht hat sich Erlinger befasst (1984, 15 ff): "*Nur die etwas höher gelegenen Ufer von Mattig und Inn ragten nach dem Einstau noch aus den Fluten und bildeten eine etwa 2,5 km lange Halbinsel, welche die vom Inn abgetrennte Wasserfläche zur Bucht machte. [...] Schon die Julihochwasser der folgenden Jahre aber durchbrachen am ostseitigen Mattigufers diese Landschwelle an drei Stellen und führten jährlich große Schotter- und Schlickmassen durch dieses Binnendelta in den See. [...] In den Jahren 1949/50 entstand dann in der Hagenauer Bucht die erste größere Neulandfläche, eine ca. 350 Meter lange und ca. 30 Meter breite Insel. Auch ein Seggensumpf etwas westlich dieser Insel verlandete um diese Zeit vollends.*

Nach dem Jahrhunderthochwasser 1954 begann man, die vom letzten Stück der Mattig aus in den See führenden Wasserarme wieder zu schließen, was erst Ende der fünfziger Jahre endgültig gelang, weil anfangs diese Sperren der Kraft des Wassers nicht standhielten. [...] Die Schließung der Zuflüsse in den Westteil des Sees konnte dessen Verlandung nicht bremsen, geschweige denn verhindern. Denn jedes mittlere Hochwasser flutete im oberen Buchtbereich über die Landschwelle in das Seebecken, vertiefte dieses zwar am Ort des Eintritts durch Erosion, entledigte sich aber mit der Verminderung der Strömungsgeschwindigkeit in der Weite des Seebeckens durch Sedimentation seiner gewaltigen Materialfracht.

Neue, große Schlickzungen entstanden während der Hochwasser 1966/67 im Strömungsschatten von Buschgruppen und Schilfkomplexen. [...] Im Juli 1981 durchbrach neuerlich ein größeres Hochwasser die Halbinsel in breiter Front, etwa 600 Meter unterhalb der Mattigmündung. Dabei entstanden südlich der mittlerweile dicht bewachsenen Schlickzungen von 1966/67 in deren Strömungsschatten große Neuanlandungen und weiter östlich von diesen, nahezu im Zentrum der Seefläche, eine ausgedehnte, flache Insel."

Außerdem ERLINGER (1985; 14): "*In der Zeitspanne zwischen den letzten zwei großen Hochwässern (1967 und 1981) wurde im Wesentlichen der Übergang vom einstigen Gewässertyp eines Tauchentensees zum Grundelentengewässer vollzogen.*"

3.5 Wassertemperatur

Für aquatische Organismen bedingt die Wassertemperatur unterschiedlichste Voraussetzungen hinsichtlich wichtiger biologischer Vorgänge während eines Jahreszyklus. Das Vorkommen einzelner Arten, Reproduktion und Produktivität sowie zahlreiche weitere biologische Prozesse werden von ihr maßgeblich beeinflusst. Weiters steht die Sauerstoffkapazität des Wassers in direktem Zusammenhang mit der Temperatur (ZAUNER et al. 2002).

Der Inn ist ein typisch sommerkalter Alpenfluss, der in der Hauptströmung auch in warmen Sommern kaum mehr als 15°C Wassertemperatur erreicht (REICHHOLF 2005;

145). Nur ausnahmsweise, so im Hitzejuli 1983, werden auch 16 °C erreicht. Die Trennung der Auen vom Inn durch die Errichtung der Stauseen erzeugte "außen" normal temperierte (Klein-)Gewässer mit einer Wassertemperaturspanne, die von Null Grad bei der Eisschmelze im zeitigen Frühjahr bis über 20°C, in Kleingewässern auch 25°C ansteigen kann und damit 5 bis 10 Grad höhere Werte als vom Innwasser durchströmte Bereiche erreicht (REICHHOLF 2002; 171).

Folgende Tabelle zeigt die Monatsmittel der Wassertemperatur des Inn (Hauptfluss) im Jahr 1983 (REICHHOLF 2001a):

Monatsmittel der Wassertemperatur des Inn im Jahr 1983

1983	Jan	Feb	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Durch.	3,6	2,3	5,7	9,2	11,5	14,5	15,3	15,2	14,6	11,6	5,0	2,7

Tabelle 8: Monatsmittel der Wassertemperatur des Inn im Jahr 1983

In unmittelbar daran angrenzenden Verlandungsbereichen mit Lagunen erreichten Flachwasserzonen im Juli mehrfach Wassertemperaturen von mehr als 30 °C. Doch der absolute Höchstwert, der für den freien Inn gemessen wurde, erreichte nur 15,8 °C. Im August, mit dem Rückgang der Schmelzwasserführung, stieg der Höchstwert darüber hinaus an und der Inn erreichte mit 17°C am 21. August das Maximum (REICHHOLF 2001a; 2).

Durch die zunehmende Verlandung der Fließrinne ist der Inn (fließender Hauptfluss) schneller und damit kälter geworden. Genau das müssen aber die Regulierungsmaßnahmen im 19. und beginnenden 20 Jahrhundert bewirkt haben. Die Errichtung der Stauseenkette im Bereich des außeralpinen Inn ab den 30er Jahren des 20 Jahrhunderts dürfte dieser Abkühlung wieder entgegengewirkt haben (REICHHOLF 2001 a, 12).

REICHHOLF (2001a; 13) wirft die Frage auf, ob mit fortschreitendem Klimawandel und der damit verbundenen Erwärmung, dem Rückgang der Alpen-Gletscher und damit abnehmendem Einfluss der alpinen Gletscher auf den Inn auch eine Erwärmung des Innwassers stattfinden wird.

3.6 Sohlsubstrat

CONRAD-BRAUNER (1992; 30) beschreibt den Substratwechsel, den der Bau der Staustufen einleitete: „Der Staustufenbau hatte ein verringertes Fließgefälle und den Rückhalt der Kiese vor den Wehren zur Folge. Während vorher durch die korrekionsbedingt erhöhte Fließgeschwindigkeit die Sedimente über weite Strecken transportiert wurden, verhinderte der geschlossene Ausbau mit Staustufen schließlich jeglichen Geschiebetransport. Die ursprünglichen, für den Wildfluss und korrigierten Inn charakteristischen Kies- und Sandbänke wurden allmählich von mächtigen schluffreichen Auelehmschichten mit wechselnden Sandanteilen überdeckt. [...] Freilich gab es auch im Wildflusszustand schon feinkörnige Ablagerungen, die stellenweise mächtige Auflagen bildeten. Diese blieben jedoch auf kleinere strömungsgeschützte Bereiche im Lee größerer Inseln beschränkt. Zusammenfassend wurde die Auelehmsedimentation durch

den Einstau des Inn verstärkt und ehemals flachgründige, wechsellrockene Schotter- und Sandböden in tiefgründige, ständig feuchte Schluff-Sandböden umgewandelt.“

Angaben in alten Querpeilungen zum Sohlsubstrat erlauben es diesen Wandel genau nachzuvollziehen (s. Tabelle im Anhang). Demnach war das Sohlsubstrat im Flussschlauch vor Einstau vorwiegend mittelgrober und grober Kies, immer wieder hat der Inn in Tiefenrinnen auch den Flinz erreicht.

Nach Einstau zeigt sich im Bereich der Stauwurzel etwa im Bereich von Inn-km 57,00 bis KW Simbach-Braunau eine Tendenz zu feinerem Kies. Dies wechselt aber von Jahr zu Jahr, und nachdem uns nur ein Vergleichsjahr vor Einstau zur Verfügung steht, können hier keine grundsätzlichen Veränderungen festgestellt werden. Beispielsweise wurde 1954 (nach dem Hochwasser und nach Einstau von Simbach-Braunau) wieder öfters grober Kies in diesem Abschnitt als Sohlsubstrat kartiert, 1955 aber bereits nicht mehr. In diesen ersten drei Kilometern konnten sich also noch in etwa die Sohlsubstratverhältnisse des korrigierten Inns erhalten. Ab Inn-km 56,00 stellte sich jedoch nach Einstau zunehmend Sand als Sohlsubstrat ein, ab Inn-km 53,00 ausschließlich. Bald lagert sich jedoch Schlick über den Sand, spätestens ab 1953, elf Jahre nach Einstau, treten ab Inn-km 56,00 in allen Querprofilen Schlick und Sand als Sohlsubstrat auf, ab Inn-km 50,00 nur Schlick.

Ab Inn-km 56,00 abwärts ist also im Stauraum Ering das ursprünglich kiesige Sohlsubstrat (im Flussschlauch) durch Schlick und Sand ersetzt worden, wobei sich auch Sand oft nur mehr im jetzigen Flussschlauch findet.

3.7 Nährstoffe

Es liegen uns keine konkreten Messungen aus dem Gebiet vor. Es kann aber aufgrund der Beschreibung der Wildflusslandschaft bei LOHER (1887) geschlossen werden, dass der Inn zu dieser Zeit ebenfalls ein nährstoffarmes System war. Zu den Nährstoffverhältnissen in Wildflüssen schreibt MÜLLER (1995; 296): *„Auen werden generell als besonders produktive Ökosysteme angesehen, in denen Nährstoffe vor allem im amphibischen Bereich im Überschuss vorhanden sind. Untersuchungen in alpinen Auen belegen, dass dieser Nährstoffreichtum auf den starken menschlichen Einfluss in der Landschaft und auf die Veränderungen der Flusssdynamik zurückzuführen ist. In naturnahen alpinen Auen hingegen zählen in den meisten Habitaten Nährstoffe zu den Mangelfaktoren. Betrachtet man den lang anhaltenden Einfluss des Menschen auf die Tieflandaunen, so ist davon auszugehen, dass diese ebenfalls ehemals nährstoffärmer waren.“*

Mit ihrem Einstau änderten sich die trophischen Verhältnisse zumindest in den Stauseen grundlegend. Diese wurden eingehend von REICHHOLF analysiert. Für die Reichersberger Au schreibt er (2010; 102): *„Denn der Hauptteil der Nährstoffe, die in den ersten Jahren zu dem besonderen, geradezu überquellenden Wachstum der Bestände von Fischen, Wasservögeln und anderem Wassergetier geführt haben, stammte aus der überstauten, unter Wasser verrottenden Vegetation.“*

Die Bedeutung der durch Verlandung entstandenen Strukturen in den Stauseen beschreibt REICHHOLF an anderer Stelle (1999; 8): *„Die Flussaue steht mit dem Fluss in vielfältiger Wechselbeziehung. Beide bilden ein gekoppeltes Ökosystem, worin die Auen den Teilbereich der Primärproduktion repräsentieren, von welchem der Fluss zehrt.“*

auf diese Weise entwickeln sich die beiden Hauptnahrungsketten als Kanäle des biologischen Energieflusses. Die Uferzonen und die Aue bauen auf autotrophem Weg Biomasse auf, von der ein großer Teil als Detritus in den Fluss gelangt und die heterotrophe Nahrungskette speist. Dass diese Entwicklung komplexer, langer Nahrungsketten vonstatten gehen kann, setzt voraus, dass die Verbindung mit der Flussaue vorhanden ist und im Fluss selbst die entsprechenden Biotopstrukturen ausgebildet sind. Es handelt sich dabei vor allem um Flachwasserzonen, Strömungswirbel, Kolke, Seitengerinnen und Buchten.“

Außerdem wird anthropogenen Nährstoffeinträgen große Bedeutung beigemessen (REICHHOLF 2005; 152ff): *„Die von den Wasserwirtschaftsämtern ausgewiesene Verbesserung der Wasserqualität gibt Aufschluss über den eigentlichen Grund der so massiven ökologischen Veränderungen: Der untere Inn erhält so gut wie keine organischen Abwässer mehr. Seine Wasserqualität hat seit mehr als einem Jahrzehnt die Güteklasse II erreicht. Der organische Detritus, früher die Grundlage für die ökologische Produktivität, ist auf nahezu unwirksame Mengen zurückgegangen und damit wurde den detritusabhängigen Nahrungsketten die Basis entzogen. Quantitativ betrachtet bedeutet dies, dass von den ursprünglichen Flussaues entlang des außeralpinen Inns weniger als 10 % erhalten geblieben sind und davon befindet sich mehr als die Hälfte außerhalb der Dämme. Der Eintrag an organischem Material aus dem Bestandsabfall der Auen in Form von Laub, Holz oder Humus, den die Hochwässer mit ausspülten, muss demzufolge in entsprechender Größenordnung um > 90 % zurückgegangen sein. Lediglich die weitflächigen, neuen Inselgebiete, in denen dazu durch die Fälltätigkeit von Bibern auch während der Vegetationsperiode Laubwerk und Holz ins Wasser gelangen, können hier Ausgleiche bieten.“*

Auch LOHMANN & VOGEL (1997) erwähnen die „erhebliche Abwasserbelastung des Inns“, die „für eine kräftige aquatische Biomasseproduktion (z.B. 1-3 kg Frischgewicht pro Quadratmeter der im Bodenschlamm lebenden Kleintiere)“ die Grundlage bildet.

Anthropogene Nährstoffeinträge betrafen bekanntermaßen die meisten Flüsse Mitteleuropas. Für die Donau beschreiben dies KONOLD & SCHÜTZ, für deren Oberlauf dann auch der von REICHHOLF bemerkte Belastungsrückgang konstatiert wird (1996; 33): *„Es steht außer Frage, dass die Belastung der Donau mit Nähr- und Schwebstoffen, Schwermetallen, Erdölprodukten und Pestiziden in den letzten 30-50 Jahren deutlich zugenommen hat. Längere, am Pegel Wien-Nussdorf erhobene Messreihen zeigen in den 1960er Jahren deutlich geringere Nährstoffwerte als heute. So haben sich die Nitratkonzentrationen von ca. 1 mg NO₃-N/l seit 1970 verdoppelt bis verdreifacht. Bei den Phosphat-Werten ist ein starker Anstieg Anfang der 70er Jahre bis 0,4 mg/l Gesamt-P auffällig, der Ende der 80er Jahre jedoch wieder auf ca. 0,2 mg/l sank. ein ähnlicher Trend ist bei den Ammonium-werten zu beobachten, die bis 1970 unter 0,1 mg/l lagen und in den 80 er Jahren 0,2 bis 0,3 mg/l NH₄-N erreichten.“*

Aufgrund der zunehmenden Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen und der Einleitung von Industrieabwässern ist auch die Chloridfracht im Mittel- und Unterlauf zu Beginn der 70er Jahre deutlich angestiegen.

Die Chlorid-Frachten waren 1990 im Unterlauf bis zu achtfach höher als noch im Jahr 1973. Um das Fünffache hat sich im gleichen Zeitraum die Fracht an organischen Substanzen erhöht.

Im Oberlauf haben eine wirksamere Abwasserreinigung und veränderte Verbrauchergewohnheiten zu einer Entlastung ehemals erheblich verschmutzter Teilstrecken geführt.“

3.8 Entwicklung der ausgedämmten Auen

3.8.1 Entwicklung von Auengewässern

Vor der Begradigung gegen Anfang des 20. Jahrhunderts mäandrierte der Inn über eine Breite von etwa 3 km. In zahllose Arme aufgespalten und von einer Vielzahl von Inseln unterbrochen durchzog er das ganze Inntal. Durch die Begradigung Anfang dieses Jahrhunderts wurde die heutige Flussrinne definitiv festgelegt und befestigt. Aus den abgeschnittenen Armen und Mäandern bildeten sich langsam verlandende Altwässer in den ausgedehnten Weichholzaunen. Der Bau der Stauseen schloss sie endgültig vom Fluss ab (REICHHOLF 1966; 554).

Durch den Stauseebau wurden mehr oder minder große Teile der Auen vom Fluss abgegliedert und abgedämmt. Die darin vorhandenen, früheren Seitengerinne wurden zu Altwasserketten, deren Abfluss über eine dafür gebaute Binnenentwässerung ins Unterwasser der jeweiligen Staustufe eingeleitet wird (REICHHOLF-RIEHM 1995; 192).

Mittlerweile lässt sich durch Vergleich mit alten Kartenwerken (1940/1950) auch klar konstatieren, dass Auengewässer insgesamt in Folge der durch den Staustufenbau verursachten landschaftlichen Veränderungen stark abgenommen haben (Änderung hydrologischer Parameter, autochthone Verlandung, aber auch durch anthropogene Nutzungseingriffe). So ist mittlerweile ein Altwasserzug, der von oberhalb Grießer am Fuß der dortigen Terrassenkante an Ering vorbei bis zum Kraftwerk geführt hat („Pildenaauer Graben“), weitgehend verschwunden und nur noch durch Schilffelder, einige Fischweiher und einen schmalen Graben zu erahnen. Auf Karten aus den 50er Jahren ist er noch fast durchgängig in altwassertypischen Dimensionen verzeichnet. Auch die heutige „Hagenaauer Bucht“ war ein netzartig von Auengewässern durchzogener Auenbereich.

Die Abtrennung der früheren Auengewässer vom Inn lässt sich deutlich bei Frauenstein zeigen, wo Stampf-Bach, Au-Bach und Mühlbach zusammengekommen und als breites Gewässer dem Inn zugeflossen sind (heute werden sie über ein künstliches, steiles Gerinne ins Unterwasser des KW Ering-Frauenstein abgeleitet).

3.8.2 Verockerung

In den Gewässern der ausgedämmten Auen trat mit zeitlicher Verzögerung nach Bau der Stauseen in erheblichem Umfang Verockerung ein (REICHHOLF-RIEHM 1995; 192 ff): *„Merkwürdigerweise bleiben aber ganz bestimmte Altwässer von der Verockerung verschont. Es handelt sich dabei um jene Altwässer, die ihre Wasserzufuhr aus Bächen des Vorlandes erhalten. Die verockernden hingegen sind vom Grundwasser gespeiste, mehr oder minder abgeschlossene Gewässer oder Gräben in der unmittelbaren Nähe der Dämme. Je abgeschlossener, um so schneller schritt die Verockerung voran. Bei*

Altwässern von Hektargröße dauerte es kaum mehr als drei Jahre, bis sie so gut wie vollständig verockert waren.“

Nach REICHHOLF-RIEHM ist der Austritt eisenhaltigen Grundwassers, das aus dem Tertiärhügelland dem Inn zufließt, ursächlich. Derartige Grundwasseraustritt in den Fluss als tiefster Talstelle fand schon immer statt, vor der Einstauung konnte es aber nicht zur Verockerung kommen, weil die vergleichsweise riesige Wassermenge des Inns permanent für eine Verdünnung bzw. Auswaschung sorgte. An jenen wenigen Stellen, wo an den wasserarmen, nur schwach durchströmten Seitenarmen über einen längeren Zeitraum eine Ockerbildung möglich gewesen war, räumten dann spätestens die stärkeren Hochwässer den Ocker wieder aus. Eine Akkumulation ist unter den Bedingungen des frei strömenden Flusses nicht möglich.

Sicher ist aber, dass bei starker Verockerung eine Frischwasserzufuhr aus dem Inn in ausgedämmte Altwässer selbst dann nicht genügt, um einschneidende Verbesserungen zu erzielen, wenn diese mit mehreren m^3/s in die Größenordnung von Bachzuflüssen gelangen, wie die nur teilweise erfolgte Sanierung des Baggersees am KW Neuhaus-Schärding oder die Überleitung in der Eringer Au zeigten. Zu einer wirklichen Reinigung bedarf es des Hochwassers.

Verockerung greift in zweifacher Hinsicht in den Naturhaushalt der Altwässer ein, nämlich durch starke Sauerstoffzehrung und durch Ablagerung der von Eisenbakterien durchsetzten schleimigen Ockermassen. In stark verockerten Altwässern können keine submersen Wasserpflanzen mehr wachsen. Die Unterwasserflora stirbt vollständig ab.

In stark verockerten Altwässern wurden außerdem keine laichenden Amphibien und keine Kaulquappen gefunden. Aus den früheren Aufzeichnungen ist bekannt, dass die Altwässer sehr große Populationen verschiedener Arten beherbergt hatten.

Eine Ausräumwirkung könnte je nach Verlandungszustand der Altwässer mit einem stoßweisen Durchfluss von 35 - 50 m^3/s erzeugt werden. Um die rasch einsetzende Neuverockerung zu unterbinden, müsste aber eine permanente Frischwasserzufuhr von etwa 5 m^3/s für jedes Altwässersystem gewährleistet sein.

4 Bisherige Entwicklung des Stauraums: Pflanzen- und Tierwelt

4.1 Pflanzenwelt

4.1.1 Rückblick

4.1.1.1 Vegetation am Wildfluss

LOHER (1887, S.4) beschreibt den Wildfluss Inn, wie er ihn - wohl noch weitgehend unverändert - gesehen hat: *„Der Inn selbst hat um Simbach ein breites Bett und schliesst zahlreiche Inseln und Kiesbänke ein, die er im Laufe der Zeit mit dem Kiese, dem Sande und der Dammerde aufgebaut hat, die er bei hohem Wasser dem obern Innthal entführt. Diese Inseln sind meist mit der üppigsten Vegetation bedeckt, teilweise sind sie auch sumpfig oder bewaldet oder unter dichtem Gebüsche vergraben. Auf den jüngeren dieser Geröllinseln haben sich Weiden, Sanddorn und Tamarisken festgesetzt, die bei jedmaligem Hochwasser angeschwemmte Wurzelstöcke, Samen und Dammerde aufhalten und so wesentlich zur weiteren Bevölkering der Inselchen beitragen. Auf diesem Gebiete sowie in den angrenzenden Auen sind zahlreiche, in den Bergen heimische Pflanzen eingewandert, die der Flora ein subalpines Gepräge verleihen.“*

LOHER beschreibt auch die typische Pionierflora der häufig umgelagerten Kiesbänke: *Tunica (= Petrorhagia) saxifraga, Myricaria germanica, Hieracium piloselloides, Hieracium (Tolpis) stacticifolium, Hippophae rhamnoides, Salix daphnoides*, außerdem *Typha minima* „im Sande der Innufer“ sowie *Calamagrostis littorea (=pseudophragmites)* für „Innufer und Auen“.

Interessant ist außerdem, dass er allgemein für die Auen typische lichtliebende Arten der Magerrasen nennt (*Trifolium montanum, Asperula cynanchica, Senecio erucifolius*, u.a.). Die Gehölzbestände der Auen dürften also zu dieser Zeit deutlich lückigere und lichtere Strukturen gezeigt haben, als wir dies heute gewohnt sind. Gründe sind einerseits die damalige Nutzung der Auen z.B. auch als Gemeinschaftsweide, aber auch der allgemein niedrigere Nährstoffpegel der damaligen Landschaft. Größere Hochwässer dürften aber auch immer wieder Gehölzstrukturen zerstört und offene Pionierstandorte geschaffen haben.

Die standörtlichen Verhältnisse eines Wildflusses sind bereits in Kap. 3.4.1 beschrieben. Die Bedeutung dieser extremen Standortverhältnisse mit ihrem unvorhersehbaren räumlichen und zeitlichen Wechsel für die Vegetation und Flora der Aue eines alpinen Wildflusses umreißen MÜLLER und BÜRGER (1990):

„Bei alpinen Wildflusslandschaften handelt es sich um einen Lebensraum, in dem die Umweltbedingungen rasch wechseln können. Die Spitzenhochwässer im Frühsommer setzen große Teile der Aue vollständig unter Wasser und überdecken sie z.T. mit Geröllen. Schotterbänke früherer Hochwasserereignisse, die bereits von Pflanzen besiedelt wurden, werden wieder weggerissen und an anderer Stelle angelagert. Nach Abklingen des Hochwassers bleibt eine veränderte Landschaft zurück. Der Fluß hat sein Bett verlagert, viele Kiesbänke haben eine andere Form und Lage angenommen. Im Spätsommer und Winter, zur Zeit des Niederwasserstandes, wird das Wasser rasch zum Mangelfaktor.“

Diese ständige Veränderung der Standortverhältnisse mit immer neuen Rohbodenstandorten ist charakteristisch für Lebensräume in Wildflusslandschaften.

Die Pflanzen, die auf solch extremen Standorten gedeihen sind Pionierarten, die angepasst sein müssen

- *an zeitweilige Überflutung: zahlreiche Weidenarten und die Deutsche Tamariske sind durch ein ausgeprägtes Wurzelsystem fest im Boden verankert und bieten durch ihre biegsamen Zweige dem Hochwasser keinen Widerstand*
- *an längere Trockenperioden: indem die Pflanzen mit ihren Wurzeln dem Grundwasser folgen (so z.B. Grauerle und Deutsche Tamariske) oder ihre Wasserabgabe einschränken. Letztere Fähigkeit besitzt vor allem eine Reihe von Arten aus der Felsvegetation. Damit ist es zu erklären, dass eine Reihe dieser Arten auf Schotterfeldern in Flussauen vorkommen.*
- *an Überschüttung durch Gerölle: ein besonders hohes Regenerationsvermögen zeichnet die in Wildflusslandschaften auftretenden Weidenarten aus. Darüber hinaus treten krautartige Pflanzen mit hoher Samenproduktion auf. Häufig handelt es sich dabei um Vertreter aus den Schuttgesellschaften des Gebirges.*

Solange die Auendynamik besteht, wird die Sukzession der Pflanzengesellschaften in Teilbereichen immer wieder auf's neue unterbrochen und auf ein früheres Pionierstadium zurückversetzt. So entsteht innerhalb einer Wildflusslandschaft ein Mosaik aus zahlreichen Gesellschaften mit unterschiedlichen Entwicklungsstadien.“ Damit ist auch ein wesentlicher Unterschied zur gegenwärtigen Entwicklung der Vegetation in den Stauräumen beschrieben, die sich (bisher) ohne wesentliche Unterbrechung auf ein (wahrscheinlich) stabiles Dauerstadium hin entwickeln.

MÜLLER et al.(1992) geben eine Zusammenfassung der Pflanzengesellschaften, die sich in dieser Urlandschaft vor allem fanden:

„Innerhalb der rezenten Aue waren neben vegetationsfreien Schotterflächen verschiedene Pioniergesellschaften auf frisch vom Fluß abgelagerten Kies- und Sandbänken charakteristisch: Knorpelsalat- Uferreitgras, Zwergrohrkolben- und Gebirgsbinsengesellschaft, sowie Weiden-Tamarisken- und Weiden-Erlen-Gebüsche. Auf periodisch überschwemmten Standorten herrschten Grauerlenwälder vor.

Im Unterlauf, wo verstärkt feine Sedimente zur Ablagerung kamen, wurden periodisch und episodisch überflutete Flächen von Silberweiden- und Eschen-Ulmenwäldern eingenommen.

Alte Flussrinnen und Gräben, die unter Grundwasseranschluss standen, verlandeten mit verschiedenen Kalkflachmoorgesellschaften.“

Die Pioniervegetation der beschriebenen Rohbodenstandorte verdankt ihre Existenz der Abfluss- und Morphodynamik.

„Ein wesentlicher ökologischer Faktor dagegen für die Überflutungsvegetation sind periodische Überschwemmungen. Im Gegensatz zur Pioniervegetation findet keine Überschüttung der Standorte statt – allenfalls kommt es durch die Überschwemmung zur Ablagerung von Schwebstoffen.

Typische Gesellschaften der Überflutungsvegetation sind das Flussröhricht, die Rohrschwengel-, Barbarakraut- und Pestwurz-Gesellschaft sowie das Purpurweiden-Gebüsch.

An den Alpenflüssen fanden diese für Tieflandauen typischen Pflanzengesellschaften vor dem stärkeren Einfluss des Menschen nur an den Unterläufen und hier außerhalb der eigentlichen Umlagerungsstrecken geeignete Lebensbedingungen. Durch das abnehmende Gefälle und die breit angelegten Talräume gab es im flussferneren Bereich im Kontakt zu den periodisch überschwemmten Auwäldern langsam durchflutete Rinnen und periodisch überschwemmte Aluvionen, die nicht mehr der Morphodynamik unterlagen und so die Voraussetzungen für die Überflutungsvegetation schufen.“

Eine Rekonstruktion der am unteren Inn wahrscheinlich anzutreffenden Pflanzengesellschaften gibt folgendes Bild (HERRMANN 2002):

Pioniergesellschaften der Schotterfluren:

Knorpelsalatflur (*Chondriletum chondrilloidis* Br.-Bl. in Volk 1939 em Moor 1958). Das *Chondriletum* ist die typische Pioniergesellschaft auf frischen grobsandig-kiesigen Ablagerungen, die sich gerade über den Mittelwasserstand erheben und darum mehrmals jährlich überflutet und überschüttet werden. Mit zunehmendem Anteil von Sand geht das *Chondriletum* in Initialphasen der Uferreitgras-Gesellschaft über (s. unten). Bei Niederwasser trocknen die Standort aufgrund des hohen Porenvolumens und der guten Durchlüftung rasch aus. Ein weiterer bestimmender ökologischer Faktor ist die Nährstoffarmut. Werden die Alluvionen auf Grund einer Flussbettverlagerung oder – eintiefung nicht mehr so häufig überschwemmt, so entsteht auf sandig-kiesigem Substrat das *Salicetum eleagni*. bzw. das *Salici-Hippophaetum*. Da die bezeichnenden Arten der Knorpelsalatflur konkurrenzschwache Pionierarten und zum Teil auf ständigen Samennachschub angewiesen sind, reagiert diese Gesellschaft besonders rasch auf Veränderungen im Flußsystem wie z.B. Geröllrückhalt, Veränderungen im Wasserabfluß oder Eutrophierung (MÜLLER 1992, 1995).

Die Uferreitgrasflur (*Calamagrostietum pseudophragmitis* Kop. 1968): Auf feinsandigen und z.T. schlickigen Sedimenten entwickelte sich eine offene Pioniergesellschaft, die durch den hohen Deckungsanteil des Uferreitgrases (*Calamagrostis pseudophragmites*) gekennzeichnet ist. Durch seine Wurzelaufläufer ist das Uferreitgras fest im Boden verankert und kann sich nach Überschwemmungen wieder rasch ausbreiten. Gegenüber der Knorpelsalatflur hat die Uferreitgrasflur höhere Ansprüche an einen ausgeglichenen Wasserhaushalt. Darum tritt sie ausschließlich auf Standorten auf, die relativ nah dem Niederwasserspiegel stehen. Die Uferreitgrasgesellschaft besiedelte frisch abgelagerte Sandaufschüttungen sowie Schwemmrinnen, die jährlich mehrmals überflutet wurden oder zumindest gut durchfeuchtet waren. Beim Tieferlegen der Flußsohle wird sie von einem weidenreichen Stadium der Grauerlen-Gesellschaft abgelöst. Bei reduzierter Morphodynamik wird die Uferreitgras-Gesellschaft vom Flußröhricht verdrängt. Rohr-

glanzgrasreiche Bestände sind darum eine typische Erscheinung der durch Staustufenbau gestörten Flußabschnitte. Das *Calamagrostietum pseudophragmitis* kann sich in regulierten Flüssen oder Ausleitungsstrecken noch relativ lange am Rande von Kiesbänken halten (aktuell z.B. in der Restwasserstrecke bei Töging). Unter allen Gesellschaften der Rohbodenstandorte reagiert die Uferreitgrasgesellschaft am langsamsten auf Veränderungen der Abfluß- und Morphodynamik (MÜLLER et al. 1992, MÜLLER 1995). Die Gesellschaft war früher am gesamten unteren Inn verbreitet (LOHER 1887: Innufer und Auen, gemein; VOLLRATH 1964: von Neuhaus bis Passau durchgehend; MAYENBERG 1875: an Innufem, Donau bei Oberzell).

Die Weiden-Tamarisken-Gesellschaft (*Salici-Myricarietum* Moor 1958): Standorte mit schlickhaltigem Feinsand, dauernd hohem Grundwasserstand und periodischer Überschwemmung werden von der typischen Ausbildung der Weiden-Tamarisken-Gesellschaft besiedelt. Zu der in hohen Deckungsanteilen vorkommenden Deutschen Tamariske gesellen sich Lavendel- und Purpurweide. Sie verträgt gut Überschwemmungen und schützt den Boden vor der Erosion des Flusses. Die typische Ausbildung der Weiden-Tamarisken-Gesellschaft liegt immer im flussnahen Bereich und unterstützt die beginnende Bodenentwicklung, indem bei Überschwemmungen zwischen den Sträuchern Feinerdeanteile abgelagert werden. Die Deutsche Tamariske ist auf die Dauer nur lebensfähig, wenn sie direkten Anschluss zum Grund- oder Druckwasser hat.

Tieft sich der Fluß aufgrund mangelnden Geröllnachsches ein, so wird die Gesellschaft auf feineren Sedimenten vom *Alnetum incanae* abgelöst. Die Gesellschaft trat wohl ehemals vom Ober- bis zum Unterlauf an allen Nordalpenflüssen auf.

Bei LOHER wird *Myricaria germanica* für *Sandbänke und Weidengebüsche des Inns* angegeben. Es ist bekannt, dass die Tamariske im Weiteren an der Donau bis fast Schlögen auf Kiesbänken vorkam.

Sanddorn-Gebüsche (*Salici incanae-Hippophaetum rhamnoides* Br.-Bl. 1928 ex Volk 1939, Berberitzen-Sanddorn-Gebüsch, Berberido-Hippophaetum fluviatilis Moor 1958): An den Alpenflüssen kommt der Sanddorn in zwei verschiedenen Gesellschaften vor. Eine davon wächst in der Weichholzaue auf regelmäßig überflutetem Boden und gehört zu den Weidengebüschen, die andere besiedelt sehr trockene Schotter- und Kiesböden außerhalb des Überschwemmungsbereiches und gehört zu den wärmeliebenden Berberitzen-Gebüsch (WEBER 1999). Beide Gesellschaften dürften am Inn vorgekommen sein (LOHER 1887 zu *Hippophae rhamnoides*: Innufer, Kiesbänke, häufig; MAYENBERG 1875: Donauauen unterhalb Passau häufig). Das Berberitzen-Sanddorn-Gebüsch besiedelt vom Fluß abgelagerte Grobschotterterrassen, die so hoch liegen, dass sie nicht mehr periodisch überschwemmt werden. Da auch bei Hochwasser das Grundwasser noch 1 bis 2 Meter unter Niveau liegt, sind die Standorte extrem trocken. Als wärmeliebende Art tritt der Sanddorn nur im Alpenvorland und im wärmegetönten oberen Inntal auf.

Nach einer Flußkorrektur und damit verbundenen Grundwasserabsenkung wird das Sanddorn-Gebüsch zeitweise gefördert, da trockengefallene Kiesflächen günstige Ansiedlungsflächen bieten. Im Zuge der ungestörten Auensukzession wird es jedoch abgebaut. Mit dem Verlust der Morphodynamik gehen seine Entstehungsvoraussetzun-

gen wie die anderer Pioniergesellschaften verloren (MÜLLER et al. 1992, MÜLLER 1995).

Bis heute haben sich Fragmente der Berberitzen-Sanddornengesellschaften im Bereich der „Brennen“, also Trockenstandorten innerhalb der Aue auf mächtigen Kiesaufschüttungen, erhalten (s. auch GOETTLING 1968). Besonders reichlich finden sich Sanddorngebüsche im Umfeld früherer Kiesabbaustellen, die bis vor wenigen Jahrzehnten noch in Betrieb waren (v.a. Kirchdorfer Au bei Simbach). Mittlerweile schreitet aber die Entwicklung auch hier rasch voran, die meisten Sanddornbüsche sind vergreist.

Das Lavendelweiden-Gebüsch (Salicetum eleagni Hag. 1916 ex Jenik 1955): Wird der Boden der typischen Ausbildung der Weiden-Tamarisken-Gesellschaft mit Kies und Grobsand überschüttet, so entsteht das Lavendelweidengebüsch. Aufgrund der groben Kornfraktionen ist die Wasserversorgung gegenüber der Weiden-Tamarisken-Gesellschaft verschlechtert, so dass sich die trockenheitsresistenten Weiden (vornehmlich Lavendel- und Purpurweide) ausbreiten können. Das Lavendelweidengebüsch tritt in intakten Umlagerungsstrecken darüberhinaus auf frisch aufgeschotterten Kiesflächen in Form einer niederen Initialgesellschaft (bis 1m Höhe) auf. Während des sommerlichen Niederwassers sind die Standorte über mehrere Monate oberflächlich trocken. Aber schon bei mäßigem Mittelwasser werden die Weidengebüsche überflutet und verharren so über Jahre ohne sich weiter zu entwickeln. Sie wächst auf den Kiesbänken, die etwas höher liegen als jene mit dem *Chondriletum*.

Generell ist die Lavendelweiden-Gesellschaft in Flußauen mit intaktem Geröllhaushalt eine typische Dauergesellschaft innerhalb des dynamischen Gleichgewichts der Aue. Bei reduzierter Morphodynamik können die Weiden stärker in die oberirdische Biomasse investieren und 4-6 m hohe Gebüsche aufbauen. Dabei gesellt sich bei ausreichender Bodenfeuchte die Grauerle hinzu. Bei ungestörter Sukzession geht die Entwicklung zum Grauerlenwald weiter (MÜLLER et al. 1992; MÜLLER 1995).

LOHER (1887) gibt *Salix incana (=eleagnos)*: für die Kiesbänke des Inns an. Heute findet sich die Lavendelweide in Form oft unerwartet mächtiger Bäume verstreut in den Grauerlenauen, meist im Umfeld der Brennenbereiche. Die Lavendelweide kann sich allerdings in diesem Umfeld nicht mehr verjüngen und droht nach Abschluss der bereits meist eingetretenen Alters-/Vergreisungsphase aus dem Waldbild zu verschwinden. Allerdings konnte sich die Lavendelweide erfolgreich auf sekundär entstandenen Kiesflächen ansiedeln und baut hier vorübergehend Gebüsche auf, die an ursprüngliche Bestände erinnern (Kieslager Gstetten). Das Potenzial zur Entwicklung junger Bestände ist also nach wie vor gegeben. Naturnahe Bestände finden sich auf Kiesbänken in der Restwasserstrecke Töging.

Pioniergesellschaften nasser Standorte innerhalb der Auen

Die Gebirgssimsengesellschaft (Juncetum alpini (Oberd. 1957) Phil. 1960): Als Pioniergesellschaft besiedelt sie vom Fluss neu geschaffene Rinnen mit langer sommerlicher Überschwemmungsdauer, die bei Niederwasserstand zumindest zeitweise noch unter Grundwasseranschluss (Druckwasser) standen. Meist handelte es sich um Sandaufschüttungen oder Kiesablagerungen mit hohem Sandanteil.

In intakten Umlagerungsstrecken ist die Alpenbinsen-Gesellschaft eine Dauergesellschaft. Bei Verlust der Flusssedimente, aber ständigem Grundwasseranschluss kann sie sich noch einige Jahrzehnte halten. Schrittweise wird sie vom Davall-Seggen-Ried (*Caricetum davallianae*) abgebaut. Die Gebirgssimsen-Gesellschaft war ehemals eine weitverbreitete Pflanzengesellschaft der unregulierten Alpenflüsse, die zusammen mit dem Zwergrohrkolbensumpf und der Uferreitgrasflur einen charakteristischen Vegetationskomplex von frisch entstandenen Altwasserrinnen bildete. Die meisten Vorkommen sind bereits durch die Flussregulierung erloschen. Im Einflussbereich von Staustufen ist sie auch in unregulierten Flussabschnitten infolge des Verlustes der Morphodynamik ausgestorben (MÜLLER et al. 1992; MÜLLER 1995). Die historischen floristischen Angaben belegen auch hier das frühere Vorkommen der Gesellschaft. Heute finden sich nur mehr zwei fragmentarische Reste im unmittelbaren Unterwasser der Staustufen.

Zwergrohrkolben-Gesellschaft (*Equiseto – Typhetum minimae* Br.-Bl. apud. Volk 1940):
Der Zwergrohrkolben kann rasch frisch abgelagerte Sand- und Schlickflächen besiedeln. Die Gesellschaft ist die typische Pioniergesellschaft an frisch entstandenen Altwässern mit Grund- oder Druckwasseranschluss. Sie besiedelt hier die am wenigsten durchlässigen, dicht gelagerten, feinkörnigen Böden, die ständig durchfeuchtet sind. Als typische Pioniergesellschaft ist das *Typhetum* auf immer neue nährstoffarme Pionierstandorte angewiesen. Beim Ausbleiben von Überschüttungen wird es von Großseggen-Gesellschaften und dem Schilfröhricht abgelöst. Die Gesellschaft kam ehemals in Mitteleuropa wohl an den meisten Alpenflüssen vom Ober- bis zum Unterlauf vor. Von allen Gesellschaften der Wildflusslandschaften reagiert das *Typhetum minimae* am empfindlichsten auf Eingriffe in den Gewässer- und Geschiebehalt. Heute kommt es nur noch in kleinen Restbeständen in der letzten intakten nordalpinen Wildflusslandschaft am oberen Lech vor (MÜLLER 1995). Auch diese charakteristische Gesellschaft kam früher sicher am Inn vor (LOHER 1887: *Typha minima* im Sande der Innufer häufig; VOLLRATH (1963) zitiert eine Angabe von VOLLMANN bei Neuburg am Inn, die zu seiner Zeit aber bereits erloschen war. Nach Berichten von lokalen Gebietskennern kam *Typha minima* bis vor einigen Jahrzehnten noch oberhalb der Salzachmündung (Türkenbachmündungsgebiet) vor. Heute ist diese Gesellschaft am Inn restlos verschwunden.

Quellen und Kalkflachmoore

Als Folgegesellschaften des *Typhetum minimae* und des *Juncetum alpini* siedelten sich in laufend vom Grund und Druckwasser gespeisten Rinnen verschiedene Kalkflachmoorgesellschaften an (*Caricetum davallianae* Koch 1928 und *Primulo-Schoenetum* Oberd. 1962). Bei Grundwasserabsenkung folgte den Gesellschaften ein weidenreicher Grauerlenwald.

Pioniergesellschaften auf eher schlammigen Böden

VOLLRATH (1963) berichtet von dem seltenen Vorkommen der Schlammflur (*Cypero fuscii – Limoselletum aquaticae* (Oberd. 1957) Korneck 1960). Er beschreibt sie von Schlammböden in ruhigen Seitenbuchten von Altarmen oder im Strömungsschatten von Inseln bei Schärding / Neuhaus am Inn. Es ist daher anzunehmen, dass sich zumindest Fragmente solcher Zwergbinsen-Gesellschaften schon immer verstreut am unteren Inn gefunden haben, zumal hier bereits über Wasservögel der Austausch mit der

nahen Donau wahrscheinlich ist. Ähnliches mag für die Gesellschaft des Gelben Zypergrases gelten (*Cyperetum flavescens* W.Koch 26 em. Aich 33), die allerdings nur noch von anthropogen gestörten Standorten bekannt ist (aber MAYENBERG 1875: am linken Innufer bei Jesuitenhof). So beschreiben auch LINHARD und WENNINGER (1980) die Gesellschaft aus dem Gebiet nur von Kiesgruben im Auenbereich. Bei LOHER finden sich Angaben zu *Limosella aquatica* charakteristischerweise nicht am Fluss, sondern von sumpfigen Waldwegen (Edermoor, Stubenberg, nicht häufig). Dies wird besonders erwähnt, da derartige, für die Donau typische Zwergbinsengesellschaften sich heute sekundär auf Schlammhängen der Stauräume finden, aber eben keine ursprüngliche Vegetationsform des einstigen Inns darstellen.

Auwälder

Periodisch vom mittleren Hochwasser überschwemmte Auwälder sind nach MÜLLER (1995) früher großflächig an den Unterläufen der Alpenflüsse aufgetreten. Auf den tiefstgelegenen Standorten innerhalb des Auwaldgürtels fanden sich durchaus großflächig Weidenbuschbestände (vgl. LIPPERT et al. 1995). Das Korbweidengebüsch (*Salicetum triandrae* Malc. 1929) bevorzugt dabei Alluvionen mit hohem Sand- und Schwebstoffanteil während das Purpurweidengebüsch (*Salix purpurea*-Gesellschaft) kiesigere Bereiche, auch in Folge der Lavendel-Weiden-Gesellschaft besiedelte. Purpurweidengebüsch werden allerdings auch als Erscheinung bereits flussbaulich gestörter Flüsse gesehen (MÜLLER et al. 1992).

Daran anschließende, höher gelegene Standorte werden zunächst von der Silberweidenau (*Salicetum albae* Iss. 1926) besiedelt. Der Silberweidenwald ist eine typische Waldgesellschaft der Tieflandauen und kam ursprünglich im Wesentlichen im Unterlauf der nordalpinen Flüsse bis 600 Meter ü. NN vor (MÜLLER 1995). Die hohe Schwebstofffracht des Innwassers und die damit verbundene Ablagerung von Feinsedimenten begünstigte derartige Elemente der Tieflandauen am unteren Inn.

Nach weiterer Konsolidierung des Standorts und Reifung der Böden wird – bei Fortbestand periodischer Überflutungen – der Silberweidenwald vom Grauerlenwald (*Alnetum incanae* Aich. et. Siegr. 1930) abgelöst. Grauerlenwälder hatten am Inn bei weitem die größten Flächenanteile unter den Auwäldern (vgl. GOETTLING 1968). Während Baumweidenbestände nach GOETTLING am Inn bei mittleren Hochwasserhöhen von 1 – 1,5 m auftreten, finden sich Grauerlenwälder nach seinen Angaben bei mittleren Hochwasserhöhen von 1 m. Da *Alnus incana* gegen zeitweilige Bodenaustrocknung empfindlich ist (GOETTLING 1968), wird sie u.a. durch die feinsedimentreichen Innablagerungen begünstigt. Zu beachten ist außerdem, dass die Niederwaldnutzung der Grauerlenwälder am Inn bereits seit mehreren Jahrhunderten betrieben wird, was zur Förderung der Grauerle geführt hat (GOETTLING 1968).

Auf den höchstgelegenen Standorten der Aue, die im Wesentlichen nur mehr episodisch von Hochwässern erreicht wurden, fanden sich eschenreiche Auwälder, die zu den Hartholzauen zu rechnen sind. Für den unteren Inn wird eine Übergangsstellung zwischen dem Eichen-Ulmenwald (*Quercus-Ulmetum* Issl. 1924), dem Hartholzauwald der größeren Flußtäler der planaren und collinen Stufe großer Teile Europas, und dem Ahorn-Eschenwald (*Adoxo moschatellinae* – *Aceretum* (Etter 1947) Pass. 1959) angenommen (IVL 1992, MÜLLER 1995, SEIBERT 1987). Aktuell finden sich in ausge-

dämmten Auen aber kleinflächig auch Bestände, die dem Eichen-Ulmenwald zugeordnet werden können. Nach GOETTLING (1968) hat die Eschenau am Inn ursprünglich einen beträchtlichen Flächenanteil eingenommen, sehr schöne Bestände finden sich aktuell auch noch am Stauraum Ering. Voraussetzung für den dauerhaften Bestand derartiger Hartholzauen sind allerdings ausreichende Hochwasserereignisse, um überflutungsempfindliche Baumarten ausschließen zu können (z.B. ZAHLHEIMER 1994) oder zumindest periodischer Druckwassereinfluss hinterdeichs.

4.1.1.2 Vegetation am korrigierten Inn

Wesentliche Folgen der Innregulierung ab 1862 wurden bereits eingangs geschildert (Begradigung mit der Folge der Laufverkürzung, Einschränkung auf ein 200 m breites Bett, Anlage von Hochwasserschutzdeichen mit der Folge der Sohlerosion und des Grundwasserverfalls). MÜLLER (1995) beschreibt die Folgen der standörtlichen Veränderungen für die Pflanzenwelt der Aue: „Die Flussbettstreckung hat eine drastische Verringerung der Bereiche zur Folge, die von Umlagerungsprozessen geprägt sind und die periodisch überschwemmt oder vom Druckwasser versorgt werden. Die Vegetation der Rohbodenstandorte und der Altwasser nimmt dadurch stark ab. Pioniergesellschaften treten nur noch in Restbeständen auf den Kiesbänken innerhalb des regulierten Gerinnes auf. Außerhalb des eingedeichten Flusses läuft die Auensukzession zum Wald ungehindert weiter. Auf Alluvionen mit höherem Sandanteil verläuft die Auensukzession rasch, da das Wasser nicht zum Mangelfaktor wird. Uferreitgras-Gesellschaft und Weiden-Tamarisken-Gebüsch werden über das Purpurweiden-Gebüsch und den Grauerlenwald vom Eschen-Ulmenauwald abgelöst.“

Zeitweise können durch die Besiedlung von nicht mehr überschwemmten Schotterflächen aber derartige trockenheitsresistente Pioniergebüsche auch zunehmen. Bei ungestörter Entwicklung werden sie im Zuge der Auensukzession aber innerhalb von Jahrzehnten vom Wald verdrängt.

Heute werden die ehemaligen Umlagerungsstrecken im Wesentlichen von Grauerlenwäldern eingenommen. Ihr überproportional hoher Flächenanteil ist zurückzuführen auf:

- die einseitige Sedimentation von Sanden in den flussnahen Bereichen nach der Regulierung, die viele ehemalige Schotterflächen überdeckte,
- die Niederwaldnutzung der Auwälder, die die regenerationsfähige Erle begünstigte und so die Sukzession zum Eschen-Ulmenwald verhindert.
- Stark vom Rückgang betroffen ist auch die Vegetation der Altwasser. Durch die Sohlenerosion senkt sich der Grundwasserspiegel ab, so dass ehemalige Flussrinnen trocken fallen oder nur noch zeitweise Wasser führen. Altwasser verlanden dadurch rasch und werden vom Grauerlenwald überwachsen (MÜLLER 1995, MÜLLER et al. 1992).

Noch 1950 gab es am Inn bei Braunau schotterreiche Standorte in der Aue (KRAMMER 1953 in CONRAD-BRAUNER 1995). Zu dieser Zeit, also vor Einstau der Stufe Simbach-Braunau, konnte hier noch Lavendelweiden-Sanddorn-Gebüsch mit vereinzelt Tamarisken gefunden werden. Hier fanden sich auch noch Reste von krautigen Pionierfluren, die offenbar Steinklee-Fluren ähnlich waren. Auf Feinsand- und Schlickböden in vom Flusslauf auf Mittelwasserhöhe abgeschnittenen Seitenarmen gab es eine Binsengesellschaft (*Juncus articulatus-Eleocharis palustris*-Ges.) sowie eine Sumpfschachtel-

halm-Gesellschaft (*Myosotis palustris-Equisetum palustre*.Ges.). In einem vom Fluss abgeschnittenen, früheren Inn-Seitenarm fand KRAMMER Tannenwedel-Bestände mit Nadelbinse (*Eleocharis acicularis*).

Ein ungefährender Eindruck der damaligen Landschaft am korrigierten Inn lässt sich wohl heute noch an einigen Abschnitten der Restwasserstrecke Töging gewinnen. Natürlich haben im Laufe der seit Bau der Kraftwerke vergangenen Jahrzehnte noch andere Faktoren Einfluss auf die Entwicklung der Vegetation genommen, nicht zuletzt die enorme Nährstoffanreicherung in der gesamten Landschaft. Morphologisch wird aber die Restwasserstrecke zumindest abschnittsweise durchaus dem einstigen, korrigierten Inn unterhalb der Salzachmündung nahe kommen. In jedem Fall finden sich bei Töging auch heute noch verbreitet Restbestände der Uferreitgrasflur an sandigen Uferböschungen, auf größeren Kiesinseln (Ebinger Innschleife) kommen Lavendelweidengebüsche auf. Am korrigierten Inn konnte sich also in jedem Fall die ursprüngliche Ausstattung an Arten und Lebensräumen weitgehend halten, wenngleich auch in wesentlich reduzierter Flächenausdehnung (HERRMANN 2002, s.a. MÜLLER et al. 1992, ZAHLHEIMER 1994).

4.1.1.3 Vegetationsentwicklung in den Stauräumen

CONRAD-BRAUNER (1994; 32ff) beschreibt die jüngere Entwicklung der Vegetation und Flora der Stauräume:

„Im Zeitraum zwischen 1976 und 1982 setzte sich die Pionierbesiedlung mit allmählicher Bewaldung der Inseln fort. Inselabtrag ist nirgends zu erkennen. Einige neue Inseln entstanden in der Hagenauer Bucht. Die flussabwärts gelegenen Inseln vor dem Wehr vergrößerten sich in der Zeit geringfügig. Innerhalb der vergangenen Jahrzehnte fanden also im Vergleich zu den ersten Jahren nach dem Einstau deutlich weniger Neuanlandungen und Inselneubildungen statt.

Spitzenhochwasser August 1985 (5.400 m³/s): Trotz der extrem hohen Abflussmengen konnten Erosionsspuren in Form von Uferanrissen nur an zwei Stellen im Untersuchungsgebiet beobachtet werden: In der Hagenauer Bucht an der Nordwestseite einer kleinen bewaldeten Insel rutschte ein zwei Meter breiter von Grauerlen bestandener Uferstreifen ins Wasser. Ähnliches gilt für die freiliegende Insel bei Flusskilometer 51,8, bei der entlang dem mit Silberweidenwald bestandenen Ufer deutliche Anrisse zu erkennen waren. Schließlich durchbrach das Hochwasser sogar die betonierte Uferbefestigung auf der österreichischen Seite bei km 55.3 und stellte somit die natürliche Verbindung zwischen Hauptfließrinne und Hagenauer Bucht wieder her. Dies begünstigte die Vergrößerung der Inseln in der Hagenauer Bucht.

Auflandungszonen sind strömungsexponierte Gebiete, die bei Hochwasser durch Akkumulation von überwiegend mineralischen Sedimenten über Mittelwasserhöhe aufgelandet werden. Auf den neu aufgelandeten Fläche siedeln zunächst krauthohe Pioniergesellschaften (Zweizahn-Ufersäume, Kleinröhrichte und Rohrglanzgrasröhricht), die hier als Auflandungsgesellschaften bezeichnet werden.

Demgegenüber zeichnen sich die Verlandungszonen durch vergleichsweise geringe Strömungsstärken aus. Sie liegen in altwasserartig verlandenden Buchten und Seitenarmen, die vor Sedimenteintrag bei Hochwasser stärker geschützt sind. Dort kommen

mineralische Sedimente vergleichsweise seltener und in geringerem Ausmaß zur Ablagerung. Vielmehr werden hier die in wesentlich geringeren Mengen anfallenden biogenen Sedimente akkumuliert. Dadurch erhöhen sich die Verlandungsstandorte nur langsam. In die flach überschwemmten Stellen dringen vom Ufer her durch vegetative Ausbreitung allmählich Pioniergesellschaften der Stillwasserbuchten vor, die als Verlandungsgesellschaften bezeichnet werden (Schilf- und Rohrkolbenröhrichte).

Die räumliche Lage der Auflandungs- und Verlandungszonen blieb nicht konstant. Während die Inselbildung zunächst entlang der befestigten Ufer und Leitdämme entlang der Hauptfließrinne ansetzte, verlagerten sich die Auflandungszonen im Zuge der Stauraumauffüllung seit dem Einstau allmählich flussabwärts und von den Ufern der Hauptfließrinne zu den beidseitigen Hochwasserdämmen. Dadurch gerieten ehemalige Auflandungsbereiche allmählich in den Verlandungsbereich. So konnten sich ehemalige Neuanlandungen ungestört bewalden, während sich in den dazwischen liegenden Altwasserrinnen strömungsempfindliche Schilfgürtel ausbreiteten.

In den Übergangsbereichen zwischen Auflandungs- und Verlandungszonen wird dagegen die ungestörte Bewaldung und Röhrichtausbreitung durch Erosion und Sedimentation nur bei größeren Hochwasserereignissen unterbrochen, wodurch Inselsäume von Auflandungsgesellschaften entstehen können. In diesen Übergangsbereichen können nur die extremen, selten auftretenden Spitzenhochwässer die langjährigen Verlandungsphasen kurzfristig ablösen.

In den heutigen Auflandungszonen im Bereich der jüngsten Inselbildungen in der Hagenauer Bucht und vor dem Stauwehr Ering findet auch bei kleineren Hochwasserereignissen, also häufiger und großflächiger Sedimentation mit Auflandung statt, so dass sich hier nur krauthohe Pioniergesellschaften und strömungsresistente Rohrglanzgrasröhrichte halten können. Verlandungsgesellschaften können sich zunächst nicht einstellen.“

ERLINGER (1984, 1985, 1993) stellt detailliert die Entwicklung der Pflanzenbestände der Hagenauer Bucht nach Einstau dar. Für die Entwicklung submerser Wasserpflanzen stellte sich der Zustrom trübstoffreichen Inwassers als limitierender Faktor heraus (geringe Belichtung, ERLINGER 1993: 18): *„Als nach der Schließung der Mattigarme das Wasser in der Bucht zur Ruhe gekommen war und sich abgeklärt hatte, erreichte das Licht nun auch große Bereiche des Seegrundes. In kurzer Zeit wuchs eine Menge Tauchpflanzen heran, die sich rasch verdichteten und wenige Jahre später den größten Teil der Wasserfläche bedeckten. Um 1963 war sowohl von der Flächendeckung als auch von der Wuchsdichte ein Umfang erreicht, der sich später nicht mehr wiederholen sollte, u.a. dichte Armleuchteralgenbestände.“*

Am 6. August 1970 notiert ERLINGER (1993: 20): *„Festgestellte Arten: Armleuchteralgen (58,4%), Potamogeton crispus (20,9 %), Potamogeton pectinatus 18,9 %, Hippuris vulgaris 0,8 %, Potamogeton perfoliatus 1,0 %, außerdem Najas marina, Ranunculus aquatilis, Elodea canadensis, Myriophyllum spicatum.“*

Der Höhepunkt der Artenvielfalt war 1983 erreicht. ERLINGER (1993) nennt folgende Sippen: *Ceratophyllum submersum, Myriophyllum spicatum, myriophyllum verticillatum, Riccia fluitans, Potamogeton crispus, Potamogeton perfoliatus, Potamogeton pec-*

tinatus, *Potamogeton pusillus*, *Callitriche spec.*, *Elodea canadensis*, *Ranunculus fluitans*, *Ranunculus circinatus*, *Hippuris vulgaris*, *Najas marina*, wobei nur *Najas* in größerer Menge aufkam. Zu dieser Zeit waren etwa 85 ha Wasserfläche (ca. 63 % der Gesamtwasserfläche) von submersen Wasserpflanzen besiedelt. In der Entwicklungsperiode 1983-85 erlangte das Große Nixenkraut mit einer Flächendeckung von ca. 28 ha eine beachtliche Ausbreitung. Nach 1985 begann sich das Kleine Laichkraut auszubreiten, konnte sich bis 1990 aber nur auf einer Fläche von gut 5 ha einen dichten Bestand aufbauen.

Die Entwicklung der ausgedämmten Auen bis ca. 1980 beschreiben LINHARD & WENNINGER (1980).

4.1.2 Heutige Situation: Vegetation

4.1.2.1 Stauraum

Die Vegetation des Stauraums wird nach der umfassenden Bearbeitung durch CONRAD-BRAUNER (1994) dargestellt, neuere Bearbeitungen liegen nicht vor. Grundsätzliche Veränderungen am Gesellschaftsinventar dürften seitdem auch nicht stattgefunden haben, wohl aber erhebliche Verschiebungen der Flächenanteile (vgl. Kap. 3.4.3.3).

Im Stauraum finden sich demnach die folgenden wesentlichen Pflanzengesellschaften:

Zweizahn-Ufersäume

Die krautreichen Pionierfluren besiedeln die jüngsten über dem Mittelwasserspiegel aufgelandeten Inseln sowie Inselsäume aus Sand- und Schlickablagerungen. Entsprechende Krautfluren finden sich nur in Bereichen aktueller Auflandung (Inselneubildung). Unterschieden werden können

- Ehrenpreis-Gesellschaft (*Veronica catenata*-Ges.)
- Ehrenpreis-Gesellschaft in einer Rohrglanzgras-Ausbildung
- Zweizahn-Gesellschaft (*Bidens cernua*-Ges.).

Am tiefsten stehen die Ehrenpreis-Ges. (10 cm unter bis 30 cm über MW), am höchsten die Zweizahn-Ges. (MW bis 45 cm über MW). Charakteristische Arten sind z.B. *Alisma plantago-aquatica*, *Veronica catenata*, *Veronica beccabunga*, *Bidens cernua*, *B. tripartita*, *Rorippa amphibia*, *Alopecurus geniculatus* oder *Lythrum salicaria*.

Weidengebüsch

Das Weidengebüsch setzt sich aus kraut- bis strauchhohen Silberweiden und Rubensweiden zusammen. In einzelnen Ausbildungen sind zusätzlich die strauchbildende Mandelweide oder Purpurweide vertreten. Die Weidengebüsche sind im Stauraum Initialphasen der Silberweidenwälder (in natürlichen Vegetationsmosaiken dagegen teilweise auch relativ langfristig stabile Gebüsche und Mantelgesellschaften, auch hier zeigt sich der anthropogene Charakter der Stauräume). Weidengebüsche schließen meistens auf den etwas höher gelegenen Bereichen junger Sedimentbänke an die saumartig in den tiefergelegenen Uferbereichen vorgelagerten Zweizahn-Ufersäume an. Entsprechend der Verlandungsdynamik der Stauräume finden sich solche Vegetationsmosaike

jeweils in den zuletzt verlandeten Bereichen, die die „Verlandungsfront“ bilden, die zusehends innabwärts, also auf die Kraftwerke zu, vorrückt. Die Weidengebüsche finden sich auf Standorten, die etwa 10 – 50 cm über MW liegen.

Entsprechend der dominanten Weidenart können in den Stauräumen zwei Gesellschaften unterschieden werden:

- Silberweidenbusch
- Purpurweidenbusch

Während der Silberweidenbusch auf Schluff- und Lehmböden aufkommt und später unmittelbar in die Silberweidenau übergeht, kommt der Purpurweidenbusch vor allem auf Sandanlandungen auf, die sich eher in den Stauräumen Eggfling und Neuhaus finden.

Silberweidenwald

Silberweidenwälder nehmen großflächig die in dem Stauraum entstandenen Inseln ein. Je nach Alter dieser Inseln finden sich noch jüngere, einfach strukturierte Gehölze oder bereits höherwüchsige, mehrschichtige Wälder. Mit zunehmendem Alter der Silberweidenbestände beginnt die Grauerle in die Bestände einzuwandern.

Unterschieden werden können die tiefer und nasser stehenden Schilf-Silberweidenwälder (*Salicetum albae phragmitetosum*) und die höher stehenden, typischen Silberweidenwälder (*Salicetum albae typicum*).

Schilf-Silberweidenwälder können in den Stauräumen am unteren Inn bereits 10 cm über MW ansetzen, der typische Silberweidenwald findet sich ab 30 cm über MW.

Im Bereich der Stauwurzel finden sich auf den erhaltenen Vorländern auch noch alte Silberweidenbestände, in großem Umfang bei Simbach oder auch unmittelbar oberhalb Braunau. Teilweise liegen die Bestände auf relativ hohen Niveaus, die standörtlich nicht mehr der Weichholzaue zuzuordnen sind. In jedem Fall fehlt all diesen Beständen eine erkennbare Verjüngung, was an der geänderten Flussdynamik liegt. Mittelfristig wird sich in diesen Beständen ein deutlicher Wandel vollziehen, der zum Erlöschen der örtlichen Vorkommen führen dürfte.

Großseggenriede und Röhrichte

In den Stauräumen am unteren Inn finden mehrere Röhrichtgesellschaften auf verschiedenartigen Standorten vor. Die Standorte können bis zu einem Meter tief unter MW liegen, unter entsprechenden morphodynamischen Verhältnisse aber auch bis zu einem Meter über MW.

Im Stauraum Ering waren 1985 zu finden (in der Nomenklatur von CONRAD-BRAUNER):

- Sumpfbinsen-Ges.
- Sumpfschachtelhalm-Ges.

- Tannenwedel-Ges.
- Rohrkolbenröhricht
- Schilfröhricht
- Schilfröhricht, Steifseggen-Ausbildung (zum Steifseggen-Ried vermittelnd)
- Rohrglanzgras-Schilfröhricht (trockene Ausbildung des Schilfröhrichts)
- Rohrglanzgrasröhricht

Während vor allem die Kleinröhrichte (die ersten drei der aufgezählten Gesellschaften) an Zonen rezenter Auflandung gebunden waren, finden sich meisten Großröhrichte in älteren Verlandungsbereichen im Mosaik mit Auwäldern. Eine Ausnahme ist das Rohrkolbenröhricht, das zumeist auf frischen Anlandungen vorkommt.

Sumpfbinsen- und Sumpfschachtelhalm-Ges. wachsen zumeist in strömungsgeschützten Buchten aus feinkörnigen, nährstoffreichen Sedimenten im flachen Wasser. Vorkommen dieser Gesellschaft sind in der Regel anthropogen bedingt und kein Glied der Naturlandschaft.

Die Tannenwedel-Ges. wurde von CONRAD-BRAUNER in der Hagenauer Bucht gefunden. Die Gesellschaft ist dafür bekannt, dass sie kühles, sauberes Wasser benötigt. Sie findet sich häufiger in den Auengewässern der ausgedämmten Auen (s.u.).

Das Rohrkolben-Röhricht wurde relativ großflächig an den Inseln in der Heitzinger-Bucht kartiert, es steht dort oberhalb der Zweizahn-Ufersäume, noch vor den Schilfröhrichte. Die meist ruderal geprägte Gesellschaft kennzeichnet auch an Gewässern der ausgedämmten Aue Bereiche aktiver Sedimentation, z.B. in Folge von Einleitungen.

Rohrglanzgras-Röhrichte kommen in verschiedenen Ausbildungen im Stauraum vor, wobei die tiefer gelegenen, knapp über MW siedelnden Bestände artenreicher sind als die etwas höher gelegenen, fast nur noch von Rohrglanzgras aufgebauten (0,25 bis 1,2 m über MW). Rohrglanzgras-Röhrichte werden von MÜLLER et al. (1992) zur Überflutungsvegetation gerechnet, die charakteristischerweise in Stauhaltungen und Korrektionsstrecken begünstigt wird. Die Gesellschaft ist insgesamt am unteren Inn stark verbreitet.

Schilfröhricht: während die artenarmen Schilfbestände des typischen Schilfröhrichts bis zu 40 cm tief unter MW-Niveau siedeln, steht das Rohrglanzgras-Schilfröhricht trockener und wächst in bereits höher aufgelandeten Seitenrinnen oder an höheren Bereichen von Böschungen.

Grauerlenwälder besiedeln innerhalb des Stauraums die ältesten und höchstgelegenen Waldstandorte. Sie konzentrieren sich auf die beim Einstau nicht überstauten älteren Landflächen ab ca. Inn-km 55.0 aufwärts. Sie finden sich am Inn in unterschiedlichsten Ausbildungen.

Grauerlen-Sumpfwälder entstehen in dem Stauraum durch Sukzession aus Schilfbeständen in älteren Sedimentationsbereichen, die schon länger von der Hauptströmung abgetrennt sind. Sie finden sich auch an Altwässern der Altaue, wo sie als Artefakt der künstlich eingeregelt, gleichmäßigen Wasserstände gelten können.

Eschenwälder kennzeichnen den trockenen standörtlichen Flügel der Grauerlenauen. Übergänge sind hier fließend. Der Schwerpunkt des Vorkommens der Eschenwälder liegt außerhalb des Stauraums, allerdings finden sich etwa ab Inn-km 56,5 aufwärts zunehmend Eschenauen, wobei diese Standorte wohl nur selten überflutet werden. Es handelt sich meist um ausgesprochen artenreiche Bestände, die für höher gelegene, seit langem stabile Auenstandorte charakteristisch sein dürften. Auch hier finden sich zahlreiche Ausbildungen.

Ergänzend zu CONRAD-BRAUNER sei noch auf das seltene Vorkommen der Eichen-Ulmen-Hartholzaue hingewiesen. Im Unterwasser des KW Ering kommt sie auf bayerischer Seite auch kleinflächig an der höchsten Stelle des dortigen Vorlandes vor.

Außerdem fand sich 2003 in einem Altwasser im Vorland der Erlacher Au ein Bestand des großen Nixenkrauts (*Potamogetono-Najadetum marinae*), der 2009 allerdings nicht mehr bestätigt werden konnte. Auch ERLINGER benennt die Pflanze mit zeitweise größeren Beständen aus der Hagenauer Bucht. Von aktuellen Vorkommen kann sicher ausgegangen werden.

4.1.2.2 Fossile Auen

Die Vegetation der fossilen, ausgedämmten Auen (Altaue) wird für die bayerische Seite auf Grundlage der Zustandserfassung für das geplante Naturschutzgebiet „Auen am unteren Inn“ beschrieben (LANDSCHAFT+PLAN PASSAU 2009, i.A. Reg. v. Niedb.). Für Teile der Eringer Au erfolgte dazu 2014 eine Aktualisierung im Rahmen vorbereitender Arbeiten für die geplante Fischaufstiegsanlage (LANDSCHAFT+PLAN PASSAU 2014).

Auf österreichischer Seite sind vor allem eigene Übersichtsbegehungen, die 2014 durchgeführt wurden, Grundlage. In der folgenden Darstellung wird aber nicht grundsätzlich zwischen österreichischer und bayerischer Seite unterschieden.

Wasserpflanzengesellschaften

Altwässer und Auetümpel

Neu entstandene Auetümpel, wie sie z.B. im Rahmen des Life-Projektes in den Jahren 1999-2001 auch in der Eringer Au angelegt wurden, werden in den ersten Jahren, in denen im Gewässer noch eher nährstoffarme Verhältnisse herrschen, oft von Armleuchteralgen-Beständen besiedelt. ERLINGER beschreibt dies auch aus der Hagenauer Bucht. Mittlerweile dürften aber alle diese Bestände erloschen sein und von Folgestadien der Sukzession verdrängt worden sein.

Wasserpflanzengesellschaften der größeren Altwässer sind vor allem die Teichrosenbestände (*Myriophyllo-Nupharetum*) in verschiedenen Ausbildungen, die sich oft mit der Tannenwedel-Ges. gemeinsam findet. Die beiden Gesellschaften beherrschen die offenen Wasserflächen des Altwasserzugs der Eringer Au. Die Teichrosen-Ges. ist mit Abstand die am weitesten verbreitete Wasserpflanzengesellschaft am unteren Inn.

Nur mit vereinzelt Beständen wurde die Gesellschaft des Durchwachsenblättrigen Laichkrauts (*Potamogeton perfoliatus*-Ges.) gefunden (Erlacher Au, allerdings Altwasser im Vorland).

Durchflossene Gräben, Bäche, durchströmte Altwasserbereiche

Die „Gesellschaft des Untergetauchten Merks“ (*Ranunculo-Sietum erecto-submersi*) ist die charakteristische Vegetation der meisten schneller fließenden, bachartigen Gewässer der Innauen mit verhältnismäßig kühlem, kalkhaltigem und klarem Wasser. Am Stauraum Ering tritt sie besonders auffällig in der Mininger Au auf.

Breitere, mit geringerer Geschwindigkeit durchflossene Gewässer und häufig schlammigem Grund sind meist von der Gesellschaft des Nussfrüchtigen Wassersterns bewachsen (*Callitricetum obtusangulae*). Auch diese Gesellschaft ist am Unteren Inn flächenmäßig gut vertreten. Die Übergänge zu Tannenwedel-Ges. und Teichrosen-Ges. (s.o.) sind oft fließend.

In der Mininger Au mit ihren ungewöhnlich gut ausgebildeten Auenbächen finden sich außerdem große Bestände des Flutenden Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans* agg.) sowie des Kamm-Laichkrauts.

Quellfluren

Quellfluren spielen im Gebiet heute nur eine randliche Rolle. Sie kommen in Fragmenten noch an Terrassenkanten vor, die die Auen randlich umfassen (am schönsten wohl in der Mininger Au), stehen aber kaum in Zusammenhang mit dem Stauraum und werden hier nicht weiter behandelt. In Zeiten weniger intensiver Landnutzung dürften Quellfluren aber ein charakteristisches Element der Landschaft am unteren Inn gewesen sein.

Röhrichte und Großseggen-Sümpfe

Das Schilfröhricht ist die bei weitem vorherrschende Großröhrichtgesellschaft der Altwässer des Gebietes. Es findet sich in verschiedenen Ausbildung, wobei die artenarme, typische Gesellschaft überwiegt. Häufig durchdringen sich Schilfbestände mit Großseggenbeständen (Ufersegge, Steife Segge), wobei derartige Bestände zumeist als schilfreiche Ausbildung den jeweiligen Großseggengesellschaften zugeordnet werden können. In einer auffälligen Ausbildung tritt der Breitblättrige Rohrkolben im Schilfröhricht auf. Solche Bestände kennzeichnen Bereiche mit aktuell besonders aktiver Verlandung, wie an dem Schilffeld am Anfang des Altwasserzugs in der Eringer Au (Heberleitungen, Zulauf schwebstoffreichen Innwassers!).

Ebenfalls häufig sind Rohrglanzgras-Röhrichte, die allerdings in sehr unterschiedlichen Situationen anzutreffen sind. Häufig findet es sich als m.o.w. schmaler Uferstreifen an fließenden (meist künstlichen) Auengewässern innerhalb der Auenbereiche (z.B. Kirner Bach), außerdem tritt es flächig als Schlagflur der Grauerlenau auf. Bemerkenswert sind allerdings kleinflächig vorkommende, artenreiche Bestände an einem Altwasserufer im Vorland der Erlacher Aue (mit Arten wie Glänzender Wiesenraute und Schmalblättrigem Baldrian).

Im Wechsel mit den Schilfröhrichten prägen Großseggenbestände die Verlandungszonen und Uferstreifen der Altwässer. Mit dem größten Flächenanteil kommt hier das Steifseggenried vor, einer Gesellschaft, die unter den Großseggenriedern die stärksten

Wasserstandsschwankungen verträgt. Allerdings kann sie unter den geänderten hydrologischen Bedingungen des Stauraums aus dieser Eigenschaft keinen Konkurrenzvorteil mehr erzielen, woraus sich wohl der hohe Anteil an von Schilfröhrichten durchdrungenen bzw. überwachsenen Beständen erklärt. In der Mininger Au finden sich Bestände, die von der ebenfalls bultig wachsenden Rispen-Segge durchsetzt sind und die hier möglicherweise teilweise auch bestandsbildend auftreten (Rispenseggen-Ried). Dass das Rispenseggen-Ried gern auf quellig durchsickerte Hängen bzw. in Quellbereichen vorkommt, unterstreicht die besondere Bedeutung der Mininger Au und ihren gut ausgebildeten Aubächen, die aus Quellaustritten an der umrahmenden Terrassenkante gespeist werden.

Außerdem findet sich in ähnlichen Situationen öfter das Uferseggenried, eine Gesellschaft, die eher in den Donauauen ursprünglich ist und sich am Inn wohl in Folge der hydrologischen Veränderungen ausbreiten kann. Ähnlich häufig ist auch die Sumpfsseggen-Gesellschaft, die allerdings etwas trockener steht und oft flache, verlandete Altwasersensenken im Halbschatten der angrenzenden Grauerlenauen einnimmt. Sie ist offenbar die einzige Großseggen-Gesellschaft, die auch im Stauraum (meist mit Schilf durchsetzt) wesentliche Anteile einnimmt.

Das Innseggenried schließlich findet sich nur selten und kleinflächig in Bereichen, in denen Grauerlenauen von Bächen durchflossen werden und steht hier unter dem Einfluss des ziehenden Grundwassers.

Pionierfluren auf Sand- und Kiesflächen

Pionierfluren offener Sand- und Kiesflächen, die vor Einstau ein typisches Element des Flussbetts und auch der Auen waren, finden sich heute am Inn nur noch an Sonderstandorten, die durch Nutzung entstehen (Kieslager Gstetten, außerhalb des Stauraums Ering) oder aber als bewusst angestrebtes Ergebnis von Naturschutzmaßnahmen. Am Stauraum Ering fanden solche Maßnahmen kleinflächig an der Brenne im Zentrum der Eringer Au statt sowie in größerem Umfang auf dem „Biotopacker“ bei Eglsee. Dort findet sich unter anderem das Uferreitgras in größeren Beständen. Es wurde vor 15 Jahren auf einer eigens geschaffenen sandigen Böschung ausgebracht und hat sich von dort auf zwischenzeitlich wiederholt neu angelegte Böschungen von Kleingewässern ausgebreitet. Der Bestand ist allerdings völlig pflegeabhängig.

Pionierfluren nasser Standorte

Ebenfalls nur mehr auf Flächen mit Sondernutzung oder eben Naturschutzflächen finden sich Pionierflächen nasser Standorte. So fand sich in geringem Umfang an einem Tümpel an der Eringer Brenne und in größerem Umfang auf dem „Biotopacker“ auf offenen, nassen Kiesflächen die Gesellschaft des Braunen Zypergrases (*Cyperus fuscus* Ges.). Die Gesellschaft ist hier aber auch periodische Störung angewiesen, die die Standorte offen hält, also ebenfalls pflegeabhängig.

Wiesen und Grasfluren feuchter und nasser Standorte

Nasswiesen sind am unteren Inn zumindest auf bayerischer Seite nahezu ausgestorben. Hier kann wieder nur der „Biotopacker“ angeführt werden. In einer flachen, lange-

gestreckten Senke wurde im Grundwasserschwankungsbereich Kies freigelegt, auf dem initiale Flachmoor-Bestände entwickelt wurden. Im Kernbereich entspricht dies einer fragmentarischen Alpenbinsen-Flur. In einer naturnahen Flusslandschaft besiedelt die Gebirgssimsengesellschaft vom Fluss neu geschaffene Rinnen mit langer sommerlicher Überschwemmungsdauer, die bei Niedrigwasserstand zumindest zeitweise noch unter Grundwasseranschluss (Druckwasser) stehen (vgl. HERRMANN 2002). Der geschaffene Standort entspricht also in wesentlichen Eigenschaften den Ansprüchen der Gesellschaft, allerdings fehlen ausgeprägte Grundwasser- oder Flusssdynamik. Auch hier ist also regelmäßige Pflege nötig, sonst droht schnelle Verbuschung bzw. Verschilfung.

Wiesen und Staudenfluren trockener Standorte

Entsprechende Vegetation war früher auf den Brennen, in Auwaldlichtungen und auch am Rande der Kiesbänke am Inn verbreitet. Nach Aufgabe der bestandserhaltenden Nutzungen in den Auen (z.B. Schafbeweidung der Auen) und Erlöschen der ursprünglichen Flusssdynamik konnten die neu entstandenen Dämme der Stauhaltungen Ausweichstandorte bieten. Auch heute sind die Dämme eine wesentliche Struktur der offenen Trockenlebensräume am Inn. Auf ihnen finden sich relativ großflächig artenreiche Glatthaferwiesen, die häufig zu den trockener stehenden Salbei-Glatthaferwiesen zu rechnen sind. Die artenreichen Bestände fallen auch durch Vorkommen der Orchidee Helm-Knabenkraut auf. Daneben finden sich aber auch gut ausgebildete Magerrasen (Trespen-Halbtrockenrasen), z.B. auf den schmalen wasserseitigen Böschungen der Dämme an Eringer- und Mininger Au. Diese mageren Bestände beherbergen wichtige Artvorkommen (z.B. Alpen-Leinkraut). Teilweise erreichen diese Bestände auch nur die Qualität von wärmeliebenden Säumen. Insgesamt stellen die Dämme damit aber hochwertige Trockenlebensräume dar, die aufgrund ihrer Längenerstreckung wichtige Funktionen als Vernetzungsstruktur übernehmen.

Im Rahmen des Life-Projekts wurden etwa im Jahr 2000 sowohl Brennenbereiche in der Eringer Au wieder revitalisiert als auch großflächige neue Standorte auf dem „Biotopacker“ (immerhin etwa 9 ha) entwickelt. Hier finden sich Initialstadien von Halbtrockenrasen, die bereits erstaunlich hohe Qualität erreicht haben. Der „Biotopacker“ bildet mittlerweile einen Biodiversitäts-Hotspot am unteren Inn.

Hochstaudenfluren, Schlagfluren

Hochstaudenfluren treten zumeist als Brennnessel-reiche Zaunwinden-Gesellschaft auf sowie als Neophyten-reiche Bestände. Letztere finden sich in großem Umfang am Damm im Bereich Erlach – Simbach (v.a. Späte Goldrute). In der Eringer Au findet sich kleinflächig eine Wasserdost-Hochstaudenflur, die als einzige ein Element der ursprünglichen Auen sein dürfte.

Als Schlagflur hat die Kratzbeer-Reitgrasflur nennenswerten Anteil, die als Schlagflur trockener stehender Grauerlenauen aufgefasst wird. Mit Arten wie Glänzender Wiesenraute, Fiederzwenke und Schmalblättrigem Arzneibaldrian können die Bestände teilweise saumartigen Charakter annehmen.

In geringem Umfang wurde in der Simbacher/Erlacher Au der Schuppenkarden-Saum festgehalten. Er dürfte als charakteristisches Element der Niederwaldnutzung der Grauerlenauen aufzufassen sein.

Ruderalfluren (v.a. Dämme)

Ruderalfluren finden sich auf dem Damm zwischen Erlach und Simbach (ruderal geprägte Glatthaferbestände, u.a.) sowie an höher gelegenen Waldrändern, auf trockeneren Schlagfluren und halbschattigen Dammfüßen verschiedene Ausbildungen des Brennessel-Giersch-Saums (teilweise Neophyten-reich).

Gebüsche und Wälder

Gebüsche

Gebüsche spielen in den Auen am unteren Inn vor allem in den größeren Brennenkomplexen eine gewisse Rolle, die allerdings den Auen am Stauraum Ering weitgehend fehlen. Hier finden sich eher typische Auengebüsche frischerer Standorte (Hartriegel-Gebüsche) oder auch nasser Standorte (Wasserschneeball-Gebüsch, kleinflächig an Altwasserufern). Eine häufigere Erscheinung sind allerdings die von Hopfen und Waldrebe geprägten Schleier-Gesellschaften, die öfters Waldränder prägen oder auch degradierte Grauerlenauen überziehen. Derartige Bestände werden zwar zu den Gebüschten gezählt, sind aber als Degradationsstadien in gestörten Flussauen zu werten.

Weichholzaunen

Weichholzaunen werden im Gebiet vor allem durch die Silberweidenauen repräsentiert. Die Grauerlenauen stehen standörtlich zwischen den Silberweidenauen und den noch höher anschließenden Hartholzaunen, werden üblicherweise aber zu den Weichholzaunen gestellt.

Silberweidenauen kommen in verschiedenen Ausprägungen in der Eringer Au noch auf 2,13 ha Fläche vor, in der Erlacher und Simbacher Au dagegen noch auf 32,44 ha (allerdings größtenteils im Vorland). In der Mininger Au kommen Silberweidenauen nur untergeordnet vor, flächige Bestände finden sich aber wieder oberhalb Braunau auch auf österreichischer Seite (aber auch dort im Vorland). Wie schon anlässlich der Beschreibung der Bestände des Stauraums erwähnt, fehlen bei diesen Beständen – auch jenen der Eringer und Mininger Au – heute die standörtlichen Voraussetzungen zur Sicherung der Verjüngung der Bestände. Die Silberweidenauen in den fossilen Altauen werden daher mittelfristig zusammenbrechen und durch Wälder höherer Auenstufen ersetzt werden.

Grauerlenauen finden sich in der Simbacher- / Erlacher Au auf 28,2 ha Fläche, in der Eringer Au auf 46,21 ha. In der Mininger Au sowie den Auen bei Braunau nehmen sie ebenfalls erhebliche Flächen ein. Die Grauerlenauen kommen in zahlreichen Ausbildungen vor, die das gesamte standörtliche Spektrum von Nass (Ausbildungen mit Schilf) bis trocken (Ausbildungen mit Weißer Segge sowie mit Fiederzwenke) umfassen. Diese Differenzierung war Ergebnis des Zusammenspiels von Bodenaufbau und Überflutungsdisposition, die so heute allerdings nicht mehr wirksam ist. Auf höherlie-

genden Standorten können sich außerdem eschenreiche Grauerlenauen entwickeln, die bereits den Hartholzauen nahe stehen.

Grauerlenauen wurden durch die Möglichkeit der Niederwaldnutzung in ihrer Verbreitung stark gefördert. Nachdem diese Form der Waldnutzung heute teilweise nicht mehr durchgeführt wird (zumindest in der Eringer Au, in der Mininger Au dagegen werden die Wälder flächig in traditioneller Weise genutzt), vergreisen diese Wälder. Häufig wurden Grauerlenauen durch Pflanzungen ersetzt (Berg-Ahorn, Esche).

Hartholzauen

Hartholzauen in ihrer typischen Gehölzkombination mit Stieleiche, Feldulme und Bergulme kommen am unteren Inn nur selten vor. Die Eringer Au enthält die wahrscheinlich besten Bestände mit ca. 1,3 ha Ausdehnung, die allerdings nicht mehr in die Auendynamik eingebunden sind (anders die kleineren Bestände im Unterwasser vom KW Ering).

Pflanzungen

Meist strukturarme Baum-Pflanzungen nehmen auf bayerischer Seite insgesamt 26,34 ha ein. Sie verteilen sich folgendermaßen:

Eringer Au:

- Fichtenbestände 3,59 ha
- Pappelforste 3,95 ha
- Pflanzungen mit Esche, Bergahorn, u.a. Baumarten: 9,85 ha

Simbacher- / Erlacher Au

- Fichtenbestände: 0,29 ha
- Pappelforste: 4,20 ha
- Pflanzungen mit Esche, Bergahorn u.a. Baumarten: 4,46 ha

4.1.2.3 Bewertung der vegetationskundlichen Verhältnisse

Die Vegetation der Innauen im Bereich der Eringer Au bzw. der Mininger Au und den innaufwärts um Braunau und Simbach anschließenden Vorländern und Auenbereichen ist durch das Vorkommen einer Vielzahl gefährdeter, stark gefährdeter oder sogar vom Aussterben bedrohter Pflanzengesellschaften von naturschutzfachlich höchster Wertigkeit. Von besonderer Bedeutung sind in diesem Zusammenhang die Auwaldgesellschaften, auch des Stauraums. Die Grauerlenau gilt bundesweit als „gefährdet“, die Silberweidenau als „stark gefährdet“ und die Eichen-Ulmen-Hartholzau als „vom Aussterben bedroht“ (ähnlich für Österreich). Die Salbei-Glatthaferwiesen der Dammböschungen sind ebenfalls bundesweit „gefährdet“, die Trespen-Halbtrockenrasen, ebenfalls auf Dämmen und auf der Brenne, sind „stark gefährdet“. Ähnliche Gefährdungsgrade gelten für mehrere der Pflanzengesellschaften der Gewässer und Verlandungszonen. Als besonderes wertgebendes Merkmal ist außerdem die Vielfalt der Ausbildung

gen zu nennen, in der die flächenmäßig vorherrschenden Gesellschaften vorliegen, auch die Vollständigkeit von Vegetationszonationen und –komplexen.

Darüber hinaus stellt ein Teil der oben beschriebenen Vegetationseinheiten Lebensraumtypen nach Anh. I der FFH-Richtlinie dar. Folgende Tabelle gibt einen Überblick über die außerhalb der Stauräume vorkommenden Lebensraumtypen und ihre Flächenanteile in den bayerischen Auen. Es wird in jeweils einer Spalte die Fläche im Bereich des Stauriums Ering sowie die Fläche im Bereich des gesamten untersuchten Abschnitts zwischen Eggfing und der Regierungsbezirksgrenze an der Türkenbachmündung (Seibersdorf) dargestellt.

FFH-Lebensraumtypen der Altaue am Stauraum Ering-Frauenstein (bayerische Seite)

Code-Nr.	Bezeichnung	Fläche Ering ha	Fläche bayer. Auen ha
3130	Oligo- bis mesotrophe stehende Gewässer mit Vegetation der <i>Littorelletea uniflorae</i> und/oder der <i>Isoeto-Nanonjuncetea</i>	0,17	0,17
3140	Oligo-bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen	-	0,04
3150	Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des <i>Magnopotamions</i> oder <i>Hydrocharitions</i>	28,78	76,71
3220	Alpine Flüsse mit krautiger Ufervegetation	-	0,22
3240	Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von <i>Salix eleagnos</i>	0,30	5,80
3260	Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des <i>Ranunculion fluitantis</i> und <i>Callitricho-Batrachion</i>	0,30	6,00
*6210	Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (*besondere Bestände mit bemerkenswerten Orchideen)	9,15	23,36
6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen Stufe	1,62	10,78
6510	Magere Flachland-Mähwiesen	8,09	20,83
9130	Waldmeister Buchenwald (<i>Asperulo-Fagetum</i>)	0,17	0,17
9170	Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald (<i>Galio-Carpinetum</i>)	1,03	11,31
*9180	Schlucht- und Hangmischwälder (<i>Tilio-Acerion</i>)	5,31	10,15
*91E0	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)	107,85	536,93
91F0	Hartholz-Auenwälder	4,55	5,42
	Flächenanteil FFH-LRT gesamt		710,34 ha

Tabelle 9: FFH-Lebensraumtypen der Altaue am Stauraum Ering/Frauenstein

Außerdem finden sich erhebliche Flächen des LRT 91E0 auf den Inseln des Stauriums. In den Auen auf österreichischer Seite dürften sich Flächen der genannten LRT in ähnlichem Flächenumfang befinden.

4.1.2.4 Überblick, Entwicklungstendenzen

Der Übergang vom Wildfluss zum korrigierten Inn brachte für die charakteristischen Pioniergesellschaften der Wildflussaue drastische Flächeneinbußen, das Gesamtinventar an Gesellschaften dürfte aber erhalten geblieben sein.

Der Wandel trat erst mit dem Einstau ein. Nahezu schlagartig änderten sich die standörtlichen Verhältnisse grundlegend, lediglich im Bereich der Stauwurzel konnten sich zunächst Kieslebensräume erhalten, was sich mit dem Bau des KW Simbach-Braunau ebenfalls änderte.

Die Vegetation am Fluss und im Stauraum änderte sich zunächst vom Gesellschaftsmosaik einer nährstoffarmen Kiesaue mit hoher Morpho- und Hydrodynamik (Umlagedynamik) hin zu nährstoffreichen Feinsedimentauen mit „Überflutungsvegetation“ und reiner Sedimentationsdynamik, die nur punktuell bei Extremhochwässern unterbrochen wird. Das Gesellschaftsinventar hat nur bei grober Sicht noch Ähnlichkeiten mit jenem des Wildflusses, parallele Gesellschaften wie die Silberweidenauen zeigen aber unter den standörtlichen Verhältnissen des Stauraums andere Artenzusammensetzung als in einer naturnahen Aue mit Schotterböden und stark schwankenden Wasserständen (auch mit Tiefständen!). Insbesondere wären in einer dynamischen Wildflussaue großflächig einheitlich alte Bestände undenkbar, vielmehr fände sich ein kleinteiliges Mosaik unterschiedlich alter Wald- und Gebüschstücke.

Damit wird im Stauraum, bisher besonders in den großen Seitenbuchten, eine gerichtete Vegetationsentwicklung deutlich, die der fortschreitenden Verlandung folgt.

In den Wasserflächen, die den Stauraum zunächst bestimmten, konnten sich teilweise zunächst Wasserpflanzenbestände entwickeln, die aber zunehmend durch fortschreitende Verlandung eingeengt wurden. Es entstanden zunehmend Flachwasserzonen, Schlammflächen und schließlich Röhrichte und Silberweidengebüsche bzw. -wälder. Auf Schlammflächen entwickelten sich Pioniergesellschaften, wie sie für nährstoffreiche Tieflandströme charakteristisch sind.

Die Verlandung hat mittlerweile zu einer drastischen Abnahme von Wasserflächen in den Seitenbuchten geführt, auch im zentralen Stauraum schreitet Inselbildung voran. Wasserpflanzengesellschaften dürften mittlerweile nur mehr in Fragmenten im Stauraum zu finden sein, auch die Ausdehnung von Schlammpionierfluren ist bereits stark eingeschränkt, ebenso aber jene von Schilfröhrichten, die zunehmend von Silberweidenbeständen überwachsen werden. In älteren Inselbereichen wie der Heitzinger-Bucht entwickeln sich durch die Feinsedimentdynamik entlang der Gewässer charakteristische Steilufer, zonierte Ufervegetation fehlt weitgehend. Da vor allem in den flussab gelegenen Seitenbuchten eine ausreichende Dynamik fehlt, entwickeln sich gleichförmige Wälder mit einer dicht geschlossenen Krautschicht, in denen Verjüngung nicht möglich ist. In den ältesten Bereichen bilden sich daher zunehmend Zerfallsphasen, die zwar zur Strukturanreicherung beitragen, deren weitere Entwicklung aber unklar scheint.

Parallel dazu haben sich in den ausgedämmten Bereichen noch Reste der früheren Auen erhalten („Altaue“). Diese Auen sind von besonderer Bedeutung für das gesamte Auensystem am Inn, da sich nur hier noch wesentliche Anteile charakteristischer Arten der Wildflussaue gehalten haben, wenngleich nur in Ausschnitten des früheren Gesell-

schafts- und Artenspektrums. So finden sich nur auf alten, wahrscheinlich schon seit längerem stabilen, relativ hoch gelegenen Flächen die für den unteren Inn wohl typischen bunten, geopyhtenreichen Ausbildungen der Grauerlen- und Eschenau. Fragmente früher weit verbreiteter Vegetationstypen stellen auch die Brennen dar, die noch am stärksten an den früheren Kiesfluss erinnern und unter den Verhältnissen des Stauraums nicht denkbar sind. Solche Lebensräume finden sich mittlerweile am Rande des Erlöschens, da Altersgrenzen erreicht werden und Verjüngung vieler Arten, die Pionierarten der Wildflussaue darstellen, in der dichten Vegetation der heutigen Auen kaum noch möglich ist (z.B. Lavendelweide, Sanddorn, Wacholder). Zum Erhalt dieser Lebensräume bzw. Pflanzengesellschaften hat das EU-Life-Natur-Projekt „Unterer Inn mit Auen“ erfolgreich beigetragen, allerdings steht derzeit trotzdem der Bestand beispielsweise des Sanddorns in Frage.

Alterungsprozesse spielen auch bei den Auwäldern der Altauen eine große Rolle, da häufig die traditionelle Nutzung der am Inn großflächig zu findenden Grauerlenauen, die Niederwaldnutzung (Stockausschlagswirtschaft), nur mehr teilweise betrieben wird. Dann aber vergreisen die Grauerlen, verlieren ihre Vitalität und die typischen Stammgruppen brechen auseinander. Im Ergebnis entwickeln sich zunehmend von Lianen (Waldrebe, Hopfen) überzogene Gebüsche. Teilweise werden Grauerlenbestände auch abgetrieben und mit Edellaubhölzern aufgeforstet.

Ein zweiter derzeit wirksamer Prozess ist seit einigen Jahren durch das Auftreten des Eschentriebsterbens in Gang gekommen. Es führt zu starker Auflichtung eschenreicher Auwälder, teilweise sterben Bäume und Bestände ab. Die Entwicklung führt auch hier häufig zu lianenüberzogenen Gebüschern.

Auch die Altwässer, die in der Altaue bis jetzt erhalten geblieben sind, unterliegen einem deutlichen Alterungsprozess, der durch zunehmende Verlandung zu Abnahme der Wasserflächen, Zunahme von Röhrichten und Vordringen von Gehölzbeständen auf verlandete Flächen führt.

Derzeitige Entwicklungstendenzen im Stauraum:

- Zunahme von Silberweidenbeständen
- Abnahme von Pionierfluren der Schlammbänke und von Röhrichten
- Rückgang von Wasserflächen, weitgehender Ausfall von Wasserpflanzenbeständen

Unabhängig von der Entwicklung des Stauraumes sind im Bereich der Stauwurzel in den dortigen Vorländern noch naturnahe Auwälder auf Altstandorten erhalten. Hier wirken sich allerdings die unnatürlich hohen Sandablagerungen nach Hochwässern beeinträchtigend aus.

Derzeitige Entwicklungstendenzen in fossilen, ausgedämmten Auen:

- Rückgang der charakteristischen Grauerlenwälder (Aufgabe der Niederwaldnutzung)
- Rückgang von Silberweidenwäldern
- Zunahme gepflanzter, aueuntypischer Baumbestände

- Weiter Verlandung von Altwässern, zunächst Ausbreitung von Röhrichten auf Kosten offener Wasserflächen und Wasserpflanzenbeständen
- Sofern die Pflege gesichert werden kann, Erhalt der Brennenreste

4.1.3 Heutige Situation: Flora

4.1.3.1 Stauraum

Aktuelle Angaben zur Flora der Stauräume am unteren Inn finden sich bei HOHLA (2012) und auch bei KRISAI (2000). Die folgende Tabelle zeigt eine Zusammenstellung von Sippen, die vor allem im Stauraum Ering an Ufern und auf Schlammhängen gefunden wurden.

Bemerkenswerte Pflanzensippen des Stauraums

Art	RL Bay	R: OÖ
<i>Alisma lanceolatum</i>	3	1
<i>Alisma plantago-aquatica</i>		V
<i>Alopecurus aequalis</i>	V	
<i>Arabis alpina</i>	(1)	
<i>Bellidiastrum michelii</i> (<i>Aster bellidiastrum</i>)	(2)	(2)
<i>Bidens cernua</i>	V	3
<i>Butomus umbellatus</i>	3	1
<i>Calamagrostis pseudophragmites</i>	2	2
<i>Carex pseudocyperus</i>	3	3
<i>Catabrosa aquatica</i>	3	3
<i>Cyperus fuscus</i>	3	3
<i>Cyperus flavescens</i>	2	1
<i>Eleocharis acicularis</i>	V	2
<i>Eleocharis mamillata</i> ssp. <i>austriaca</i>	V	
<i>Equisetum variegatum</i>	3	(3)
<i>Hippuris vulgaris</i>	3	3
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	2	1
<i>Isolepis setacea</i>	V	1
<i>Juncus alpinoarticulatus</i>	V	(3)
<i>Juncus ranarius</i>	2	D
<i>Leersia oryzoides</i>	3	
<i>Najas marina</i>	2	
<i>Peplis portula</i>	3	3
<i>Ranunculus sceleratus</i>	V	3
<i>Rumex hydrolapathum</i>	V	3

Tabelle 10: Bemerkenswerte Pflanzensippen des Stauraums

Ein Teil davon ist als „Alpenschwemmling“ aufzufassen. Diese Arten kommen meist unbeständig im Unterwasser der Kraftwerke in den Uferbefestigungen vor (*Arabis alpina*, *Bellidiastrum michelii* (Uferverbau UW KW Ering-Frauenstein!), *Calamagrostis pseu-*

dophragmites, *Selaginella helvetica*, *Equisetum variegatum*). HOHLA hat hier auch die seltene Orchidee *Epipactis bugacensis* (Blockwurf) gefunden. Die weiteren angeführten Sippen wurden auf den Anlandungen im Stausee, nicht zuletzt der Hagenauer Bucht, gefunden.

In der Tabelle ist zugleich der Gefährdungsgrad der Pflanzen entsprechend der Roten Listen Oberösterreichs (HOHLA et al. 2009) und Bayerns (SCHEUERER & AHLMER 2003) angegeben. Die teilweise stark abweichenden, aber insgesamt hohen Einstufungen zeigen den landschaftlichen Sonderstatus, den die verlandeten Stauräume einnehmen. Der Einfachheit halber wird im Folgenden mit den bayerischen Gefährdungsgraden gearbeitet.

4.1.3.2 Fossile Auen

Bemerkenswerte Pflanzensippen der Altaue

Sippe	Einstufung RL Niedb.	Einstufung RL Bayern	Damm	Biotop- acker Brenne	Aue	Altwas- ser
<i>Alisma lanceolatum</i>		3		x		
<i>Allium oleraceum</i>	V		X			
<i>Allium scorodoporasum</i> ssp. sco.	3	3	X			
<i>Anacamptis pyramidalis</i>	2*	2		x		
<i>Anemone ranunculoides</i>		V				
<i>Anthyllis vulneraria</i> ssp. carpatica	3*		X			
<i>Arabis recta</i> (=auriculata)	R*	2	x			
<i>Barbarea stricta</i>	3	2	x			
<i>Betonica officinalis</i>			X			
<i>Blysmus compressus</i>	1	3		x		
<i>Calamagrostis pseudophragmites</i>	1	2		x		
<i>Campanula glomerata</i>	V	V		x		
<i>Carex davalliana</i>	3	3		x		
<i>Carex pseudocyperus</i>	V*	3		x		
<i>Carex riparia</i>	V	3				x
<i>Carlina vulgaris</i> ssp. vulgaris	3	V		x		
<i>Centaurea scabiosa</i>			X	x		
<i>Centaurea stoebe</i>	V	3	x			
<i>Centaureum pulchellum</i>	V*	3		x		
<i>Cerastium brachypetalum</i>	3	3	x			
<i>Corydalis cava</i>		V			x	
<i>Cuscuta epithymum</i>	3	3		x		
<i>Cyperus fuscus</i>	3	3		x		
<i>Dactylorhiza incarnata</i> ssp. incar.	3	3		x		
<i>Dianthus carthusianorum</i>	V	V	X	x		
<i>Epipactis palustris</i>	V*	3		x		
<i>Equisetum variegatum</i>	2	3		x		
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	R	V			x	
<i>Galium pumilum</i>	V	V	X			
<i>Gentianella ciliata</i>	3	V		x		
<i>Helianthemum nummularium</i> ssp. obscurum	V			x		
<i>Helictotrichon pratense</i>	V*	V		x		
<i>Hippocrepis comosa</i>	V	V	X	x		
<i>Hippuris vulgaris</i>	V*	3				x

Juncus alpinus var. fuscoater	3	V		x	
Koeleria macrantha	V	3		x	
Koeleria pyramidata	V	V	X	x	
Leucojum vernalis	V	3			x
Lithospermum officinale		V		x	x
Ononis repens	V*		X	x	
Ononis spinosa	V*	V		x	
Orchis militaris	3	3	X	x	
Ornithogalum umbellatum	V*	3	X		
Orobanche caryophyllacea	3	3		x	
Orobanche gracilis	V	V	X	x	
Orobanche minor		2		x	
Petrorhagia prolifera	3*	V	X		
Peucedanum carvifolia				x	
Peucedanum oreoselinum	V	V	X	x	
Phleum phleoides	3	V	X	x	
Polygala comosa	V*	V		x	
Populus nigra	3	2			x
Potamogeton perfoliatus		3			x
Potentilla heptaphylla	V	V	X		
Potentilla pusilla	V*		X		
Potentilla recta	V*	V	X		
Potentilla rupestris	1	1	X		
Primula veris	V	V	X		
Prunella grandiflora	V	V	X	x	
Pulicaria dysenterica	V*	3		x	
Ranunculus circinatus		3			x
Ranunculus nemorosus	V*		x	x	
Ranunculus polyanthemophyllos	3*	3	x		
Rhinanthus alectorolophus	V*	V	x		
Rhinanthus angustifolius	3	3	x	x	
Salix eleagnos	3	V	X	x	
Salvia pratensis	V		X	x	
Saxifraga granulata	V*	V	X		
Scabiosa columbaria	V		X	x	
Scilla bifolia		3			x
Sedum sexangulare	V		X	x	
Selaginella helvetica	V*	V	X	x	
Teucrium chamaedrys	V*	V	X	x	
Thalictrum aquilegifolium		V			x
Thalictrum lucidum	3	3	x	x	x
Thesium alpinum	2	V	x		
Thesium pyrenaicum	3	3		x	
Thymus praecox s.l.	3	V	x		
Tofieldia calyculata	3*	V	x		
Trifolium aureum	V	V		x	
Trifolium montanum	V		x	x	
Ulmus glabra	3	V			x
Ulmus minor	3	3			x
Utricularia australis	3	3!			x
Veronica teucrium	V*	V	x	x	

Tabelle 11: Bemerkenswerte Pflanzensippen der Altaue

Die oben zusammengestellten Angaben beziehen sich ausschließlich auf die bayerischen Innauen. In den österreichischen Auen fehlen gegenüber den bayerischen Auen ausgeprägte offene Brennen bzw. ähnliche Offenlandbereiche, wie sie der „Biotopacker“ bei Eglsee darstellt, sowie ähnlich markant ausgebildete Altwasserzüge wie in der Eringer Au. Insgesamt wird daher von eher geringeren Artenzahlen ausgegangen, womit obige Zusammenstellung die grundsätzliche floristische Bedeutung einzelner landschaftlicher Bereiche (Dämme, Auwälder, Auengewässer) hinreichend darstellen dürfte. Aber natürlich wären grundsätzlich Ergänzungen vorzunehmen, so berichtet HOHLA (2012) von Vorkommen des Fischkrauts (*Groenlandia densa*, RL Bay 2) im Sickergraben bei Braunau.

4.1.3.3 Floristische Bedeutung im Überblick

Im Folgenden wird die floristische Bedeutung der Teilbereiche Stauraum, Stauwurzel, Dämme, Brennen und sonstige Trockenbereiche, Auwälder und Auengewässer anhand der bekannten Vorkommen von Sippen der Roten Liste Bayerns dargestellt:

Floristische Bedeutung verschiedener Teilbereiche des Stauraums und der umgebenden Auen.

Gef-grad	Stauraum	Stauwurzel	Damm	Brenne u.a.	Aue	Altwasser
1		1	1			
2	4	2	2	3	1	
3	9	2	7	17	4	5
V	7		19	20	5	

Tabelle 12: Floristische Bedeutung verschiedener Teilbereiche des Stauraums und der Aue

Erläuterung zu Tab. 12: Gefährdungsgrad 1/"vom Aussterben bedroht; 2/"stark gefährdet"; 3/"gefährdet; V/"Vorwarnliste"

Die Tabelle zeigt die hohe floristische Bedeutung sämtlicher Auenbereiche. Einen herausragenden Beitrag liefern jedoch die Offenlandkomplexe der Dämme und insbesondere Brenne und „Biotopacker“. Dennoch muss die hohe Bedeutung und vor allem das hohe Potenzial anderer Bereiche gesehen, bewahrt und entwickelt werden. Insbesondere an Stauwurzeln besteht die Chance, wenigstens kleinflächig ursprünglichen Lebensräumen und ihrer Artausstattung Raum zu geben. Die Stauräume und ihre Anlandungen sind zwar auch Lebensraum bedrohter und seltener Arten, die aber zumindest teilweise im Gebiet nicht heimisch sind, deren Auftreten vielmehr Folgeerscheinung der anthropogen bedingten Stauräume und ihrer zunehmenden Verlandung ist.

Besondere Beachtung ist auch den Armelechteralgen (*Characeen*) zu schenken. Diese Pflanzen nährstoffarmer Pioniergewässer waren für die Wildflussaue des Inn eine charakteristische Erscheinung. Sie finden sich auch heute noch in Auengewässern und nutzen Möglichkeiten der Neubesiedlung, wie beispielsweise die im Rahmen des LIFE-Projektes angelegten Kleingewässer an der Eringer Brenne und dem „Biotopacker“ gezeigt haben.

4.1.3.4 Entwicklungstendenzen

Derzeitige Entwicklungstendenzen:

Stauraum

- Stauraum: bemerkenswerte Pflanzenarten vor allem auf Pionierstandorten der Schlammbänke, hier wird sich konstanter Rückgang einstellen
- Stauwurzel: Vorkommen charakteristischer Wildflussarten in Uferversteinungen sind häufig nur unbeständig, aber immer wieder zu beobachten. Prognosen sind hier schwer zu geben. Die Fördermöglichkeit durch gezielte Maßnahmen wird aber als hoch eingeschätzt.

Ausgedämmte Auen

- Altwässer: mit zunehmender Verlandung Rückgang bemerkenswerter Arten
- Auwälder: bei anhaltenden Nutzungstrends Rückgang bemerkenswerter Arten
- Brennen, Trockenstandorte: bei anhaltender Pflege im Wesentlichen Erhalt und sogar Entwicklung der Artenausstattung
- Dämme: bei Optimierung der Pflege Erhalt der gegenwärtigen Artenausstattung möglich

4.2 Vögel

4.2.1 Datengrundlagen

Vom unteren Inn und natürlich auch vom Stauraum des Kraftwerkes Ering/Frauenstein liegt umfangreiches ornithologisches Datenmaterial aus der vom Autor betreuten Ornithologischen Datenbank Unterer Inn ODBUI vor, das in die folgende Auswertung einfließt.

Seit über 50 Jahren sind Teams von Feldornithologen am Inn und in den Stauräumen unterwegs, kartieren, bestimmen und protokollieren. Diese Beobachtungsprotokolle von etwa 150 Beobachtern wurden und werden vom Autor dieses Beitrages seit 1992 in der oben erwähnten relational strukturierten Datenbank ODBUI digitalisiert und für Rechenprozesse auf- und vorbereitet. Ohne die Tausenden von Stunden Eingabearbeit und Datenbankpflege wäre eine Situationsabschätzung, wie es diese Arbeit ist, in einem vertretbaren Zeitaufwand nicht zu schaffen.

Was allerdings noch mindestens so wichtig ist: Ohne die Vorarbeit der Feldornithologen, die hinausgegangen sind und die die Vögel in ihrem Umfeld bestimmt und protokolliert haben, wäre nicht einmal daran zu denken, so eine Arbeit schreiben zu können. Diesen vielen Naturfreunden gebührt der allererste Dank!

Die EDV-erfassten Beobachtungen reichen zurück bis in die 1960er Jahre, als der Stauraum wenige Jahre nach dem Einstau in weiten Bereichen noch nennenswerte Tiefen aufzuweisen hatte und die Sukzession in den Buchten noch nicht weit fortgeschritten war.

Bei den Auswertungen wurden zwei Datenpools verwendet:

Datenpool A (Wasservogelzählungen WVZ): Seit September 1968 werden im Stauraum Ering im Winterhalbjahr zwischen Mitte September und Mitte April 8 Zählungen des Gesamtstauraums jeweils etwa zur Monatsmitte durchgeführt. Weil dabei kein Gebiet doppelt gezählt wird und Zählücken weitgehend vermieden werden, sind diese Daten für statistisch-mathematische Auswertungen hervorragend geeignet. Dieser Pool wird für den Großteil der Auswertungen verwendet. Der *Datenpool A (WVZ)* umfasst etwa 20.000 Datensätze, die zwischen September 1968 und April 2014 erhoben wurden.

Um Trends und Tendenzen herausarbeiten zu können, werden die Daten des Datenpools A in drei Phasen gegliedert: Zählphase I deckt die Zeit zwischen September 1968 und April 1977 ab, Phase II reicht von September 1988 bis April 2001 und Phase III umfasst den Zeitraum zwischen September 2001 und April 2014.

Weil aber bei diesen Mittmonatszählungen Arten, die auf dem Durchzug nur ganz kurz im Gebiet verweilen, nur selten oder zumindest nicht in jedem Fall „erwischt“ werden, ist der zweite Datenpool notwendig, in dem alle Zwischenzählungen genauso erfasst sind wie Sommerbeobachtungen und Brutzeitbeobachtungen.

Datenpool B (Zwischenzählungen): Dieser ist bedeutend umfangreicher und umfasst alle Zwischenzählungen, auch aus den Sommermonaten, wobei hier – ohne Beobachtungsplan – natürlich die attraktiven Gebiete häufiger besucht werden als andere. Weil es sich um sogenannte Streudaten handelt, sind bei diesen Daten statistisch-mathematische Berechnungen ohne spezielle Filterungen nicht erlaubt bzw. würden zu falschen Ergebnissen führen. Für das Ermitteln der Gesamtartenzahl und für das Abfragen von Brutaktivitäten sind diese Daten aber hervorragend geeignet und so kann auch ein guter Teil der Fragen, die bei ausschließlicher Verwendung von Datenpool A offen bleiben müssten, beantwortet werden. *Datenpool B* umfasst etwa 120 000 Beobachtungsdatensätze.

4.2.2 Auswertungen der Mittmonatszählungen Wasservogelzählungen, Datenpool A

In seiner Arbeit „25 Jahre Wasservogelzählung am unteren Inn“ stellt der aus dem Innental stammende Dr. Josef H. REICHHOLF ein sehr schlüssiges Konzept vor, wie die Entwicklung der Wasservogelbestände unter Zuhilfenahme der ornithologischen Datenbank am unteren Inn in den einzelnen Stauräumen gut dargestellt werden kann (REICHHOLF, 1994). Dieses Grundkonzept wird übernommen und bis ins Jahr 2014 verlängert.

Gesamtentwicklung der Wasservogelbestände

Saison	Zählsumme	Saison	Zählsumme	Saison	Zählsumme
	Zählphase I		Zählphase II		Zählphase III
		1988/89	27 901	2001/02	22 214
1968/69	28 944	1989/90	25 947	2002/03	22 261
1969/70	54 436	1990/91	21 815	2003/04	25 805
1970/71	43 285	1991/92	22 299	2004/05	20 698
1971/72	60 934	1992/93	13 910 *)	2005/06	21 116
1972/73	63 274	1993/94	20 961	2006/07	19 854
1973/74	32 215	1994/95	23 626	2007/08	23 059

1974/75	32 618	1995/96	24 109	2008/09	22 862
1975/76	25 137	1996/97	21 324	2009/10	21 571
1976/77	31 200	1997/98	24 460	2010/11	19 870
		1998/99	27 359	2011/12	23 715
		1999/00	27 403	2012/13	28 565
		2000/01	27 352	2013/14	19 646

Tabelle 13: Gesamtentwicklung der Wasservogelbestände

*) unvollständige Zählungen

Die Zählsumme umfasst jeweils die bei 8 Mittmonatszählungen von September bis April erfasste Gesamtsumme an Wasservögeln im Stauraum des Kraftwerkes Ering/Frauenstein.

4.2.2.1 Die Dominanz der Hagenauer Bucht bei den Wasservogelzahlen

In Zählphase I war die Hagenauer Bucht wegen seines Seecharakters (See im See), wegen seiner Nährstoffversorgung und wegen des üppigen Pflanzenwuchses der Anziehungspunkt für Wasservögel. Bis zu Beginn der 1990er-Jahre machten die Zählsummen der bei Mittmonatszählungen erhobenen Wasservögel alljährlich mindestens 75% der im Stauraum Ering ermittelten Zahlen aus. In Zählphase I dominierte also die Hagenauer Bucht, in Zählphase II verlor die Hagenauer Bucht stark und die anderen Bereiche legten entweder zu oder verloren deutlich weniger. In Zählphase III kann eine relativ ausgewogene Verteilung der Wasservögel über die Buchten und Seeflächen beobachtet werden.

4.2.2.2 Gesamtüberblick

Gesamtüberblick

Zählphase	Individuenzahl gesamt	Ind.-Zahl Durchschn. pro Saison	Erhobene Arten
I	371 977 (9 Saisonen)	41 331	71
II und III gesamt	596 325 (26 Saisonen)	22 936	96
II	304 475 (13 Saisonen)	23 421	88
III	291 850 (13 Saisonen)	22 450	88

Tabelle 14: Gesamtüberblick über die Individuenzahlen der Wasservögel

Hier zeigt sich, dass die Individuenzahlen in den 1960er- und 1970er-Jahren im Durchschnitt deutlich höher waren als seit etwa 1990, dass aber durch das Entstehen der Sandbänke und der vielfältigen Strukturen innerhalb der Dämme ab den 1980er-Jahren mehr Arten festgestellt werden konnten.

In den beiden Zählphasen II und III wurden jeweils 88 Arten festgestellt. Die Tatsache, dass im gesamten-II/III-Abschnitt der Erhebungen aber 96 Arten aufscheinen, zeigt, dass jeweils 8 Arten ausschließlich in Abschnitt II oder in Abschnitt III dokumentiert worden sind. Damit wird deutlich, dass Monatszählungen nicht das gesamte Artenspektrum abdecken können, sondern nur für die häufigeren und länger im Gebiet verblei-

benden Arten eine zuverlässige Datenquelle darstellen. Dies ist ein deutlicher Hinweis, dass für die Behandlung der selteneren Arten auch die Einbeziehung der Zwischenzählungen aus dem Datenpool B notwendig ist.

Dies ist mit ein Grund, dass das Augenmerk bei der (später noch folgenden) Betrachtung der Gesamtsituation nicht allein auf die Mittmonatszählungsdaten allein gelegt werden darf, sondern dass in begründeten Situationen, zum Beispiel beim Anlegen einer Gesamtartenliste oder bei der Betrachtung von bei uns selten anzutreffenden Anhang-I-Arten, nicht auf die Zwischenzählungen verzichtet werden darf.

4.2.2.3 Monatsmittelwerte in den einzelnen Zählphasen

Monatsmittelwerte in den einzelnen Zählphasen

Monat	Mittelwert		Mittelwert		Mittelwert	
	Zählphase I	Rang	Zählphase II	Rang	Zählphase III	Rang
September	6552	3.	3712	2.	3682	2.
Oktober	6644	2.	4192	1.	4054	1.
November	8057	1.	3590	3.	2732	3.
Dezember	5469	4.	2858	4.	2717	4.
Januar	3990	6.	2252	7.	2330	6.
Februar	3453	7.	2197	8.	2079	7.
März	4763	5.	2366	5.	2399	5.
April	2404	8.	2253	6.	1420	8.

Tabelle 15: Monatsmittelwerte in den Zählphasen zur Wasservogelzählung

Aus dieser Tabelle ist ersichtlich, dass die Werte der Zählphasen II und III gegenüber Phase I doch deutlich zurückgegangen sind. Die Differenz zwischen Phase II und Phase III ist aber nur mehr marginal.

Deutlich sichtbar ist, dass der Hauptdurchzug im Herbst seit Beginn der Phase II 1988/89 signifikant (fast um einen Monat) früher einsetzt.

4.2.2.4 Auflistung der häufigsten Vogelarten

Folgende Tabelle stellt die Mittelwerte der Periodenzählsummen in den einzelnen Zählphasen für die häufigsten Arten dar:

Mittelwerte der Periodenzählsummen in den einzelnen Zählphasen für die häufigsten Arten

Art	Mittelwert		Mittelwert		Mittelwert	
	Zählphase I	Art	Zählphase II	Art	Zählphase III	Art
Blässhuhn	14 119	Stockente	7 522	Stockente	7 319	
Lachmöwe	7 457	Lachmöwe	3 862	Graugans	2 511	
Stockente	7 011	Blässhuhn	2 735	Krickente	2 135	
Krickente	3 572	Schnatterente	1 790	Schnatterente	1 946	
Kiebitz	1 732	Kiebitz	1 588	Blässhuhn	1 406	
Tafelente	1 708	Krickente	1 469	Lachmöwe	1 317	
Reiherente	1 644	Reiherente	1 010	Kiebitz	1 073	
Höckerschwan	1 029	Tafelente	538	Reiherente	771	

Schnatterente	824	Höckerschwan	457	Höckerschwan	498
Schellente	480	Kormoran	384	Gr. Brachvlgel	457
Gr. Brachvogel.	396	Gr. Brachvogel	320	Graureiher	384
Haubentaucher	325	Graureiher	271	Pfeifente	342
Gänsesäger	119	Schellente	224	Brandgans	270
Graureiher	115	Pfeifente	190	Kormoran	263
Pfeifente	111	Graugans	174	Schellente	238
Zwergtaucher	104	Löffelente	162	Tafelente	235
Spießente	103	Haubentaucher	95	Mittelm.M.Gr.	167
Alpenstrandl.	79	Spießente	80	Löffelente	132
Löffelente	68	Kampfläufer	71	Silberreiher	108
Kampfläufer	53	Weißkopfm.Gr.	64	Gänsesäger	103
Zwergsäger	52	Alpenstrandl.	62	Haubentaucher	100
Kormoran	40	Gänsesäger	53	Spießente	89
Kolbenente	34	Sturmmöwe	43	Alpenstrandl.	86
Teichhuhn	33	Brandgans	37	Teichhuhn	82
Sturmmöwe	26	Silberreiher	30	Kampfläufer	57
Knäkente	25	Saatgans	23	Kolbenente	48
Uferschnepfe	10	Teichhuhn	22	Zwergtaucher	32
Bekassine	10	Prachttaucher	17	Blässgans	31
Goldregenpf.	9	Zwergtaucher	16	Knäkente	26
Dunkelwasserl.	7	Knäkente	14	Entenhybride	24
Grünschenkel	4	Zwergstrandl.	10	Grauganshybr.	19
Flussuferläufer	4	Grünschenkel	9	Saatgans	18
Zwergstrandl.	4	Kolbenente	9	Flussuferläufer	16
Schwarzhalst.	4	Flussuferläufer	6	Grünschenkel	14
Brandgans	3	Bekassine	6	Kanadagans	14
Saatgans	3	Dunkelwasserl.	5	Eisvogel	11
Trauerseeschw.	2	Flussregenpf.	43	Sturmmöwe	10
Bruchwasserl.	2	Rohrweihe	3	Flussregenpf.	9
Sichelstrandl.	2	Silbermöwe	3	Dunkelwasserl.	8
Mittelsäger	2	Uferschnepfe	3	Belasine	7
Prachttaucher	1	Singschwan	3	Flusseeeschw.	5
Wasserralle	1	Rothalstaucher	2	Seeadler	5

Tabelle 16: Auflistung der häufigsten Vogelarten

4.2.3 Bestandsentwicklung der verschiedenen ökologischen Gilden

4.2.3.1 Tauchenten und Blesshuhn

In dieser ökologischen Gilde sind vorwiegend Bestandesrückgänge festzustellen.

Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April

	Zählphase I 09.1968 – 04.1977	Zählphase II 09.1988 – 04.2001	Zählphase III 09.2001 – 04.2014
Reiherente	1694	1010	771
Tafelente	1708	538	235
Schellente	480	224	238
Kolbenente	34	9	48
Blässhuhn	14 119	2 735	1 405

Tabelle 17: Periodenzählsummen von Tauchenten und Blesshuhn

Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat

	Reiherente	Tafelente	Schellente	Kolbenente	Blässhuhn
Sept.	78	66	0	5	799
Okt.	86	91	0	5	962
Nov.	100	113	18	2	1099
Dez.	92	96	65	0	709
Januar	136	84	83	1	498
Februar	176	115	77	1	441
März	297	140	54	7	518
April	133	31	3	8	143

Tabelle 18: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare von Tauchenten und Blässhuhn

Die ursprünglich tiefen Zonen im Stauraum, die sich durch die Erhöhung des Wasserspiegels im Kraftwerksbereich um nahezu 10 m ergeben hatten, führten im Zusammenhang mit dem an organischen Schwebstoffen reichen Wasser zu einer großen Vielfalt an Kleintieren und Muscheln im Schlick des Sohlbereiches. Davon lebten die Tauchenten hervorragend und es gab in den ersten Jahrzehnten nach dem Einstau viele von ihnen. In den ruhigen Buchten (beispielsweise der Hagenauer Bucht), die nicht immer von trübem Innwasser durchströmt waren, herrschte klares Wasser und üppiges Wachstum an Wasserpflanzen vor. Der Hauptgrund, warum in diesen Jahren große Mengen an Blässhühnern hier zu finden waren.

Durch die Verlandung eines Großteils der tiefen Bereiche, durch eine deutliche Absenkung der organischen Schwebstoffe im Wasser und durch Öffnung der Buchten für trübes Innwasser gehören die meisten der oben aufgezählten Arten zu den Verlierern. Eine Ausnahme hiervon stellt lediglich die Kolbenente dar (s. unten).

Die Reiherente gibt den Trend vor: In Phase I wurden in den jeweiligen Zählperiode noch durchschnittlich 1696 Exemplare gezählt, in Phase II noch etwa 1010 und in der letzten Phase, die bis April 2014 reicht, betrug die durchschnittliche Periodenzahlsumme nur noch 771.

Noch viel stärker auf die Veränderungen reagiert die Tafelente. Der Durchschnitt der Periodenzahlsummen in Phase I mit 1708 war sogar noch höher als bei der Reiherente, doch der Absturz zur Phase II auf nur mehr 538 weist die Tafelente als größte Verliererin aus. Dabei war das noch nicht das Ende. In Phase III waren es gar nur mehr 235 Exemplare im Saisondurchschnitt.

Die Schellente musste auch Verluste hinnehmen. Nach einer Halbierung von Phase I mit 480 zur Phase II mit nur mehr 224 Exemplaren folgte zur Phase III eine ganz leichte Erholung der Saisondurchschnittszahl auf 238 nachgewiesene Exemplare.

Dass die Kolbenente dem Trend der Tauchenten trotz, weil sie nach starkem Rückgang von Phase I auf Phase II im letzten Jahrzehnt stark zugenommen hat und derzeit höhere Bestandszahlen im Winterhalbjahr aufweist als im ersten Beobachtungsjahrzehnt, ist doch einigermaßen überraschend. Diese ungewöhnliche Zunahme wird wohl

auf Gründe (überraschende Bruterfolge...) zurückzuführen sein, die außerhalb des unteren Inngbietes liegen.

Das Blässhuhn hatte in Phase I mit Abstand die höchsten Bestandszahlen. Damals waren die Buchten, allen voran die Hagenauer Bucht in Österreich und die Mühlauer Bucht auf der bayerischen Seite, bei Normalwasser und bei leichten Hochwässern nicht vom trüben Innwasser durchströmt und meist klar – sie wurden ja zu der Zeit auch als Badebuchten benutzt. Ideale Bedingungen für Wasserpflanzen, die in großen Mengen wuchsen und die im Herbst und Winter ausgiebig von tausenden Blässhühnern genutzt wurden. Mit dem Öffnen weiter Teile der Buchten war es mit der Klarheit des Wassers und mit der Wasserpflanzenfülle vorbei. Die Blässhühner reagierten auf ihre Weise und blieben aus. Nicht zur Gänze, aber in Phase III erreichten die Blässhühner nur etwa 10% der Bestandszahlen von Phase I. Ein kleines Beispiel, wie mit flussbaulichen Maßnahmen eine große Wirkung erzielt werden kann. In diesem Fall fatal für das Blässhuhn, die uneingeschränkt dominierende Art der ersten drei Jahrzehnte nach dem Einstau.

4.2.3.2 Fischfresser und Zwergtaucher

Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April

	Zählphase I 09.1968 – 04.1977	Zählphase II 09.1988 – 04.2001	Zählphase III 09.2001 – 04.2014
Kormoran	40	384	263
Haubentaucher	325	95	100
Gänsesäger	119	59	103
Zwergtaucher	104	16	32

Tabelle 19: Periodenzählsummen von Fischfresser und Zwergtaucher

War der Kormoran bis in die 1970er-Jahre noch eine Rarität, stiegen die Überwinterungszahlen zur Zählphase II deutlich an. Seit etwa dem Jahrtausendwechsel ist aber ein spürbarer Rückgang der Winterbestände zu bemerken.

Fast gegenläufig die Kurve des Haubentauchers, dessen Bestände gerade in den Jahren, in denen der Kormoran besonders stark vertreten war, extrem zurückgingen, während in den letzten Jahren eine leichte Erholung der Überwinterungszahlen (bei einem Rückgang der Kormoranbeobachtungen) spürbar ist.

Ähnlich wie beim Haubentaucher verläuft die Kurve der überwinternden Gänsesäger mit einer Delle gerade in den Jahren, als der Kormoran am Inn besonders häufig als Überwinterer aufgetreten ist.

Auch der Zwergtaucher zeigt eine ähnliche Kurve wie Haubentaucher und Gänsesäger, auch wenn sich die Beutetiere nicht direkt vergleichen lassen.

Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat

	Kormoran	Haubentaucher	Gänsesäger	Zwergtaucher
Sept.	21	34	2	4
Okt.	32	32	3	7
Nov.	55	19	7	7
Dez.	41	7	15	9
Januar	38	5	25	7
Februar	34	7	19	4
März	24	18	16	5
April	7	33	3	3

Tabelle 20: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare von Fischfresser und Zwergtaucher

Nicht nur in Jahren, in denen der Kormoran häufig im Gebiet anzutreffen war, reagierte der Haubentaucher mit Rückzug. Auch in den Monaten, in denen Kormorane am Inn in großer Zahl zu finden sind, macht sich der Haubentaucher rar, etwa von November bis Februar. Erst wenn es auf die Brutzeit zugeht, überholt der Haubentaucher den Kormoran stückzahlmäßig im Stauraum.

Die Zunahme des Kormorans und der Rückgang der Bestandszahlen der Lappentaucher stehen aber mit großer Wahrscheinlichkeit nicht in direktem Zusammenhang. Beim Kormoran wirkte sich der Schutz in den nördlichen und östlichen Brutgebieten aus, was zu starken Anstiegen in den Überwinterungsgebieten führte. Haubentaucher und Zwergtaucher hatten in den ersten Jahrzehnten nach dem Einstau gute Bruterfolge in den wasserreichen, tiefen und gut mit Nährstoffen versorgten Buchten. Die zunehmende Verfüllung der Buchten (Sedimentation) und die abnehmende Nährstoffversorgung durch die neu errichteten Klärwerke führten zu einem deutlichen Rückgang. Der leichte Anstieg der Bestandszahlen in den letzten Jahren deutet auf langsam zunehmende Produktivität der immer älter werdenden neuen Auen auf den Sandbänken innerhalb der Dämme hin. Diese Anstiege werden aber moderat bleiben, weil im gleichen Ausmaß die Stillwasserbuchten innerhalb der Dämme zurückgehen. Der Zwergtaucher ist wohl zum Teil Brutvogel, meist in Auwaldweihern und Altarmresten, unter den festgestellten Exemplaren sind aber sicherlich auch Gäste aus dem Norden oder Osten.

4.2.3.3 Schwimmenten

Zu- und Abnahme bei den Schwimmenten

	Zählphase I 09.1968 – 04.1977	Zählphase II 09.1988 – 04.2001	Zählphase III 09.2001 – 04.2014
Stockente	7011	7522	7319
Krickente	3576	1469	2134
Schnatterente	824	1790	1953
Löffelente	68	162	49
Spießente	103	80	33
Knäkente	25	14	10
Pfeifente	111	191	342

Tabelle 21: Zu- und Abnahme bei den Schwimmenten

Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April

	Stock- ente	Krick- ente	Schnatter- ente	Löffel- ente	Spieß- ente	Knäk- ente	Pfeif-ente
Sept.	1146	363	249	11	2	1	1
Okt.	1167	509	389	34	8	0	14
Nov.	1341	461	281	38	13	0	52
Dez.	1433	223	139	9	15	0	57
Januar	1119	142	98	5	7	0	34
Februar	676	174	167	4	13	0	31
März	337	219	184	11	26	5	31
April	97	166	99	16	6	16	6

Tabelle 22: Periodenzählsummen von Schwimmenten

Stockenten halten seit Anbeginn den recht hohen Wert, wenn man die Periodenzählsummen im Auge behält. Sie war, ist und bleibt wohl für die nächsten Jahre die häufigste Ente im Untersuchungsgebiet. Sie ist von den Lebensraumansprüchen so wenig spezialisiert, dass sie sich den unterschiedlichen Gegebenheiten soweit angepasst hat, dass die bei Mittmonatszählungen erhobenen Periodenzählsummen sehr konstant geblieben sind.

Bei Krickenten schaut die Entwicklung anders aus. Der starke Rückgang in Zählphase II steht deutlich im Gegensatz zu den anderen häufigen Schwimmenten. Ebenso der deutliche Anstieg in Zählphase III. Zumindest im (verlängerten) Winterhalbjahr der Zählperioden hat die Schnatterente seit der ersten Zählphase Schritt für Schritt zugenommen. Ihr kommen offensichtlich die geänderten Lebensbedingungen besonders entgegen, während die Veränderung der Nahrungssituation keine Spuren bei der Verbreitung hinterlassen hat. Unterschiedlich auch die Häufigkeitskurven von Löffelente und Spießente. Die Löffelente hatte ihre größten Überwinterungszahlen in Zählphase II, also zwischen September 1988 und April 2001, während sie in Phase I deutlich seltener war und in Phase III (seit September 2001) fielen ihre Bestandszahlen noch tiefer als in Phase I ab.

Die Knäkente, der einzige Langstreckenzieher unter den heimischen Schwimmenten – deutlich ersichtlich an der Monatsverteilung – verlor von Zählphase zu Zählphase leicht an Boden. Ab Mitte März kann sie im Innstau Ering beobachtet werden.

Die Überwinterungszahlen der Pfeifente lassen sich am ehesten mit denen der Schnatterente vergleichen: Beständige Anstiege seit der ersten Mittmonatszählphase. Offensichtlich bietet der Stau Ering für diese recht seltene Ente jetzt deutlich bessere Bedingungen als in der Zeit kurz nach dem Einstau und die Verbesserung der Situation verlief fließend und nicht ruckartig.

Schwimmenten profitierten früher grundsätzlich in hohem Maß von neuen Flachwasserzonen im Bereich der neuen Anlandungen. Durch Sukzession verschwanden viele dieser Zonen und auch die Produktivität des Flusses veränderte sich durch die Verbesserung der Wasserqualität, die durch flächendeckende Versorgung mit Klärwerken erreicht worden ist. Während sich die Nährstoffversorgung durch die langsam steigende

Detritusproduktion der Auen innerhalb der Dämme langsam wieder wächst, wird die Lebensraumsituation durch das Verlanden vieler Stillwasserbuchten kontinuierlich schlechter.

4.2.3.4

Graugans und Brandgans

Sowohl Grau- als auch Brandgans zeigen erhebliche Zunahmen:

Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April

	Zählphase I 09.1968 – 04.1977	Zählphase II 09.1988 – 04.2001	Zählphase III 09.2001 – 04.2014
Graugans	1	174	2511
Brandgans	3	37	271

Tabelle 23: Periodenzählsummen von Graugans und Brandgans

Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat

	Graugans	Brandgans
Sept.	172	6
Okt.	321	3
Nov.	217	3
Dez.	86	5
Januar	99	8
Februar	64	22
März	25	39
April	12	30

Tabelle 24: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare von Graugans und Brandgans

Eine steilere Kurve als die des Anstiegs der Graugans-Überwinterungszahlen ist kaum denkbar. Dieser Entenvogel, der die Nahrung oft außerhalb der Dämme – auf Wiesen und Getreidefeldern – sucht und die Stauräume als sichere Schlafplätze, aber natürlich auch zum Brüten aufsucht, machte seit Beginn der 1990er-Jahre eine stürmische Bestandsentwicklung durch und ist zu einer der häufigsten und auch im Gebiet brütenden Entenarten geworden. Bei weitem am meisten Graugänse sieht man in den Herbstmonaten.

Ähnlich, wenn auch bei weitem nicht in dieser Heftigkeit, verlief die Etablierung der Brandgans in ihrem wohl immer noch bedeutendsten Binnenlandbrutgebiet. Während im Herbst nur ganz wenige Brandgänse – vor allem Junge und die Elternvögel von Spätbruten – am Inn zu finden sind, mausert der bei weitem größere Teil der am Inn brütenden bzw. erbrüteten Jungvögel am Knechtsand im Norden Deutschlands. Nur die, die wirklich spät dran sind, schaffen das Mitfliegen nicht und müssen am Inn mauern.

Graugans und Brandgans zeigen oberflächlich betrachtet eine ähnliche Tendenz, ihre Zunahmen lassen sich aber nicht direkt miteinander vergleichen:

Während Graugänse in den letzten Jahrzehnten des vorigen Jahrhunderts fast flächen-deckend zu brüten begannen, war die Etablierung der Innstauseen als Brutgebiet für die Brandgans lange Zeit einzigartig.

Graugänse nehmen einen Großteil ihrer Nahrung außerhalb der Dämme auf Feldern und Wiesen auf und suchen die besser geschützten Bereiche innerhalb der Dämme vor allem zum Ruhen auf. Für diese Art war der Rückgang der Nährstoffversorgung durch die zunehmende Wirksamkeit von Kläranlagen von eher nebensächlicher Bedeutung. Die Ausbreitung in ganz Mitteleuropa lässt vermuten, dass die Gründe für die massive Ausbreitung nicht am Inn und an den Innstauseen zu suchen sind.

Bei den Brandgänsen ist die Situation anders. Hier war der untere Inn lange Zeit das einzige Brutgebiet tief im Binnenland. Erst in den letzten Jahren zeigt sich – ausgehend von den Innstauräumen Obernberg/Eggfing und Ering/Frauenstein – eine weitere Ausbreitungstendenz. Hier dürften die großflächigen und immer noch detritusreichen Flachwasserzonen zuerst im Innstau Obernberg/Eggfing und später auch im Stau Ering/Frauenstein tatsächlich der Grund gewesen sein, sich hier anzusiedeln. Als Brutstellen wurden und werden einerseits Fuchs- und Dachsbauten in Hängen zur Hochterrasse, Höhlen im groben Blockwurf der Leitdämme und auf den Inseln wohl auch Höhlen, die durch zusammengedrücktes Altschilf entstanden sind, genutzt. Seit auf den Inseln vermehrt Wildschweine auftauchen, hat sich zum einen die Zahl der Junge führenden Paare verringert und zum anderen die Zeit, in denen die ersten führenden Paare beobachtet werden können, nach hinten verlagert. In den ersten Jahren der Besiedelung wurden die ersten Pulli nämlich immer in der zweiten Maiwoche beobachtet, seit der Ausbreitung der Wildschweine tauchen junge Brandgänse erst in der zweiten Maihälfte auf. Der Zusammenhang ist nahe liegend, aber noch nicht wissenschaftlich abgesichert.

4.2.3.5 Kiebitz und Großer Brachvogel

Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April

	Zählphase I 09.1968 – 04.1977	Zählphase II 09.1988 – 04.2001	Zählphase III 09.2001 – 04.2014
Kiebitz	1732	1588	1073
Großer Brachvogel	398	320	458

Tabelle 25: Periodenzählsummen von Kiebitz und Großem Brachvogel

Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat

	Kiebitz	Großer Brachvogel
Sept.	527	95
Okt.	443	76
Nov.	265	69
Dez.	65	45
Januar	0	22
Februar	57	22
März	52	41
April	25	26

Tabelle 26: Durchschnittswerte der anwesen Exemplare von Kiebitz und Großem Brachvogel

Beim Kiebitz zeigt sich von Zählphase I bis zur Zählphase III ein leichter Rückgang. Wie es scheint, nutzt diese Art die Seichtwasserzonen im Stauraum Obernberg und im Stauraum Braunau zunehmend stärker. Aber wie dort, zeigt die Verteilung übers Jahr, dass die höchsten Stückzahlen in den Monaten September bis November festzustellen sind, wenn sich Jungvögel und Altvögel auf den Schlickbänken und im Flachwasser einfinden, bis die Temperaturen so stark absinken, dass ein Weiterziehen notwendig wird.

Als drittes großes Mausergebiet für den Großen Brachvogel in Mitteleuropa – nach dem Seewinkel und dem Rheindelta am Bodensee – reiht sich der untere Inn an prominenter Stelle als Gebiet von internationaler Bedeutung für diese geschützte Art ein (Schuster, 2011). Etwa die Hälfte des Mauserbestandes am unteren Inn von durchschnittlich 200 Exemplaren im Hochsommer und im Frühherbst ist dem Stauraum Ering zuzuordnen. Die Tendenz ist leicht ansteigend.

4.2.3.6 Lachmöwe und die Gruppe der Großmöwen

Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April

	Zählphase I 09.1968 – 04.1977	Zählphase II 09.1988 – 04.2001	Zählphase III 09.2001 – 04.2014
Lachmöwe	7457	3862	1318
Großmöwengruppe	1	67	170
Mittelmeermöwe			

Tabelle 27: Periodenzählsummen von Lachmöwe und der Gruppe der Großmöwen

Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat

	Lachmöwe	Großmöwengruppe (Mittleermöwen)
Sept.	600	15
Okt.	371	10
Nov.	418	15
Dez.	214	12
Januar	206	13
Februar	228	9
März	823	9
April	981	7

Tabelle 28: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare von Lachmöwe und der Gruppe der Großmöwen

Die Lachmöwe war lange Zeit ein „Erfolgsmodell“ am unteren Inn. Im Stau Ering endete diese große Zeit der kleinen Möwenart schon früher als beispielsweise im Innstau Obernberg. Die Lachmöwenkolonie, die in der Hagenauer Bucht, später auf den Ahamer Bänken und zuletzt auf den Anlandungen auf der bayerischen Seite bei Ering bestanden hatte, ist ab 1995 langsam geschrumpft und um den Jahrtausendwechsel erloschen. Dies erklärt auch die dramatischen Rückgänge der Beobachtungen, die in Phase III keine Brutvögel im Stauraum Ering, sondern nur mehr Nahrungsgäste und Schlafplatznutzer betrafen.

Anders schaut es bei den Großmöwen der Mittelmeer-, Weißkopf- und Silbermöwen-gruppe aus. Waren Großmöwen in Phase I noch absolute Raritäten. So gab es in Phase I nur 8 Sichtungen von Silbermöwen. Der Durchschnittswert bei 8 Beobachtungsjahren ergibt die in obiger Tabelle angegebene Zahl 1. Weißkopf- und Mittelmeermöwen waren vor 1985 noch nicht als Arten bekannt. In Phase II wurden schon 872 Großmöwen aus dieser Gruppe gezählt (Durchschnitt bei 13 Erhebungsjahren: 67) und in Phase III waren es schon 2206 Exemplare (Durchschnitt, auch bei 13 Jahren: 170). Dass sich diese Steigerung über das ganze Jahr hin erstreckt, zeigt die Monatsauswertung, bei der kein Winterloch feststellbar ist. Die Art brütet am Inn – auch im Stauraum Ering. Die höheren Zahlen im Herbst können damit zusammen hängen, dass Jungvögel dazugekommen sind. Wegen der hohen Mobilität der Großmöwen einschließlich der diesjährigen Jungvögel ist der Grund aber eher im erhöhten Nahrungsangebot auf den umgebrochenen Feldern und abgeernteten Wiesen zu suchen. Großmöwen ersetzen nämlich auch hier in zunehmendem Maß die früher in Scharen hinter Traktoren lärmenden Lachmöwen.

4.2.3.7 Graureiher und Silberreiher

Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April

	Zählphase I 09.1968 – 04.1977	Zählphase II 09.1988 – 04.2001	Zählphase III 09.2001 – 04.2014
Graureiher	115	271	384
Silberreiher	1	30	108

Tabelle 29: Periodenzählsummen von Graureiher und Silberreiher

Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat

	Graureiher	Silberreiher
Sept.	45	7
Okt.	39	7
Nov.	42	9
Dez.	38	7
Januar	34	8
Februar	36	6
März	31	6
April	11	2

Tabelle 30: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare von Graureiher und Silberreiher

Der Graureiher nahm im Untersuchungszeitraum der Mittmonatszählungen von Phase zu Phase beständig zu, obwohl die Brutbestände dieser Art in der näheren Umgebung nicht (in Oberrösterreich) oder nur leicht (in Bayern) im Zunehmen begriffen sind und obwohl dem Graureiher teils intensiv nachgestellt wird. Die kleine Kolonie auf der Inninsel im Stadtbereich von Simbach kann nicht der Grund für diese Zunahme sein, sind es doch alljährlich nur wenige Brutpaare, die hier nisten. Die nächste größere Brutkolonie ist die gemischte Reiherkolonie in der Reichersberger Au mit durchschnittlich etwa 25

Brutpaaren. Ein Teil der im Stau Ering festgestellten Graureiher wird wohl dieser Kolonie zuzurechnen sein.

Zuzug aus dem Norden und Osten aufgrund günstiger Bedingungen ist aber die wahrscheinlichste Begründung für die Zunahme in der Nichtbrutzeit. Die Anlandungen und Inseln haben ja die Uferlinie innerhalb der Stauräume stark verlängert und damit auch die Stellen, an denen der große Reiher jagen kann.

Überraschend die sehr starke Zunahme der Silberreiher, die am unteren Inn nicht oder noch nicht brüten. Konnte in Mittmonatszählphase I nur durchschnittlich 1 Silberreicher pro Zählphase festgestellt werden, waren es in Phase II schon 39 und in der letzten Zählphase, die bis April 2014 gedauert hat, sogar 108 Stück. Weil die Zunahme am unteren Inn nicht nur den Stau Ering betrifft und weil Silberreiher schon das ganze Jahr über im Gebiet anzutreffen sind, erwarten Ornithologen schon seit längerer Zeit erste Brutversuche. Waren es bis zum Frühsommer 2008 wohl vor allem noch nicht geschlechtsreife Tiere, die im Gebiet übersommerten, werden seit 2008 regelmäßig Exemplare im Brutkleid, also mit ganz dunklem Schnabel und dunklen roten Beinen festgestellt. REICHHOLF vermutet, dass dies nur noch zu wenige sind, um eine Kleinkolonie zu gründen und einen Brutversuch zu starten (REICHHOLF, unveröffentlicht). Es wird gerade bei dieser Art in den nächsten Jahren spannend.

In Jahren mit vielen Feldmäusen im Herbst und Winter kann man oft viele Silberreiher auf Feldern und Wiesen beim Mäusefangen beobachten. Sie jagen dabei nicht in Gruppen, sondern verteilen sich außergewöhnlich gleichmäßig auch über große Flächen.

4.2.3.8 Rohrweihe und Seeadler

Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April

	Zählphase I 09.1968 – 04.1977	Zählphase II 09.1988 – 04.2001	Zählphase III 09.2001 – 04.2014
Rohrweihe	0	36	39
Seeadler	1	16	67

Tabelle 31: Periodenzählsummen von Rohrweihe und Seeadler

Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat

	Rohrweihe	Seeadler
Sept.	31	7
Okt.	6	5
Nov.	2	10
Dez.	0	15
Januar	0	17
Februar	0	16
März	4	5
April	32	9

Tabelle 32: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare von Rohrweihe und Seeadler

Auch wenn die Zählsummenkurven von Rohrweihe und Seeadler ähnlich ausschauen, wirklich vergleichbar sind die beiden Greifvögel nicht.

Die Rohrweihe war in Phase I noch nicht präsent, weil ihr Lebens- und Brutraum erst im Entstehen begriffen war: die flachen, verschliffenen Uferzonen. In Phase II waren die Raviere schon weitgehend besetzt. Dies änderte sich auch in Phase III nicht mehr entscheidend. Zu beachten ist, dass die bescheiden wirkenden Beobachtungszahlen vor allem aus zwei Monaten stammen: September und April. Als Zugvogel ist die Rohrweihe den Winter über im Mittelmeergebiet oder in Afrika.

Der Seeadler bevorzugte lange Zeit eine gänzlich andere Art und Weise, den unteren Inn und im speziellen Fall den Stauraum Ering zu nutzen: Er war und blieb lange ein seltener, aber regelmäßiger Wintergast. Erst im Sommer 2008 änderte sich die Situation. Ein adultes und ein noch nicht ausgefärbtes Exemplar übersommerten im Gebiet des Eringer Innstausees und bildeten ein Paar, das im Winter 2008/09 an einer von außerhalb des Schutzgebietes gut einsehbaren Stelle einen gewaltigen Horst baute. Gleich im ersten Jahr, obwohl das Männchen noch als subadult eingestuft werden musste, gelang ihnen die Aufzucht von zwei Jungvögeln. Bei einer der ersten Ausflüge verunglückte der größere der beiden Jungvögel allerdings an einer nahegelegenen Mittelspannungsleitung. Im vierten Jahr verlegte das Seeadlerpaar den Horst leider an zwar nahe, aber nicht mehr von außen einsehbare Stelle im Schutzgebiet. Alljährlich ist es daher spannend, ob und wie viele Jungvögel erstmals im Juli bzw. August zu sehen sein werden.

Dem Paar ist es seit 2009 alljährlich gelungen mindestens einen, meist aber 2 Jungvögel großzuziehen (REICHHOLF-RIEHM & BILLINGER, 2009).

Die ursprünglichen Befürchtungen, die Seeadler könnten zu wenig Nahrung für die Aufzucht von Jungen haben, bewahrheiteten sich nicht, ganz im Gegenteil. Dass das Paar es schafft, in den meisten Jahren zwei Jungvögel groß zuziehen, deutet auf eine gute Produktivität hin. Auch im aktuellen Jahr 2014 konnten ab der zweiten Julihälfte meist im Bereich Eglsee zwei Jungvögel, denen das ältere Paar mühevoll das Jagen beibringen muss, beobachtet werden.

Nach REICHHOLF (2014) spielt die Zunahme des Graugans-Bestandes eine wichtige Rolle für die Ansiedlung der Seeadler.

4.2.4 Gesamtliste der bis Juli 2014 im Stauraum Ering/Frauenstein festgestellten Vogelarten

Beim Erstellen der folgenden Liste wird der Datenpool B vollinhaltlich genutzt. Hier sind alle in der ODBUI (**O**rnithologische **D**aten**B**ank **U**nterer **I**nn) dokumentierten Arten aus dem Untersuchungsgebiet aufgezählt und nach Häufigkeit gereiht.

Die Zählsumme lässt (vorsichtige) Rückschlüsse auf die Häufigkeit über den gesamten Beobachtungszeitraum zu.

Zählsummen aller in der Datenbank ODBUI dokumentierten Beobachtungen

Rang	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Zählsumme
1	Blässhuhn	Fulica atra	877550
2	Stockente	Anas platyrhynchos	869523
3	Lachmöwe	Larus ridibundus	642871
4	Kiebitz	Vanellus vanellus	282756
5	Schnatterente	Anas strepera	248701
6	Krickente	Anas crecca	237616
7	Graugans	Anser anser	156373
8	Reiherente	Aythya fuligula	129655
9	Star	Sturnus vulgaris	122218
10	Höckerschwan	Cygnus olor	122007
11	Großer Brachvogel	Numenius arquata	105828
12	Tafelente	Aythya ferina	91622
13	Rauchschwalbe	Hirundus rustica	88001
14	Graureiher	Ardea cinerea	52660
15	Kormoran	Phalacrocorax carbo	49871
16	Dohle	Corvus monedula	49038
17	Brandgans	Tadorna tadorna	32269
18	Saatkrähe	Corvus frugilegus	28807
19	Pfeifente	Anas penelope	24945
20	Schellente	Bucephala clangula	24030
21	Haubentaucher	Podiceps cristatus	23654
22	Löffelente	Anas clypeata	21274
23	Kampfläufer	Philomachus pugnax	18295
24	Mittelmeermöwe + WKM	Larus michahellis	16576
25	Alpenstrandläufer	Calidris alpina	13377
26	Spießente	Anas acuta	12595
27	Gänsesäger	Mergus merganser	10767
28	Rabenkrähe	Corvus corone	9533
29	Bachstelze	Motacilla alba	7800
30	Silberreiher	Egretta alba	7669
31	Grünling	Carduelis chloris	7543
32	Erlenzeisig	Carduelis spinus	7104
33	Wacholderdrossel	Turdus pilaris	6145
34	Ringeltaube	Columba palumbus	6083
35	Kolbenente	Netta rufina	5880
36	Flussuferläufer	Actitis hypoleucos	5787
37	Teichhuhn	Gallinula chloropus	5299
38	Buchfink	Fringilla coelebs	5279
39	Amsel	Turdus merula	5244
40	Seidenschwanz	Bombycilla garrulus	5217
41	Zwergtaucher	Tachybaptus ruficollis	5188
42	Knäkente	Anas querquedula	4688
43	Grünschenkel	Tringa nebularia	3905
44	Bekassine	Gallinago gallinago	3732
45	Trauerseeschwalbe	Chlidonias niger	3677
46	Sturmmöwe	Larus canus	3459
47	Kohlmeise	Parus major	3297
48	Waldkauz	Strix aluco	2951
49	Bergfink	Fringilla montifringilla	2949
50	Saatgans	Anser fabalis	2844
51	Bruchwasserläufer	Tringa glareola	2824
52	Goldammer	Emberiza citrinella	2719
53	Mehlschwalbe	Delichon urbica	2699

54	Flussseeschwalbe	<i>Sterna hirundo</i>	2446
55	Flussregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>	2300
56	Zwergstrandläufer	<i>Calidris minuta</i>	2194
57	Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	2157
58	Kernbeißer	<i>Coccythraustes coccythraustes</i>	2129
59	Haussperling	<i>Passer domesticus</i>	2063
60	Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	2045
61	Dunkelwasserläufer	<i>Tringa erythropus</i>	2000
62	Zwergmöwe	<i>Larus minutus</i>	1937
63	Türkentaube	<i>Streptopelia decaocto</i>	1929
64	Birkenzeisig	<i>Acanthis flammea</i>	1615
65	Mauersegler	<i>Apus apus</i>	1613
66	Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	1452
67	Zwergdommel	<i>Ixobrychus minutus</i>	1216
68	Feldsperling	<i>Passer montanus</i>	1214
69	Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	1192
70	Seidenreiher	<i>Egretta garzetta</i>	1190
71	Drosselrohrsänger	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	1183
72	Zwergsäger	<i>Mergus albellus</i>	1177
73	Schwanzmeise	<i>Aegithalos candatus</i>	1146
74	Rohrhammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>	1127
75	Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>	1102
76	Uferschnepfe	<i>Limosa limosa</i>	1074
77	Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	979
78	Turmfalke	<i>Falco tinninulus</i>	943
79	Zilpzalp	<i>Phyloscopus collybita</i>	922
80	Gimpel	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	893
81	Blässgans	<i>Anser albifrons</i>	879
82	Hänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	874
83	Prachttaucher	<i>Gavia arctica</i>	856
84	Elster	<i>Pica pica</i>	856
85	Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>	835
86	Kanadagans	<i>Branta canadensis</i>	832
87	Girlitz	<i>Serinus serinus</i>	783
88	Straßentaube	<i>Columba livia (dom.)</i>	781
89	Seeadler	<i>Haliaeetus albicilla</i>	760
90	Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	757
91	Gebirgsstelze	<i>Mitacilla cinerea</i>	737
92	Waldwasserläufer	<i>Tringa ochropus</i>	727
93	Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	716
94	Buntspecht	<i>Dendrocopus major</i>	709
95	Hausgans	<i>Anser dom.</i>	705
96	Fasan	<i>Phasianus colchicus</i>	664
97	Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	663
98	Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>	627
99	Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	601
100	Rötschenkel	<i>Tringa totanus</i>	600
101	Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	587
102	Sandregenpfeifer	<i>Charadrius hiaticula</i>	509
103	Chileflamingo	<i>Phoenicopterus chilensis</i>	495
104	Uferschwalbe	<i>Riparia riparia</i>	487
105	Sichelstrandläufer	<i>Calidris ferruginea</i>	469
106	Sperber	<i>Accipiter nisus</i>	446
107	Schwarzhalstaucher	<i>Podiceps nigricollis</i>	442
108	Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	415
109	Wasserralle	<i>Rallus aquaticus</i>	414
110	Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	396

111	Hausrotschwanz	Phoenicurus ochruros	391
112	Waldohreule	Asio otus	382
113	Rotdrossel	Turdus iliacus	376
114	Wasserpieper	Anthus spinoletta	374
115	Kuckuck	Cuculus canorus	361
116	Schwarzkopfmöwe	Larus melanocephalus	357
117	Nachtreiher	Nycticorax nycticorax	352
118	Pirol	Oriolus oriolus	351
119	Beutelmeise	Remiz pendulinus	335
120	Rostgans	Tadorna ferruginea	325
121	Grünspecht	Picus viridis	314
122	Wasseramsel	Cinclus cinclus	306
123	Silbermöwe	Larus argentatus	282
124	Fitis	Phylloscopus trochilus	280
125	Kiebitzregenpfeifer	Pluvialis squatarola	258
126	Schafstelze	Motacilla flava	244
127	Blaukehlchen (weißst.)	Luscinia svecica cyaneacula	244
128	Singschwan	Cygnus cygnus	239
129	Raubseeschwalbe	Sterna caspia	203
130	Temminckstrandläufer	Calidris temminckii	197
131	Neuntöter	Lanius collurio	195
132	Tüpfelsumpfhuhn	Porzana porzana	195
133	Heckenbraunelle	Prunella modularis	194
134	Gelbspötter	Hippolais icterina	185
135	Gartenrotschwanz	Phoenicurus phoenicurus	173
136	Baumfalke	Falco subbuteo	166
137	Sumpfmeise	Parus palustris	157
138	Goldregenpfeifer	Pluvialis apricaria	155
139	Sumpfrohrsänger	Acrocephalus palustris	144
140	Klappergrasmücke	Sylvia curruca	141
141	Kranich	Grus grus	139
142	Regenbrachvogel	Numenius phaeopus	137
143	Trauerschnäpper	Ficedula hypoleuca	133
144	Streifengans	Anser indicus	130
145	Misteldrossel	Turdus viscivorus	127
146	Weißstorch	Ciconia ciconia	125
147	Weidenmeise	Parus montanus	116
148	Sanderling	Calidris alba	116
149	Gartengrasmücke	Sylvia borin	114
150	Bartmeise	Panurus biarmicus	113
151	Feldschwirl	Locustella naevia	108
152	Raubwürger	Lanius excubitor	106
153	Kleinspecht	Dendrocopos minor	106
154	Säbelschnäbler	Recurvirostra avosetta	105
155	Schwarzmilan	Milvus migrans	104
156	Fischadler	Pandion haliaetus	103
157	Wespenbussard	Pernis apivorus	103
158	Mittelsäger	Mergus serrator	102
159	Wiesenpieper	Anthus pratensis	101
160	Weißwangengans	Branta leucopsis	97
161	Wintergoldhähnchen	Regulus regulus	96
162	Heringsmöwe	Larus fuscus	93
163	Dorngrasmücke	Sylvia communis	91
164	Kornweihe	Circus cyanaeus	88
165	Grauspecht	Picus canus	87
166	Schilfrohrsänger	Acrocephalus schoenobaenus	87
167	Samtente	Melanitta fusca	85

168	Rostgansbastard	Tadorna hybrid.	83
169	Gartenbaumläufer	Certhia brachydactyla	83
170	Wendehals	Jynx torquilla	83
171	Stelzenläufer	Himantopus himantopus	80
172	Rohrschwirl	Locustella luscinioides	80
173	Rothalstaucher	Podiceps grisegena	78
174	Schwarzspecht	Dryocopus martius	77
175	Schlagschwirl	Locustella fluviatilis	72
176	Fichtenkreuzschnabel	Loxia curvirostra	69
177	Habicht	Accipiter gentilis	64
178	Wanderfalke	Falco peregrinus	62
179	Braunkehlchen	Saxicola rubetra	60
180	Löffler	Platalea leucorodia	57
181	Eisente	Clangula hyemalis	57
182	Schwarzstorch	Ciconia nigra	56
183	Wiedehopf	Upupa epops	55
184	Bienenfresser	Merops apiaster	50
185	Grausammer	Miliaria calandra	46
186	Tannenmeise	Parus ater	46
187	Pfuhlschnepfe	Limosa lapponica	44
188	Steinschmätzer	Oenanthe oenanthe	40
189	Eiderente	Somateria mollissima	40
190	Knutt	Calidris canutus	39
191	Weißbartseeschwalbe	Chlidonias hybridus	38
192	Purpureiher	Ardea purpurea	37
193	Große Rohrdommel	Botaurus stellaris	36
194	Turteltaube	Streptopelia turtur	31
195	Sommergoldhähnchen	Regulus ignicapillus	30
196	Heidelerche	Lullula arborea	26
197	Austernfischer	Haematopus ostralegus	26
198	Nilgans	Alopochen aegyptiacus	26
199	Bergente	Aythya marila	26
200	Zwergseeschwalbe	Sterna albifrons	25
201	Sterntaucher	Gavia stellata	24
202	Teichwasserläufer	Tringa stagnatilis	24
203	Waldbaumläufer	Certhia familiaris	23
204	Weißflügelseeschwalbe	Chlidonias leucopterus	21
205	Rallenreiher	Ardea ralloides	21
206	Steinkauz	Athene noctua	20
207	Zwergschnepfe	Lymnocyptes minimus	20
208	Trauerschwan	Cygnus atratus	20
209	Schwarzkehlchen	Saxicola torquata	19
210	Waldlaubsänger	Phylloscopus sibilatrix	17
211	Trauerente	Melanitta nigra	16
212	Rotmilan	Milvus milvus	16
213	Steppenmöwe	Larus cachinnans	16
214	Schmarotzerraubmöwe	Stercorarius parasiticus	15
215	Ohrentaucher	Podiceps auritus	14
216	Roter Flamingo	Phoenicopterus ruber	13
217	Steinwälzer	Arenaria interpres	13
218	Merlin	Falco columbarius	12
219	Graubrust-Strandläufer	Calidris fuscicollis	12
220	Wachtel	Coturnix coturnix	11
221	Rauhfußbussard	Buteo lagopus	11
222	Mandarinente	Aix galericulata	10
223	Odinshühnchen	Phalaropus lobatus	10
224	Nachtigall	Luscinia megarhynchos	10

225	Mantelmöwe	Larus marinus	9
226	unbest. Falke	Falco sp.	9
227	Mähnengans (Gef.Fl.)	Chenonetta jubata	8
228	Brautente (NA)	Aix sponsa	8
229	Moorente	Aythya nyroca	7
230	Wachtelkönig	Crex crex	7
231	Baumpieper	Anthus trivialis	7
232	Sumpfläufer	Limicola falcinellus	6
233	Wiesenweihe	Circus pygargus	6
234	Sumpfohreule	Asio flammeus	6
235	Triel	Burhinus oedicnemus	5
236	Waldschnepfe	Scolopax rusticola	5
237	Küstenreiher	Egretta gularis	5
238	Seggenrohrsänger	Acrocephala paludicola	4
239	Doppelschnepfe	Gallinago media	4
240	Sichler	Plegadis falcinellus	4
241	Kurzschnabelgans	Anser brachyrhynchus	4
242	Mittelspecht	Dendrocopus medius	4
243	Rotfußfalke	Falco vespertinus	4
244	Tannenhäher	Nucifraga caryodatactes	4
245	Blauracke	Coracias garrulus	3
246	Spatelente	Bucephala islandica	3
247	Hohltaube	Columba oenas	2
248	Weißkopfruderente	Oxyura leucocephala	2
249	Ortolan	Emberiza hortulana	2
250	Kolkrabe	Corvus corax	2
251	Kragenente	Histrionicus histrionicus	2
252	Kleines Sumpfhuhn	Porzana parva	2
253	Ziegenmelker	Caprimulgus europaeus	2
254	Höckergans (Gef. Fl.)	Anser cygnoides (Stammf.)	2
255	Kaisergans	Anser canagicus	2
256	Küstenseeschwalbe	Sterna paradisaea	2
257	Terekwasserläufer	Xenus cinereus	2
258	Schleiereule	Tyto alba	2
259	Ringdrossel	Turdus torquatus	2
260	Zwergsumpfhuhn	Porzana pusilla	2
261	Rotkopfwürger	Lanius senator	1
262	Dreizehenmöwe	Rissa tridactyla	1
263	Dreizehenspecht	Picoides tridactylus	1
264	Brachpieper	Anthus campestris	1
265	Rosapelikan	Pelcanus onocrotalus	1
266	Heiliger Ibis	Threskiornis aethiopica	1
267	Schwarzkopfruderente	Oxyura jamaicensis	1
268	Rothkehl-Strandläufer	Calidris ruficollis	1
269	Habichtsadler	Hieraaetus fasciaatus	1
270	Rotflügel-Brachschwalbe	Glareola pratincola	1
271	Schmutzgeier	Neophron percnopterus	1
272	Mornell	Charadr.morinellus	1
273	Lachseeschwalbe	Gelochelidon nilotica	1
274	Halsbandschnäpper	Ficedula albicollis	1
275	Sakerfalke	Falco cherrug	1

Tabelle 33: Zählsummen aller in der Datenbank ODBUI dokumentierten Beobachtungen

4.2.5 Vogelarten nach Anhang I der EU-Vogelschutz-RL

4.2.5.1 Überblick

Die Ergebnisse aus den Mittmonatszählungen, die vor allem die wassergebundenen Vogelarten betreffen, sind nicht für die Beleuchtung der Bestandsentwicklung aller Vogelarten geeignet.

Aus diesem Grund wurden für die folgenden Auswertungen von Anhang-I-Arten alle Datensätze aus dem Stauraum Ering (Datenpool B) in vier etwa gleich mächtige Zählabschnitte (bestehend aus jeweils etwa 30 000 Datensätzen) eingeteilt. Aus den sich durch die Einteilung ergebenden Zeitabschnitten wurden die Zählsummen der einzelnen Arten berechnet und aufgelistet. Die Schlüsse, die man aus dieser Art von Daten ziehen möchte, reichen von der Aussagekraft her nicht ab die Ergebnisse der Wasservogelzählungen (Auswertungen von Datenpool A) heran. Dass die Trends aus beiden Auswertungen bei fast allen Arten aber weitgehend übereinstimmen zeigt, dass die Zeitabschnitte gut gewählt wurden. Lediglich bei zwei Arten, bei der Krickente und bei der Stockente, weichen die Zahlen der beiden Auswertungen relativ stark voneinander ab. In der Diskussion der Ergebnisse wird bei den einzelnen Arten näher darauf eingegangen. Erklärungen für diese Abweichungen lassen sich finden.

Zur Ermittlung der Truppgrößen bzw. zu den Häufigkeiten pro Zählstrecke ist in der obigen Tabelle auch noch die Zahl der Datensätze, die die daneben stehende Zählsumme ergeben, aufgelistet. Man kann aus den unterschiedlichen Datensatzzahlen einer einzelnen Art in den unterschiedlichen Perioden auf mehr oder weniger häufiges Auftreten im Vergleich zu anderen Arten schließen. In den aufgelisteten Daten steckt wie eben aufgezeigt noch viel Interpretierbares, was sie natürlich weiter aufwertet.

Im Gebiet zu erwartende Vogelarten nach Anh. I VS-RL, differenziert nach Zählperioden

	Summe bis Ende 1982	Daten- sätze bis 1982	Summe von 1983 bis-94	Daten- sätze 1983- 1994	Summe 1995- 2004	Daten- sätze 1995- 2004	Summe ab 2005	Datensätze ab 2005
Blaukehlchen	148	100	61	45	16	12	19	12
Eisvogel	191	170	301	253	77	65	266	206
Fischadler	48	45	32	30	11	10	12	12
Flussseeschwalbe	664	199	234	97	494	207	1054	302
Goldregenpfeifer	96	11	16	12	6	5	37	8
Grauspecht	43	36	14	14	19	19	11	11
Kampfläufer	4156	138	6555	310	5469	407	2115	265
Nachtreiher	177	95	54	46	114	17	7	5
Neuntöter	161	105	27	17	2	2	5	5
Prachtaucher	36	23	801*)+	23	12	3	7	7
Purpureiher	23	21	9	9	1	1	4	4
Rohrdommel	10	10+1x0	11	11	4	4	11	11
Rohrweihe	77	59	470	322	365	240	190	142
Schwarzkopfmöwe	0	0	156	69	180	82	21	10
Schwarzmilan	14	14	65	46	4	4	21	18
Schwarzspecht	9	7	5	5	19	17	44	42
Schwarzstorch	7	6	7	7	1	1	41	22
Seidenreiher	120	63	64	47	124	90	882	323

Silberreiher	136	78	651	250	2742	863	4141	1058
Singschwan	5	1	134	53	96	27	4	2
Trauerseeschwalbe	1233	117	1280	132	800	89	364	72
Tüpfelsumpfhuhn	34	30	73	58	68	43	20	19
Uhu	0	0	0	0	0	0	0	0
Wanderfalke	14	14	12	12	15	15	21	18
Wespenbussard	57	19	22	18	16	14	8	6

Tabelle 34: Zu erwartende Vogelarten nach Anh. I VS-RL, differenziert nach Zählperioden

*) Prachtaucherzählsumme ist stark beeinflusst durch einen kurzzeitigen massiven Einflug im November 1991, der von mehreren Beobachtern dokumentiert wurde (Maximalzahl 209 Ex.)

4.2.5.2

Diskussion einzelner Arten

Blaukehlchen: Inzwischen seltener Brutvogel im Gebiet. Die Rückgänge seit Mitte der 1990er-Jahre sind wohl zurückzuführen auf fehlende Jungwuchsstadien in den Sukzessionsgebieten und die fehlende Dynamik der Auen und decken sich mit der Situation in den anderen Stauräumen genauso wie in weiten Bereichen Mitteleuropas. Tendenz: Stabil auf niedrigem Niveau

Eisvogel: Nach einem Rückgang zwischen 1995 und 2004 sind wieder ähnliche Zahlen festzustellen, wie sie nahezu in der gesamten zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts gegeben waren. Die Öffnung der Hagenauer Bucht, die ein Eindringen des trüben Flusswassers, die vorher oft Klarwasserbedingungen geboten hat, war wohl der Hauptgrund für die Bestandsrückgänge. Ausgeglichen wurde der Rückgang durch ein Ansteigen der Beobachtungen in Altwasserbereichen zwischen Eglsee und Simbach.

Fischadler: Deutlich zurückgehende Beobachtungszahlen durchziehender Individuen seit dem Höchstwert aus der Zeit vor 1983. Dass dies trotz hoher Beobachtungsdichten festzustellen ist, deutet auf eine Verlegung der Zugrouten hin.

Flusseeeschwalbe: Seltener Brutvogel, der aber nur (mehr) sporadisch im Bereich des Stauraumes brütet. Das Ansteigen der Beobachtungen scheint auf in letzter Zeit häufigeres (und in nicht einsehbaren Bereichen der Hagenauer Bucht nicht immer entdecktes) Brüten zurückzuführen sein. Tendenz: Ansteigend, auch wenn die Flusstrübung während der Brutzeit weiterhin ein limitierender Faktor bleibt. Auch Kanufahrer können die Art am erfolgreichen Brüten hindern. Siehe Mittmonatszählungsauswertungen

Goldregenpfeifer: Sehr seltener Durchzügler, dem wohl die großen Sandbänke und Seichtwasserzonen fehlen, die der Innstau Eggfing/Obernberg in deutlich höherem Maß aufzuweisen hat.

Grauspecht: Wie am gesamten Inn ist beim Grauspecht ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen. Gründe sind nicht bekannt, sind aber möglicherweise in der Intensivierung der landwirtschaftlichen Flächen außerhalb der Stauräume zu suchen.

Kampfläufer: Das Ansteigen der Beobachtungszahlen hat nicht zu einer Erhöhung der festgestellten Individuen geführt. Grund ist die deutliche Verringerung der Truppgrößen, was wiederum Rückschlüsse auf die Situation in den nördlich und östlich gelegenen Brutgebieten zulässt.

Nachtreiher: An Beobachtungen und Beobachtungszahlen sind deutliche Rückgänge zu verzeichnen. Daran scheinen auch vereinzelte sporadische Brutversuche in der Graureiherkolonie im Stadtbereich von Simbach nichts ändern zu können. Vermutlich drängt die durch die Öffnung der Hagenauer Bucht verstärkte Frühlingstrübung des Wassers im Jagdgebiet die in früheren Jahren verstärkt einfallenden Nachtreiher aus der etwa 25 Kilometer entfernten Reichersberger Au in Baggerseen vor allem auf der bayerischen Seite.

Neuntöter: Sehr seltener Gast im Bereich der Stauräume. Der sich fortsetzende Rückgang ist wohl auf das weit gehende Fehlen von Niedrighecken- und Dornheckenstrukturen zurückzuführen.

Prachtaucher: Seltener Wintergast aus dem hohen Norden, leider mit abnehmender Tendenz. Die in der zweiten Auflistungperiode bei 23 Beobachtungen gezählten 801 Exemplare sind auf einen starken Einflug von über 200 Exemplaren in der zweiten Novemberhälfte des Jahres 1991 zurückzuführen, die von mehreren Beobachtern gemeldet wurden, Seit 2005 wurden aber nur mehr Einzelvögel festgestellt.

Purpureiher: Immer noch seltenerer und vor allem sehr heimlicher Gast im Stauraum. Meist als Einzelvogel und natürlich vor allem im Sommerhalbjahr auftretend.

Rohrdommel: Wie der Purpureiher ein heimlicher Gast – im Unterschied zum Purpureiher aber im Winter – am unteren Inn an dauerhaft eisfreien und durchströmten Flussarmen im Auwald- und Schilfbereich, wenn die Brutgebiete im Norden und Osten zugefroren sind.

Rohrweihe: Brutvogel der großflächigen Schilfzonen. Nach einem Anstieg zwischen 1983 und 2004 ist wieder ein Rückgang der Beobachtungen und der beobachteten Individuen feststellbar. Vielleicht im Zusammenhang mit dem verstärkten Maisanbau auf beiden Seiten des Inn. Möglicherweise aber auch eine Folge der erfolgreichen Brutansiedlung des Seeadlers im Bereich des Stauraumes im Jahr 2008.

Schwarzkopfmöwe: Wegen der innerhalb mehrerer Jahre sich über Europa ausbreitenden Schwarzkopfmöwe gab es die ersten Beobachtungen erst 1985. In der Brutkolonie auf den Eringer Bänken waren alljährlich Exemplare zu sehen, seit sich in den letzten Jahren des vorigen Jahrtausends diese Lachmöwenkolonie aufzulösen begann, gibt es im Untersuchungsgebiet nur mehr vereinzelte Beobachtungen dieser seltenen Möwenart.

Schwarzmilan: Seltener Besucher im Stauraum. War während der Blütezeit der Lachmöwenkolonie auf den Eringer Bänken bedeutend häufiger im Gebiet anzutreffen als in den Jahren vorher und nachher.

Schwarzspecht: Profitierte nach dem Einstau von absterbenden Bäumen, konnte mit dem Neuaufwuchs in den Stauräumen verständlicherweise wenig anfangen und wurde nur noch selten gesehen. Häufiger festgestellt wird er wieder seit der Jahrtausendwende. Grund dürfte sein, dass in den naturbelassenen und nicht genutzten Auwaldbeständen auf den Inseln und Anlandungen im Stauraum mehr ältere und sterbende Bäume

zu finden sind, die einerseits Nahrung und andererseits Möglichkeiten für den Bau von Bruthöhlen bieten.

Schwarzstorch: Seltener Nahrungsgast in stillen Bereichen des Stauraumes. Die Häufigkeit wechselt. So konnte im Zeitraum zwischen 1995 und 2004 nur ein Vogel festgestellt werden, seit 2005 sind aber schon 41 Vögel bei 22 Beobachtungen festgestellt worden. Die Tendenz über den gesamten Beobachtungszeitraum ist leicht ansteigend.

Seidenreiher: Die Zahl der Seidenreiher ist seit der Jahrtausendwende stark ansteigend. Seit 2003 brüten diese kleinen weißen Reiher ja alljährlich in der Reichersberger Au. Dies ist sicher einer der wichtigsten Gründe für das vermehrte Auftreten dieser Art am unteren Inn und natürlich auch im Innstau Ering. Die hohe Zahl an Beobachtungen zeigt, dass der Innstau Ering trotz der beträchtlichen Entfernung zur Brutkolonie in den letzten Jahren ein bedeutendes Nahrungsgewässer für diese selte Art geworden ist

Silberreiher: Waren die Silberreiher bis 1983 noch seltene Gäste, stieg die Zahl seither kontinuierlich an und hat mit über 4500 Exemplaren bei gut 1100 Beobachtungen einen beachtenswert hohen Wert erreicht. Nur wenigen Arten ist im Beobachtungszeitraum eine derartige Zunahme gelungen. Dies aber ohne bisherigen Brutnachweis. Feldornithologen haben seit der Jahrtausendwende jahrelang auf Silberreiher im Prachtkleid bzw. Brutkleid – vor allem erkenntlich am dunklen Schnabel – gewartet, was auf zukünftiges Brüten hindeuten konnte. Tatsächlich sind solche Beobachtungen am unteren Inn seit einigen Jahren gemacht worden. Bruten haben sich trotzdem noch nicht eingestellt. Beachtlich ist die Zunahme der großen weißen Reiher fast übers ganze Jahr hin aber allemal. Interessant ist zudem, dass Silberreiher einen bedeutenden Teil ihrer Nahrung vor allem im Winterhalbjahr auf Feldern beim Mäusefangen erbeuten.

Singschwan: Bedeutende Überwinterungszahlen im Zeitraum 1983 bis 1994, vorher und seither nur wenige Beobachtungen dieser Art, die ihre Nahrung im Gegensatz zum Höckerschwan auch oft außerhalb des Wassers auf Feldern und Wiesen sucht.

Trauerseeschwalbe: Nicht häufiger Nahrungsgast in der Zugzeit mit deutlich abnehmender Tendenz. Ob die Gründe für den Rückgang im Rückgang der sich im Wasser entwickelnden Insekten oder mit Problemen in den Brut- bzw. Überwinterungsgebieten zusammen hängen, lässt sich aus heutiger Sicht nicht sagen.

Tüpfelsumpfhuhn: Spärlicher Durchzügler, der in ausgedehnteren Seggenfluren vor allem im Sommer zu finden ist. Tendenz abnehmend. Möglicherweise von der Entwicklung der Uferzonen von Seggenfluren zu Silberweidengebüschen betroffen.

Wanderfalke: Seltener Nahrungsgast mit ansteigender Tendenz für den der Stauraum durch die fast durchgehende Anwesenheit großer Wasservogelmengen viel Nahrung in passender Größe zu bieten hat. Sein Erscheinen hängt weitgehend mit der Attraktivität des Gebietes als Nahrungsfläche zusammen. Wenn die Bedeutung des Gebiets als Rast-, Überwinterungs- und Brutgebiet für eine Vielzahl von ans Wasser gebundenen Vogelarten erhalten werden kann, wird der Wanderfalke dieses Gebiet auch nutzen.

Wespenbussard: Nicht häufiger, aber doch regelmäßig im Gebiet auftauchender Nahrungsspezialist. Wurde (oft zu seinen Ungunsten) mit dem Mäusebussard verwechselt

und als vermeintlich solcher abgeschossen. Viele fälschlich als Mäusebussard ange-schriebene Stopfpräparate zeugen davon.

4.2.6 Vogelarten nach Artikel 4 (2) VS-RL

4.2.6.1 Überblick

Auflistung aller im Gebiet zu erwartenden Vogelarten nach Artikel 4 (2) VS-RL in den vorhin beschriebenen Zählperioden

	Summe bis Ende 1982	Daten- sätze bis 1982	Summe von 1983 bis-94	Daten- sätze 1983- 1994	Summe 1995- 2004	Daten- sätze 1995- 2004	Summe ab 2005	Daten- sätze 2005- 2014
Brandgans	98	54	1465	324	13876	880	16832	810
Flussuferläufer	496	165	893	201	3071	450	1327	352
Gr. Brachvogel	18234	824	32526	778	23101	786	31967	770
Kiebitz	60708	589	61663	549	105428	782	54957	696
Knäkente	1723	210	624	127	1278	277	1063	202
Krickente	59708	686	42660	763	63663	1051	71593	907
Lachmöwe	322233	1083	155859	866	119810	903	44969	930
Löffelente	2360	289	9774	423	5198	554	3942	421
Pirol	92	65	72	56	84	60	103	70
Rotschenkel	91	40	168	58	178	91	163	90
Schellente	8134	351	5337	419	6400	561	4170	398
Schnatterente	16468	427	58279	716	91121	1083	82859	980
Stockente	131927	1129	227619	1043	346229	1474	163862	1528
Zwergstrandläufer	389	62	610	96	928	118	267	72

Tabelle 35: Zu erwartenden Vogelarten nach Artikel 4 (2) VS-RL der vorher beschriebenen Zählperioden

4.2.6.2 Diskussion einzelner Arten

Brandgans: Neben der Graugans handelt es sich um die Art, die den ungewöhnlichsten und stürmischsten Verlauf der Bestandsentwicklung als neu etablierter Brutvogel durchgemacht hat. Von weniger als hundert Beobachtungen aus der Zeit vom Einstau bis ins Jahr 1983 stieg im letzten Jahrzehnt die Zahl der protokollierten Exemplare auf fast 19 000 an. Der untere Inn war das erste Binnenlandgebiet, in dem sich die Brandgans als Brutvogel etabliert hat. Seit dem Jahr 1990 brütet sie auch im Innstau Ering und gehört seither zu den auffälligsten Brutvögeln im Untersuchungsgebiet, weil die Junge führenden Paare im Gegensatz zu vielen Entenarten offene einsehbare Flächen aufsuchen und daher gut beobachtet werden können. Siehe Mittmonatszählungsauswertungen im Abschnitt 4.2.3.4.

Flussuferläufer: Der Anstieg der beobachteten Exemplare zwischen 1984 und 2005 und der seither zu beobachtende (leichte) Rückgang korreliert stark mit der Anwesenheit von offenen Sandbank-Ufern. Das großflächige Entstehen neuer Sandbänke – vor allem in der noch detritusreichen Zeit – führte von Jahrzehnt zu Jahrzehnt ab 1983 zuerst zu einer Verdopplung und dann weiter zu einer Verdreifachung der beobachteten Exemplare. Seit 2005 sank allerdings die Beobachtungssumme auf die Hälfte ab, wohl einerseits durch die Abnahme der neu entstandenen Schlickbänke, während die älteren die verschiedenen Sukzessionsstufen durchliefen und damit für Flussuferläufer uninter-

ressant wurden und andererseits auch durch die Veränderung der Wasserqualität in dem Sinn, dass organischer Detritus Mangelware geworden war. Das Neuentstehen von neuen großen Sandbänken ist nur mehr nach großen Hochwasserereignissen zu erwarten, was neue Höhenflüge der Beobachtungszahlen nicht erwarten lassen, andererseits fördert der Aufwuchs von dichten Auwäldern innerhalb der Dämme das Entstehen von frischem Detritus, was wohl dazu führen wird, dass sich die Lebensgemeinschaft im Schlamm mittelfristig etwas besser entwickeln wird als in den beiden letzten, unter dem Einfluss zunehmend wirksamer Abwasserklärung „mageren“ Jahrzehnten.

Großer Brachvogel: Diese Vogelart ist im Untersuchungsgebiet nahezu das ganze Jahr anwesend. Sind es im Frühsommer, also der Brutzeit, wenige Nichtbrüter, so steigt die Zahl der Beobachtungen im Spätsommer stark an. Der untere Inn und insbesondere der Innstau Ering ist eines der großen Mauserzentren für diese Art in Mitteleuropa und damit von überragender Bedeutung für diese bedrohte Vogelart (Schuster, 2007 und 2011). Im Herbst und Winter sinkt die Zahl leicht ab, steigt zur Zeit der Frühjahrszuges wieder an und fällt dann wieder auf das niedrige Nichtbrütterniveau ab. Im Durchschnitt betrug der Winterbestand vom Großen Brachvogel im Untersuchungsgebiet etwa 40 Stück, in der Mauserzeit sogar im Durchschnitt etwa 100 Individuen. Von den Beobachtungszahlen ausgehend kann man von einer immer noch leicht steigenden Bedeutung des Staubereichs Ering für den Großen Brachvogel sprechen. Siehe Mittmonatszählungsauswertungen im Abschnitt 4.2.3.5.

Kiebitz: Große Stückzahlen im Herbst, dann Rückgänge bis zu einem Jännerloch (nur eine einzige Beobachtung im gesamten Beobachtungszeitraum im Untersuchungsgebiet) und ein schwächerer Frühjahrszug, weil ja gleich die Brutgebiete auf den Feldern angefliegen werden. Im Spätsommer und Herbst, also nachbrutzeitlich, sammeln sich in den Flachwasserbereichen große Kiebitzansammlungen zur Nahrungssuche und zur relativ vor Prädatoren sicheren Rast. Die höchsten Individuenzahlen bei Einzelbeobachtungen werden im September erreicht, wobei im Durchschnitt Mitte des Monats deutlich über 500 Exemplare anwesend waren. Siehe Mittmonatszählungsauswertungen im Abschnitt 4.2.3.5.

Knäkente: Der einzige echte Zugvogel unter den Schwimmenten! Bei der Monatsverteilung auf Seite 11 erkennt man, dass im Frühherbst, also im September, sehr wenige Knäkenten beobachtet werden. Aus zwei Gründen: Der erste ist oben genannt. Viele Exemplare sind da schon weggezogen. Ein weiterer Grund ist, dass die wenigen noch anwesenden Knäkenten im Jugend- bzw. Schlichtkleid nur ganz schwer auf die im Stauraum vorherrschenden Distanzen von den vielen anwesenden weibchenfärbigen Krickenten zu differenzieren sind. Ab Oktober ist dann Ruhe bis in den März. Die aus Zentral- oder Südafrika zurückkehrenden Exemplare sind im Prachtkleid und jetzt leicht zu bestimmen. Sind es in der Märzmitte durchschnittlich 5 Individuen, die anwesend sind, so steigt ihre Durchschnittszahl im April auf 16 an. Bis in den Frühsommer sind Exemplare zu beobachten. Meist wird in nordöstliche Richtung weitergezogen, wobei die nächstgelegenen Brutgebiete bei unseren nordöstlichen Nachbarn liegen (Siehe Mittmonatszählungsauswertungen Abschnitt 4.2.3.3).

Krickente: Nach der Stockente die häufigste Ente im Gebiet. Die Auswertungen der Mittmonatszählungen zeigen kein einheitliches Bild. So lag der Schnitt der Periodenzählsummen in der ersten Mittmonatszählperiode bei über 3500 Stück pro Zählperiode,

in der Periode zwischen 88 und 01 lag er nur bei etwa 1500, seit 2002 ist er wieder auf über 2100 angewachsen. Bei Zwischenzählungen wird die Krickente aber in letzter Zeit häufig gesehen. Ein Grund dürfte sein, dass an häufig von Beobachtern besuchten Beobachtungspunkten auch im Spätsommer schon viele Enten beobachtet werden. Gerade in Flachwasserbereichen, in denen viele Ornithologen Watvögel erwarten und auch oft finden, sind Krickenten ebenfalls überdurchschnittlich häufig zu sehen. Der Inn ist in den letzten Jahrzehnten für diese Art wohl eines der bedeutendsten Mausegebiet in Mitteleuropa geworden. Im Herbst ist die Art mit Abstand am stärksten vertreten. Die Monate September bis November sind die mit den höchsten Krickentenzahlen, der Jänner ist der schwächste Monat, beim Frühlingszug steigen die Zahlen zum März hin wieder etwas an (Siehe auch Mittmonatszählungsauswertungen Abschnitt 4.2.3.3).

An der Krickente lässt sich deutlich die Veränderung der Nährstoffversorgung im Stau ablesen: Mit der guten Versorgung in den 1960er- und 1970er-Jahren war in den 1980er- und 1990er-Jahren Schluss, was sich in einem Schrumpfen der Bestände auf nahezu ein Drittel in einigen Jahren zeigte. Der dichte Auwaldbewuchs auf den Anlandungen innerhalb der Dämme führte aber in Verbindung mit den Hochwässern zu einem Anstieg der organischen Abbaustoffe im Bodenschlamm. Natürlich werden nicht mehr die Werte vor dem flächendeckenden Bau der Kläranlagen erreicht, aber das Ansteigen der Krickentenzahlen in den Jahren nach 2001 zeigt die – aus dieser Sicht – erfreuliche Verbesserung des Angebotes an organischem Detritus („Blattzerreißel“ u.ä.).

Lachmöwe: Die Lachmöwe war lange Zeit – vor allem eine Folge der kraftwerksbedingten Stauräume – Brutvogel am unteren Inn. Im Stau Ering bestand in der ersten Hälfte der 1960er-Jahre eine kleine Kolonie in der Hagenauer Bucht, in den 1970er-Jahren auf den Ahamer Bänken mit maximal wohl 1000 Brutpaaren und etwa von 1988 bis ins Jahr 2000 auf den Eringer Bänken. Der Höchstbestand in dieser Kolonie wurde nie genauer erhoben, dürfte dort aber in einer ähnlichen Größenordnung wie in der Ahamer Kolonie gelegen sein. So bilden die beiden Auswertungen zwei Situationen ab: Die Mittmonatszählungen weitgehend die Überwinterungs-Situation, während die Gesamtauswertung auch die Brutsituation berücksichtigt. Dass beide Zahlenreihen ein einheitliches Bild ergeben, erstaunt aber dann doch: Die höchsten Bestände – sowohl im Winterhalbjahr als auch während der Brutzeit – gab es in der Zeit vor 1980. Während der Zeit, als auf den Eringer Bänken noch die Brutkolonie Bestand hatte, also in den Jahren zwischen 1980 und 1990, gingen die festgestellten Zahlen aber trotzdem schon leicht zurück. Mit dem Erlöschen der Brutkolonie im Stauraum ging es auch mit den Winterzahlen bergab. Interessant, dass inzwischen die Großmöwen zum Teil die Rolle der Lachmöwen, die sie jahrelang innehatten, übernommen haben. Nicht nur auf den Feldern hinter den bearbeitenden Maschinen, auch im Stauraum sind sie als Verwerter unterwegs. Aus jetziger Sicht ist die Zeit, in der Lachmöwen am Inn große Kolonien bilden konnten, vorbei. Neue Sandbänke werden sich mit großer Wahrscheinlichkeit in nächster Zeit im Stauraum nicht oder nicht mehr bilden. Diese im Zustand des frühen Bewuchses sind optimale Standorte für Lachmöwenkolonien. Wenn der Bewuchs zu dicht wird, dass die leichtgewichtigen Lachmöwen ihn nicht mehr niedertreten können, um ein relativ freies Sichtfeld zu haben, dann wird dieser Platz als Standort für eine Kolonie – so wie in der derzeitigen Situation im Untersuchungsgebiet – schnell ungeeignet.

Löffelente: Seltener Brutvogel, der wohl bei weitem nicht alljährlich – und wenn, dann sehr heimlich – im Gebiet brütet. Trotzdem können nahezu das ganze Jahr über

Exemplare, zum Teil also Nichtbrüter, im Gebiet beobachtet werden. Diese Schwimm-ente profitiert einerseits stark von der geänderten Situation gegenüber der Zeit nach dem Einstau – viele Anlandungen, lange Uferzonen, Flachwasserbereiche usw. – andererseits leidet sie aber auch darunter, dass die Zeit üppigen Nahrungsaufkommens auch vorbei ist. Die höchsten Bestandszahlen wurden zwischen 1988 und 2001 erhoben, durch die Verbesserung der Wasserqualität durch die Reduktion des Detritus haben sich die Bedingungen für ein Leben aber so verändert, dass die Bestände zwangsläufig zurückgehen mussten.

Pirol: Dieser auffällige Singvogel, der spät im Jahr kommt und früh schon wieder ins tropische Afrika aufbricht, wird als eine von ganz wenigen Arten im Zuge der Mittmonatszählungen gar nicht erfasst. Er kommt erst im Mai und ist Mitte September schon wieder weg. Die Zwischenzählungsdatenbank zeigt aber die Anwesenheit über den gesamten Zeitraum ohne große zahlenmäßige Abweichungen sowohl in den Restauen außerhalb der Dämme als auch in den neu entstandenen Auegebieten auf Anlandungen innerhalb der Dämme an.

Rotschenkel: Diese Art zeigt deutlich die Veränderung im Stauraum an, quasi als Zeigerart. War er in bis 1982 noch recht selten, zeigte er sich ab 1983 deutlich häufiger, die Zahl stieg zwischen 1995 und 2004 sogar nochmals leicht an, seither ist aber ein leichter Rückgang zu verzeichnen. Es zeigt sich hier das Verlanden, das vermehrte Angebot an Flachwasser-Schlick-Nahrungsstellen, andererseits aber trotz des Vorhandenseins an Stellen zur Nahrungsaufnahme der leichte Rückgang seit der Verbesserung der Wasserqualität.

Schellente: Einer der Verlierer der Veränderung. In doppelter Hinsicht: Einerseits wegen der Änderung des Charakters des Stauraums vom tiefen ruhigen Stausee zum verlandenden bzw. verlandeten Auenlebensraum mit wenigen tieferen Abschnitten, in denen allerdings jetzt wieder Flusscharakter herrscht. Andererseits macht sich auch der Rückgang der im Schlick zu findenden Bodenorganismen (Stichwort: Belebtschlamm) natürlich ebenso bemerkbar. So gingen die bei den Mittmonatszählungen erfassten Bestandszahlen auf mehr als ein Drittel zurück. Weil die Schellente am Inn seltener Brutvogel, vor allem aber Wintergast ist, steigert sich die Anwesenheit von ganz wenigen Exemplaren im September und Oktober auf durchschnittlich über 80 im Jänner und sinken in den folgenden Monaten wieder ab.

Schnatterente: Die einzige schon seit dem Einstau im Gebiet anzutreffende Entenvogelarten, bei der die Bestandszahlen sowohl bei den Mittmonatszählungen als auch bei den Zwischenzählungsdaten deutlich nach oben weisen. (Brandgans und Graugans sind ja als Neuzuwanderer zu betrachten). Die Schnatterente ist also tatsächlich der absolute Gewinner der sich immer weiter verändernden Situation. Bei den Mittmonatszählungen stieg die durchschnittliche Periodenzahlsumme von 824 auf 1790 in der zweiten Zählperiode und in der letzten sogar auf 1953 an. Interessant, dass sich der Zuwachs am deutlichsten in Zählabschnitten auf der bayerischen Seite zeigt. Auch bei den Zwischenzählungsteilsummen stieg der Wert von 16 468 (bei 427 Beobachtungen) auf 58 279 (716 Beobachtungsdatensätze) und weiter auf 91 121 (1083 Beobachtungen) an, sank seit 2005 allerdings ganz leicht auf 89 099 (bei 1080 Beobachtungsdatensätzen) ab.

Stockente: Die dominante Wildente im Innstau Ering ist und bleibt die Stockente. Die Zählperiodensummen liegen seit Beginn der Mittmonatszählungen bei über 7000 Exemplaren. Das heißt, dass sich die Lebensraumbedingungen entscheidend verbessert haben müssen, seit die Nährstoffversorgung durch die Verbesserung der Wasserqualität verschlechtert hat. Rückgänge bei den Zwischenzählungen im Datenpool B, die im Gegensatz zu den Auswertungen des Datenpools A stehen, lassen sich erklären: Einige Beobachter für die „Zwischenzählungen“ des Datenpool B protokollieren die Stockentenbestände nur dann, wenn die Zahlen außergewöhnlich sind. Weil aber ohnehin genaue Mittmonatszählungsdaten (Datenpool A) in ausreichender Dichte vorliegen, ist diese Datenlücke bzw. Datenschwäche verschmerzbar.

Zwergstrandläufer: Beim Zwergstrandläufer zeigt sich die Veränderung der Lebensbedingungen noch einmal sehr deutlich. War er in den ersten Jahren nach dem Einstau selten (389 Ex. bei 62 Beobachtungen) – es gab ja noch nicht viele Sandbänke, nahmen die Beobachtungszahlen in Zeiten von Sandbank- und Nahrungsüberfluss deutlich zu (auf 928 Ex. bei 118 Beobachtungen) und sinken im letzten Jahrzehnt wieder auf den Wert aus der Zeit nach dem Einstau ab (274 beobachtete Ex. bei 75 dokumentierten Sichtungen), weil die begrenzte Nahrungssituation auf der Zugrast nicht mehr zu längerem Verweilen einlädt.

4.2.7 Einbindung des Stauraums Ering-Frauenstein in das weitere Umfeld

4.2.7.1 Beziehungen zu anschließenden Stauräumen

Natürlich kann man einen einzelnen Stauraum nicht als unabhängigen Lebensraum betrachten. Die begrenzenden Staustufen Braunau/Simbach und Obernberg Eggfling haben natürlich Einfluss auf die Vogelbestände im Stau Ering.

Dies, obwohl der Stausee der wenige Jahre nach Ering in Betrieb genommenen Staustufe Eggfling/Obernberg eine deutlich andere Entwicklungscharakteristik aufweist als der hier zu beschreibende. Als im Stau Ering die Pflanzenfresser Blässhuhn, Höcker- schwan und Schnatterente die großen Profiteure waren, erreichten die Tauchenten im Stau Eggfling/Obernberg unglaubliche Bestandszahlen. Natürlich gab es gerade bei den großen Mengen an Enten Verschiebungen zwischen den Stauräumen, viel stärker ausgeprägt waren diese Flugbewegungen bei Möwen, Reiher und Kormoranen.

Die ersten Lachmöwenkolonien am unteren Inn fanden sich im Salzachmündungsgebiet und auf Höhe Reichersberg/Würding. In den 1970er- und 1980er-Jahren folgten große Kolonien im Innstau Obernberg zwischen Kirchdorf und Obernberg und auch auf den Ahamer Bänken im Stau Ering und in weiterer Folge auf vergleichbarer Höhe auf der deutschen Stauraumseite. Dort haben sie bis in die 1990er-Jahre im Stau Ering noch gebrütet. Auch nach dem Erlöschen der Eringer Kolonie waren große Stückzahlen am Stau Ering zu beobachten, vor allem Nahrungsgäste von der Kolonie einen Stauraum unterhalb.

Während sich im Stadtgebiet von Simbach eine kleine Graureiherkolonie seit Jahrzehnten hält, sind die im Stau Ering anwesenden Silber- Seiden- und Nachtreiher entweder Nichtbrüter (beim Silberreiher) oder zum Teil auch Nahrungsgäste aus der 20km flussabwärts gelegenen gemischten Reiherkolonie in der Reichersberger Au. Gerade in der Abend- und Morgendämmerung sind fliegende Nacht- und Graureiher entlang des Inn

regelmäßig zu beobachten, die vor allem in und nach der Brutzeit als Nahrungsgäste Buchten im Stau Ering ansteuerten.

Ähnlich verhält es sich im Winterhalbjahr mit dem Kormoran. Ab etwa 2005 verlor aber der große Schlafplatz in Eglsee immer mehr an Bedeutung und so nächtigen Kormoranttrupps sowohl an Schlafplätzen unterhalb dem Kraftwerk Ering (hier seien die Schlafplätze Urfahr und Aufhausen genannt) als auch oberhalb des Kraftwerkes Ering (z. B. Salzschmündung bei Haiming). Fallweise werden sich aber wohl auch unentdeckt gebliebene Schlafplätze im Stauraum Ering gebildet haben. Zwischen der Hagenauer und der Prienbacher Bucht ist der Stauraum nämlich etwa 2km breit und weite Strecken sind von außen nicht einsehbar.

4.2.7.2 Beziehungen zwischen Stauraum und fossiler, ausgedämmter Aue

Ein ornithologischer Zusammenhang zwischen den außerhalb der Dämme liegenden reliktschen Auwäldern und den neu entstandenen Auwäldern innerhalb der Dämme besteht. Für die „inneren“ und somit „echten“ Auen ist es ökologisch aufwertend und wünschenswert, wenn auch außerhalb der Dämme möglichst großflächige Auwälder erhalten bleiben. Die Gefahr der Verinselung im letztendlich doch recht schmalen Auwaldband, das den unteren Inn begleitet, ist bei einer großzügigen Erhaltung der reliktschen Auen bedeutend geringer. Im Gegensatz dazu verstärkt jedes bis an den Damm reichende neu entstandene Maisfeld diesen Verinselungstrend. Dem sollte wenn möglich entgegengewirkt werden.

Auwaldvögel pendeln zwischen Brut- und Nahrungshabitaten innerhalb und außerhalb der Dämme. Vom Pirol beispielsweise, den man viel öfter hört, als man ihn sieht, sind Flüge über die Dämme in benachbarte Lebensräume dokumentiert. Eisvogel und Zwergtaucher, die weitgehend auf klares Wasser angewiesen sind, nutzen die von Quellwasser gespeisten und nicht von Schmelzwasser und Gletschermilch getrüben Auwald-Stillgewässer der Eringer Au (bayerische Seite) und der Reikersdorfer Au (österreich. Seite) ungleich häufiger aus die oft getrüben Altarme innerhalb der Dämme.

4.2.8 Vergleich zwischen Prienbacher Bucht und Hagenauer Bucht

Derzeit nähern sich die beiden großen Seitenbuchten im Innstau Ering optisch und vom Lebensraumtyp her an. Dabei war die Prienbacher Bucht immer schon mehr von Auwald dominiert und die Wasserflächen waren – einmal abgesehen von der Heitzinger und der Eglseer Bucht – weniger großflächig angelegt als in der Hagenauer Bucht.

Diese war in den Jahrzehnten nach dem Einstau geprägt von einer großen freien Wasserfläche, die durch eine mit Auwald bewachsene Landzunge gegen den offenen Inn abgeschlossen wird. Die Hagenauer Bucht wurde bis in die 1970er-Jahre hinein als Badesee und sogar zum Segeln genutzt.

Am Halbinsel-Südufer bestimmten Seggen-, Schilf- und Auengestrüpp, das von Vögeln dieses Lebensraumes natürlich genutzt wurde. Die gute Mineralstoffversorgung und das relativ klare, noch relativ tiefe und strömungsarme Wasser führten zu üppigem Pflanzenwachstum. In der Zeit außerhalb der Badesaison war diese Bucht bevölkert von Tausenden von Blässhühnern Höckerschwänen und Schnatterenten, die diese Pflanzen abweideten. Aber auch Tauchenten und Haubentaucher nutzten das nur wenig vom Inn beeinflusste klare Gewässer. Die Verlandung ließ sich aber auch hier nicht aufhalten.

Die Sukzession konnte auch durch das Öffnen des Dammes um die Jahrtausendwende nicht unterbunden werden, sondern wurde eher noch verstärkt, weil die Eintragung von Sedimenten stärker war als die Dynamik, die dem Fluss beim Durchfließen der Bucht zugestanden worden ist. Seither wird die Hagenauer Bucht der Prienbacher Bucht immer ähnlicher. Dass die Seeadler – sie brüten ja seit 2008 im Stauraum – ihr Brutrevier auf der bayerischen Seite gewählt haben, mag auch an den wesentlich älteren Bäumen auf dieser Seite des Inn gelegen sein. Die in der erst in den letzten Jahren verstärkt verlandende Hagenauer Bucht hat diesen großen Greifvögeln noch nicht die Qualität bieten können, die sie in den alten und zum Teil schon überalternden Auwäldern auf der bayerischen Seite gefunden haben.

Nicht zu unterschätzen ist die Bedeutung der nicht mehr mit dem Inn in Zusammenhang stehenden Gewässer in den abgedämmten Auen auf beiden Seiten des Inn in Hochwasserzeiten. Dann können sie unersetzliche Rückzugsgebiete für eine Vielzahl an Wasservögeln sein.

4.2.9 **Zusammenschau Vögel, Entwicklungstendenzen**

Entwicklung charakteristischer Artengruppen:

- Tauchenten und Blesshuhn: Als Folge der zunehmenden Verlandung der Seitenbuchten, also des Verlustes tieferer, an Wasserpflanzen reichen Gewässerbereiche verzeichnet diese Gruppe anhaltend starke Rückgänge.
- Fischfresser und Zwergtaucher: Haubentaucher, Gänsesäger und Zwergtaucher zeigen von Zählphase I (1968/77) zu Zählphase II (1988/2001) erhebliche Rückgänge, um sich bis heute wieder zu erholen, wenngleich die früheren Bestandesgrößen bisher nicht wieder erreicht wurden. Der Kormoran hat sich demgegenüber antizyklisch entwickelt, mit starken Zunahmen zwischen Zählphase I und II, aber mittlerweile wieder erhebliche Rückgängen.
- Schwimmenten: Die Reaktionen der einzelnen Arten sind unterschiedlich: Stockente ist auf sehr hohem Niveau konstant, Schnatter- und Pfeifente zeigen deutliche Zunahmen, Spießente und Knäkenente dagegen anhaltende Abnahmen. Krickente und Löffelente zeigen jeweils wechselnde Tendenzen. Löffelente profitiert von langen Uferzonen und Flachwasserbereichen.
- Graugans/Brandgans: Beide Arten, besonders aber die Graugans, zeigen enorme Zunahmen, Graugans besonders zur Zugzeit (September-November).
- Kiebitz, Großer Brachvogel: Für beide Wiesenbrüter ist der Untere Inn wichtiges Rast- bzw. Mausegebiet, wobei der Kiebitz offenbar zunehmend auf Flachwasserbereiche in benachbarten Stauräumen ausweicht.
- Lachmöwe / Großmöwen: Während die Kolonien der Lachmöwen in Folge der auf den Schlammbänken aufwachsenden Vegetation aufgegeben wurden, haben Großmöwen stark zugenommen. Hier spielen landwirtschaftliche Flächen im Umfeld der Innauen als Nahrungsquelle eine große Rolle.
- Graureiher / Silberreiher: Die fortschreitende Inselbildung und die dadurch stark verlängerte Uferlinie innerhalb des Stauraums begünstigt die beiden großen Reiherarten, die u.a. in Flachwasserzonen entlang der Ufer jagen.
- Rohrweihe und Seeadler: Die Rohrweihe konnte sich erst mit der Entwicklung großflächiger Schilfröhrichte, ihrem Lebens- und Brutraum, etablieren. Die mittlerweile eher stagnierenden Zahlen dürften mit der ebenfalls stagnierenden bis rückläufigen

Entwicklung von Schilfröhrichten zusammenhängen. Möglich ist auch ein Zusammenhang mit der Ansiedlung des Seeadlers.

Arten nach Anhang I VS-RL sowie nach Art. 4(2) VS-RL

Beispielhaft wird die Entwicklung von Arten angeführt, die Zusammenhänge mit der Entwicklung des Stauraums erkennen lassen:

Blaukehlchen: Inzwischen seltener Brutvogel im Gebiet. Die Rückgänge seit Mitte der 1990er-Jahre sind wohl zurückzuführen auf fehlende Jungwuchsstadien in den Sukzessionsgebieten und die fehlende Dynamik der Auen. Tendenz: Stabil auf niedrigem Niveau

Eisvogel: Nach einem Rückgang zwischen 1995 und 2004 sind wieder ähnliche Zahlen festzustellen, wie sie nahezu in der gesamten zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts gegeben waren. Die Öffnung der Hagenauer Bucht, die ein Eindringen des trüben Flusswassers, die vorher oft Klarwasserbedingungen geboten hat, war wohl der Hauptgrund für die Bestandsrückgänge. Ausgeglichen wurde der Rückgang durch ein Ansteigen der Beobachtungen in Altwasserbereichen zwischen Eglsee und Simbach.

Goldregenpfeifer: Sehr seltener Durchzügler, dem wohl die großen Sandbänke und Seichtwasserzonen fehlen, die der Innstau Eggfing/Obernberg in deutlich höherem Maß aufzuweisen hat.

Nachtreiher: An Beobachtungen und Beobachtungszahlen sind deutliche Rückgänge zu verzeichnen. Vermutlich drängt die durch die Öffnung der Hagenauer Bucht verstärkte Frühlingstrübung des Wassers im Jagdgebiet die in früheren Jahren verstärkt einfallenden Nachtreiher aus der etwa 25 Kilometer entfernten Reichersberger Au in Baggerseen vor allem auf der bayerischen Seite.

Tüpfelsumpfhuhn: Spärlicher Durchzügler, der in ausgedehnteren Seggenfluren vor allem im Sommer zu finden ist. Tendenz abnehmend. Möglicherweise von der Entwicklung der Uferzonen von Seggenfluren Silberweidengebüschen betroffen.

Flussuferläufer: Der Anstieg der beobachteten Exemplare zwischen 1984 und 2005 und der seither zu beobachtende (leichte) Rückgang korreliert stark mit der Anwesenheit von offenen Sandbank-Ufern. Das großflächige Entstehen neuer Sandbänke – vor allem in der noch detritusreichen Zeit – führte von Jahrzehnt zu Jahrzehnt ab 1983 zuerst zu einer Verdopplung und dann weiter zu einer Verdreifachung der beobachteten Exemplare. Seit 2005 sank allerdings die Beobachtungssumme auf die Hälfte ab, wohl einerseits durch die Abnahme der neu entstandenen Schlickbänke, während die älteren die verschiedenen Sukzessionsstufen durchliefen und damit für Flussuferläufer uninteressant wurden

Rotschenkel: Diese Art zeigt deutlich die Veränderung im Stauraum an, quasi als Zeigerart. War er in bis 1982 noch recht selten, zeigte er sich ab 1983 deutlich häufiger, die Zahl stieg zwischen 1995 und 2004 sogar nochmals leicht an, seither ist aber ein leichter Rückgang zu verzeichnen. Es zeigt sich hier das Verlanden, das vermehrte Angebot an Flachwasser-Schlick-Nahrungsstellen, andererseits aber trotz des Vorhan-

denseins an Stellen zur Nahrungsaufnahme der leichte Rückgang seit der Verbesserung der Wasserqualität.

Zwergstrandläufer: Beim Zwergstrandläufer zeigt sich die Veränderung der Lebensbedingungen noch einmal sehr deutlich. War er in den ersten Jahren nach dem Einstau selten (389 Ex. bei 62 Beobachtungen) – es gab ja noch nicht viele Sandbänke, nahmen die Beobachtungszahlen in Zeiten von Sandbank- und Nahrungsüberfluss deutlich zu (auf 928 Ex. bei 118 Beobachtungen) und sinken im letzten Jahrzehnt wieder auf den Wert aus der Zeit nach dem Einstau ab (274 beobachtete Ex. bei 75 dokumentierten Sichtungen), weil die begrenzte Nahrungssituation auf der Zugrast nicht mehr zu längerem Verweilen einlädt.

Die geschilderten Entwicklungen von Artengruppen oder einzelnen Arten sind auch in Verbindung mit den benachbarten Stauseen zu sehen, die sich in ihrem Lebensraumangebot für Vögel untereinander ergänzen. Entsprechend der fortschreitenden Entwicklung aller Stauräume ändert sich auch die Verteilung der Nutzung einzelner Stauräume durch Artengruppen und Arten.

Ebenso bestehen Beziehungen zwischen Stauraum und ausgedämmten, fossilen Auen. Letztere bieten einerseits alte, strukturreiche Wälder (z.B. für Spechte), andererseits Auengewässer, die nicht unter dem Einfluss des trüben Innwassers stehen und somit für den Eisvogel bevorzugte Jagdgebiete darstellen. Von besonderer Bedeutung sind diese Auengewässer als Rückzugsgebiet für die Vögel des Stauraums in Hochwasserzeiten.

Die bisherige Entwicklung der Vogelbestände im Stauraum Ering-Frauenstein spiegelt also zwangsläufig deren strukturelle Entwicklung wider (vgl. auch LOHMANN & VOGEL 1997).

Anfangs dominierten Wasservögel, die tiefe Wasserkörper mit reichem Pflanzenwuchs nutzen konnten (z.B. Tauchenten, Blesshuhn)

Mit zunehmender Verlandung entwickelten sich Flachwasserzonen, Röhrichtbestände und Inseln die zunehmend anderen Artengruppen / Arten Lebensraum boten, während tiefere, makrophytenreiche Gewässer selten wurden. Insgesamt fanden sich mehr Arten ein, die Individuenzahlen wurden aber geringer. Der Abnahme von Tauchenten steht teilweise die Zunahme von Schwimmenten gegenüber, Limikolen nehmen zu.

Neben den strukturellen Veränderungen des Stauraums spielen für die Vogelwelt die geringeren Nährstoffeinträge eine Rolle, die sich aus dem Ausbau der kommunalen Kläranlagen ergeben haben. Dies führt grundsätzlich zu einem Nachlassen der Vogelbestände.

4.3 Amphibien

4.3.1 Datengrundlagen

Geländeerhebungen zum vorliegenden Fachbeitrag waren nicht vorgesehen. Als Grundlagen für einen Antrag wurden vorhandene Kenntnisse als ausreichend angesehen.

Diese bestehen aus:

- REICHHOLF, J. (2002): Der Niedergang der Amphibien am unteren Inn: Bilanz von 1960 bis 2000
- ASSMANN, O. & SOMMER, Y. (2004): Amphibien: „In Zustandserfassung Gewässer und Altlaufsenken in den nicht als NSG ausgewiesenen Teilen des Projektgebietes LIFE-Natur Unterer Inn mit Auen“ von Landschaft+Plan Passau, im Auftrag der Regierung von Niederbayern
- Einzeldaten von Gebietskennern

Da die Erhebungen von Aßmann & Sommer (2004) nicht die Stauräume selbst sondern nur die bayerische Aue umfassten, bestehen hier Informationsdefizite. Es erfolgt zunächst eine Zusammenfassung der Bilanz von REICHHOLF (2002) und eine Darstellung der Kartierungsergebnisse von ASSMANN & SOMMER (2004) mit einer vergleichenden Betrachtung beider Arbeiten.

Auf der Basis dieser Grundlagen und einer Analyse relevanter Wirkfaktoren sollen Auswirkungen des Betriebes des KW Ering-Frauenstein auf Amphibien dargestellt und mögliche Verbesserungen aufgezeigt werden.

REICHHOLF (2002) macht eine Rückschau über vier Jahrzehnte zu Beobachtungen von Amphibien in den Innauen und den Stauseen am unteren Inn. Dabei geht er auf die Vorkommen von Teich-, Berg- und Kammolch, Gelbbauchunke, Erdkröte, Laubfrosch, Springfrosch, Grasfrosch und Grünfröschen ein. Als Ursachen für den drastischen Rückgang aller Arten diskutiert er verschiedene Ursachen (siehe vergleichende Betrachtung).

Im Rahmen der Zustandserfassung erfolgten durch ASSMANN & SOMMER 2003/2004 Kartierungen von Amphibienvorkommen in folgenden Untersuchungsgebieten (siehe Landschaft+Plan Passau, 2004):

- Deindorfer Au
- Altwasser im nördlichen Bereich der Kirchdorfer Au
- Innauen bei Simbach
- Erlacher Au/Vorland bei Simbach
- Eringer Au
- Vorlandbereich bei Urfar bis Kraftwerk Ering
- Aufhausener Au
- Aigener-Irchinger-Eggfingener Au (oberhalb Kraftwerk)

Es fanden drei Kartierungsdurchgänge statt:

- Vollständige Kartierung der Laichgewässer, Erfassung der Frühlaicher
- Nachtdurchgang zur Erfassung rufaktiver Amphibien
- Selektiver Durchgang zur Kontrolle des Fortpflanzungserfolges der Frühlaicher sowie zur Erfassung der Spätlaicher (Gelbbauchunke, Molche).

4.3.2 Kartierungsergebnisse

Bei der Zustandserfassung 2003/2004 wurden folgende Arten nachgewiesen:

- Kammmolch (*Triturus cristatus*), FFH-RL Anh. II u. IV, RL By 2, T/S 1
- Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*), RL By V, T/S V
- Gelbbauchunke (*Bombina variegata*), FFH-RL Anh. II u. IV, RL By 2, T/S 2
- Erdkröte (*Bufo bufo*)
- Springfrosch (*Rana dalmatina*), FFH-RL Anh. IV, RL By 3, T/S 2
- Grasfrosch (*Rana temporaria*) RL By V, T/S V
- Seefrosch (*Pelophylax ridibundus*)
- Laubfrosch (*Hyla arborea*) FFH-RL Anh. IV, RL By 2, T/S 2

Zur potenziellen und/oder ehemaligen Amphibienfauna am unteren Inn zählen noch: Bergmolch (*Ichtyosaura alpestris*), Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) (nur an bewaldeten Hängen, nicht im UG), Grünfrösche (Wasserfrosch, *Rana kl. esculenta* und *Rana lessonae* (?)) sowie die Wechselkröte (*Bufo viridis*) (vgl. HEILIGENBRUNNER 1968, ASSMANN 1977, GÜNTHER 1996, REICHHOLF 2002).

Inwieweit die genannten „Grünfrösche“ vom Seefrosch verdrängt wurden (werden) lässt sich an dieser Stelle nicht belegen.

Die Wechselkröte war aus der Pockinger Heide bekannt (vgl. REICHHOLF 2002), scheint aber hier erloschen zu sein (SEGITH, F. mdl. Mitt, siehe auch Bericht zur Amphibienkartierung im Landkreis Passau 2001).

Die „Bilanz“ der Nachweise 2003/2004 sah insgesamt folgendermaßen aus:

- Seefrosch (*Pelophylax ridibundus*): 61 Nachweise, davon 6 nachweisliche Laichplätze
- Springfrosch (*Rana dalmatina*): 54 Laichplätze
- Erdkröte (*Bufo bufo*): 14 Nachweise, davon 6 Laichplätze
- Grasfrosch (*Rana temporaria*): 8 Laichplätze
- Laubfrosch (*Hyla arborea*): 6 Rufkolonien
- Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*): 4 Laichplätze
- Kammmolch (*Triturus cristatus*): 1 Laichplatz
- Gelbbauchunke (*Bombina variegata*): 1 Exemplar

Im Bereich der Eringer Au und des Vorlandbereiches bei Urfar bis KW Ering wurden nachgewiesen (in Klammer Anzahl Nachweise in/an einem Gewässer):

- Seefrosch (17)
- Springfrosch (15)
- Erdkröte (4)
- Grasfrosch (2)
- Laubfrosch (2)
- Teichmolch (1)

In der Zusammenschau gab es folgende Ergebnisse ASSMANN & SOMMER (2004):

Eringer Au

Auch die Eringer Au hat direkten Anschluss an breitere Bereiche des NSG „Unterer Inn“. Springfrosch-Laich wurde in verschiedenen Gewässern mit unterschiedlicher Häufigkeit festgestellt, außerdem selten Grasfrosch-Laich, Erdkröten, größere Bestände an rufenden Seefröschen und an einer Stelle nahe des Kraftwerkes rufende Laubfrosch-♂♂ sowie in einem neu angelegtem Tümpel in der Eringer Brenne Teichmolch-Larven. Wie in der Aufhausener und Aigener-Irchingen Au wurden hier im Zuge des Life-Projektes Stillgewässer unterschiedlicher Ausprägung neu angelegt. Teilweise werden diese neuen Gewässer vom Springfrosch gern angenommen, im größten der neuen Gewässer sind bereits Weißfische vorhanden. Die neuen Flachgewässer bei Eglsee sind Laichplatz vom bisher größten im UG nachgewiesenen Bestand des Laubfrosches.

Mit elf Vorkommen ist der überwiegende Teil der Gewässer in diesem Abschnitt „sehr bedeutsam“ für die Amphibienfauna. Darüberhinaus gibt es zwei „höchst bedeutsame“ Amphibiennachweise (Laubfrosch und Teichmolch). Nur drei der Gewässer sind lediglich „bedeutsam“.

Vorlandbereich zwischen Staustufe Ering und Urfar

Im westlichen Teil von der Staustufe Ering innabwärts ist die relativ schmale Eringer Au abgesehen vom Kirnbach arm an Gewässern. Dies zeigt sich auch an der relativ geringen Zahl von fünf Amphibienfundpunkten in diesem Abschnitt. Der gleichförmig ausgeprägte, rasch fließende Bach ist für Amphibien als Laichgewässer weitgehend ungeeignet. Neben dem Bach gibt es wenige Tümpel unterschiedlicher Größe, die Springfrosch-Laich enthielten. Außer Grasfrosch wurden entlang des Kirnbaches keine weiteren Amphibien nachgewiesen. Im nordwestlichen Teil bei Urfar gibt es dagegen ein größeres System an Altwässern. An einem größeren schilfumstandenen, offenbar ungenutzten Altwasser wurden zahlreiche Laichballen des Springfrosches beobachtet. Rufende Seefrösche wurden bei der Nachtkartierung nur im Nordwestteil festgestellt. Direkt unterhalb der Staustufe Ering wurden rufende Laubfrosch-♂♂ in einem künstlichen Gewässer (Absetzbecken?) nachgewiesen.

Das Laubfrosch-Vorkommen und ein vermutlich großes Laichvorkommen vom Springfrosch wurden als „höchst bedeutsam“ eingestuft. Alle anderen Gewässer in diesem Abschnitt mit Ausnahme des Kirnbaches sind für Amphibien „sehr bedeutsam“.

4.3.3 Vergleichende Betrachtung der Bilanz von REICHHOLF und der Zustandserfassung 2003/04

Auf Basis der Bilanz von 1960 bis 2000 von REICHHOLF (2002) und Ergebnissen der Zustandserfassung 2003/2004 erfolgte eine kurze Einschätzung der Situation in ASSMANN & SOMMER (2004):

Molche

Die geringe Anzahl der Nachweise „deckt“ sich zunächst mit den Aussagen von REICHHOLF zum drastischen Rückgang der Molche. Dabei ist hervorzuheben, dass 2003/2004 kein Nachweis des Bergmolches, der nach Reichholf einst häufigsten Art, gelang.

Allerdings weist REICHHOLF auch darauf hin, dass es innerhalb der Stauseen und auch „in den Auen selbst“ nur wenige Molchvorkommen gab („Kiesgruben- und Druckwassertümpel“).

So ist in seiner Bilanz (Tab. 1 bei REICHHOLF 2002) vor allem der Rückgang der „Molchtümpel“ im niederbayerischen Inntal, Gemeindebereich Bad Füssing, herausgestellt. Der Rückgang liegt hier im Bereich der „Forste (Ränder)“, der „Feldflur“, der Gartenteiche“ und der „Auengewässer“.

Zusätzlich weist er auf den Rückgang der Molchvorkommen in Kiesgruben durch Verfüllung, aber auch möglicherweise durch relativ hohe Nitratgehalte, hin.

Gelbbauchunke

REICHHOLF (2002): „Seit es keine neuen Kiesgruben mehr gibt ist die Gelbbauchunke bis auf kleine Restvorkommen so gut wie verschwunden.“ In den Innauen war die Gelbbauchunke wohl nie häufig.

Erdkröte

Die Erdkröte war in den 60er-Jahren außerordentlich häufig – „auch in den Gewässern des Auwaldes“. Ein starker Rückgang wird von REICHHOLF bereits in den 70er-Jahren gesehen. Dieser Rückgang hat sich bis in die 90er-Jahre noch verstärkt (s. Tab. 2 bei Reichholf 2002). Auch die Momentaufnahme der ZE 2003 zeigt relativ wenige Laichplätze und Individuenzahlen.

Laubfrosch

REICHHOLF geht am unteren Inn bei der Laubfroschhäufigkeit von 1960 gegenüber jener von 2000 „mit Sicherheit“ vom Mehrhundertfachen wenn nicht dem Tausendfachen aus.

Die bei der ZE nachgewiesenen für die Untersuchungsgebiete insgesamt wenigen Rufkolonien mit relativ geringen Individuenzahlen belegen diese Aussage deutlich.

Springfrosch

REICHHOLF (2002): „Der Springfrosch teilte sich das Inntal offenbar weitgehend mit dem Grasfrosch auf. Dieser laichte an den Kiesgruben und Weihern der Flur und des Forstes, der Springfrosch jedoch offenbar nur in den Auwald-Gewässern. Und dort wurde er auch am stärksten von den Bestandsrückgängen getroffen.“

Die Bearbeiter vermuten hier eine Unterschätzung der aktuellen Springfroschvorkommen durch REICHHOLF.

Grasfrosch

„In den Innauen habe ich ihn nie häufig“ angetroffen; im Auwald selbst höchsten gleich selten wie den Springfrosch“. „Von 40 potenziellen Laichgewässern ergaben Frühjahrsuntersuchungen 1979 nur noch fünf positive Feststellungen von (wenigen) Grasfrosch-Laichballen in den Innauen und in der vorgelagerten Flur“ (REICHHOLF 2002).

Grünfrösche

Der Seefrosch (*Rana ridibunda*) wurde erst Anfang der 70er-Jahre (REICHHOLF-RIEHM & REICHHOLF 1974) in den Stauseen sicher nachgewiesen.

Davor erfolgte keine Artentrennung. Das „Keckern“ im Quaken der Seefrösche wurde von Reichholf erst in den 70er-Jahren wahrgenommen. Davor waren jedoch schon Grünfrösche sehr häufig an den Altwässern der Innauen und in den Lagunen. Nachdem es in den 70er- und mindestens bis Mitte der 80er Jahre riesige Seefrosch-Vorkommen gab, sank nach Reichholf der Bestand bis Ende der 90er-Jahre drastisch ab. In den Momentaufnahmen der ZE 2003 kann jedoch keinesfalls mehr von nur „einzelnen“ oder „wenigen“ Tieren gesprochen werden wie REICHHOLF feststellt (2002). Eine auch in anderen Gebieten (leider) deutliche Zunahme des Seefrosches bestätigt sich offensichtlich auch am unteren Inn.

Ursachen

Als Ursache für den Niedergang der Amphibien am Unteren Inn diskutiert REICHHOLF (2002):

- Kleingewässermangel (bzw. Mangel an neu entstehenden Kleingewässern)
- Änderungen der Wasserqualität (z. B. Verockerung, Schadstoffe, Düngereinträge)
- Änderung der Sonneneinstrahlung
- Temperaturverhältnisse und Nahrungsangebot

Die Ursachen für die Relevanz dieser sicher weitgehend zutreffenden Faktoren liegen zu einem sicher nicht geringen Anteil auch an der Existenz der Stauseen und der fehlenden natürlichen Dynamik. Wahrscheinlich wären bei naturnäherer Situation keine der von Reichholf beschriebenen Massenvorkommen möglich gewesen. Aber möglicherweise wäre der Bergmolch noch in den Auen.

Auf eine weitere Gefährdung im Zusammenhang mit Stauwerken sei noch hingewiesen. Fünfjährige Untersuchungen an Braunfröschen unterhalb der Staustufe Melk (Donau, Österreich) ergaben als eindeutige Ursache eines Bestandsrückganges die Verschüttung der Tiere durch Schlamm- und Sandmassen eines Winterhochwassers. Die unnatürlich hohen Überschüttungen wirkten sich auch auf das Nahrungsangebot und die Laichgewässer negativ aus (SEIDEL 1997).“

4.3.4 **Aktuelles und potenzielles Arteninventar, Schutzstatus und naturschutzfachliche Bewertung**

Im möglichen Einwirkungsbereich der Staustufe Ering gibt es Nachweise von 6 Amphibienarten. Darüber hinaus gibt es weitere 4 potenzielle Vorkommen bzw. von einst nachgewiesenen Amphibienarten. (ASSMANN & SOMMER 2004, REICHHOLF 2002)

2003/2004 und wahrscheinlich aktuell noch vorkommende Amphibienarten sind:

- Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*)
- Grasfrosch (*Rana temporaria*)
- Springfrosch (*Rana dalmatina*)
- Seefrosch (*Pelophylax ridibundus*)
- Erdkröte (*Bufo Bufo*)
- Laubfrosch (*Hyla arborea*)

Potenzielle und aktuell fragliche Amphibienvorkommen sind:

- Kammmolch (*Triturus cristatus*)
- Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*)
- Gelbbauchunke (*Bombina variegata*)

Streng geschützt sind die Arten von Anhang IV der FFH-Richtlinie Laubfrosch und Springfrosch sowie die potenziellen Arten Kammmolch und Gelbbauchunke die in Anhang II und IV der FFH-Richtlinie enthalten sind. Darüber hinaus sind alle Arten besonders geschützt.

Insbesondere mit dem Vorkommen des Laubfrosches (Rote Liste Bayern „stark gefährdet“) und dem mehrfachen Vorkommen des Springfrosches (Rote Liste Bayern „gefährdet“) kommt dem NG in Verbindung mit den gesamten Auen des unteren Inn eine „regionale Bedeutung“ zu.

4.3.5 **Mögliche Wirkfaktoren beim Betrieb des KW Ering-Frauenstein und deren Auswirkungen auf Amphibien**

Auf Grundlage der im Kapitel 3 dargestellten Wirkfaktoren und deren standörtlichen Auswirkungen werden die für Amphibien relevanten Faktoren hier zusammengestellt. Enthalten sind auch mögliche Faktoren, die nicht direkt durch den Betrieb wirksam sind, aber als Folge darauf zurückgeführt werden können.

„Ursachen- und Wirkungsgemeinde“, die schwer zu analysieren sind, ergeben sich durch die Entwicklung in der Landwirtschaft (Einfluss von Düngern und Pestiziden), Freizeit und durch Erholung, durch Infrastrukturmaßnahmen sowie beim Klimawandel und Nährstoffeinträgen aus der Atmosphäre.

Es werden prinzipiell folgende relevante Faktoren gesehen:

- A) Verlust der Dynamik des Inn mit der Folge, dass keine „jungen“, fischarmen Stillgewässer neu entstehen; damit entstanden Defizite an Laichplätzen v.a. für Laubfrosch und Gelbbauchunke.

- B) Verlandung von Altrinnen und Tümpeln im Deichhinterland durch Grundwasserabsenkung und Sukzession führt zur Reduktion bzw. zum Verlust an Laichplätzen; betroffen davon sind alle Arten, das Ausmaß und die naturschutzfachliche Relevanz ist dabei unterschiedlich.
- C) Veränderungen beim Grundwasser: Grundwasserabsenkung im Hinterland führt zu Verlusten an Laichgewässern für alle Arten und zu Verlusten an Landlebensräumen für den hygrophilen Grasfrosch; Verminderung der Schwankungen der Grundwasserstände im Hinterland mit Verlust an Strukturvielfalt und Beschleunigung der Verlandung von Stillgewässern; negative Auswirkungen sind bei allen Arten möglich.
- D) Anbindung von Altrinnen („Redynamisierung“ für die Fischfauna) an den Inn mit Folge des Laichplatzverlustes für Amphibien.
- E) Verockerung von Gewässern bedeutet eine Beeinträchtigung bzw. ein Verlust von Laichplätzen.
- F) Überschlickung/Übersandung von Rinnen mit Tümpeln bei Hochwasser, die zum Verlust von Laichplätzen führen können.
- G) Überschlickung/Übersandung von Vorlandbereichen bei Hochwasser kann zur Zunahme eutraphenter Pflanzengesellschaften und zur Beeinträchtigung von Landlebensräumen durch eine negative Veränderung der Habitatstruktur und des Mikroklimas führen.
- H) Hoher Fischbesatz führt zu Individuenverlusten bei Larven und dem Ausfall von Laichgewässern; betroffen sind vor allem Molche und der Laubfrosch.
- I) Entstehung „neuartiger“ Laichplätze durch Verlandungslagunen und Auwaldtümpeln im Stauraum die potenziell v.a. für Erdkröte und Seefrosch als Laichplätze dienen können.

4.3.6 Einschätzungen zu den einzelnen Arten

Auf Basis der 2003/2004 im Bereich des KW Ering-Frauenstein erhobenen Amphibienvorkommen soll die Situation der einzelnen Arten dargestellt und kommentiert werden.

Teichmolch

Ein Nachweis eines Laichplatzes; Nachweis von Larven in einem angelegten Tümpel auf der Eringer Brenne; in Flachwasserzonen von Altwässern sind weitere Vorkommen möglich. Die Art muss trotzdem als selten eingestuft werden.

Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, B, C, D, E, G, H

Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Eine Förderung wäre vordringlich. Als Zielart für eine notwendige Neuschaffung von Laichgewässern sollte der Teichmolch sowie als potenzielle Molchart der Kammmolch gelten.

Laubfrosch

2 Nachweise von Rufkolonien: Angelegte Tümpel im „Biotopacker“ (01.04.2003 15 bis 20 rufende ♂♂) und Klärteich bei der Staustufe (Unterwasser; 5-10 rufende ♂♂)

Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, B, C, D, E, H

Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Die Art benötigt warme Gewässer. Ohne erhebliche Erhöhung der Fluss- und Grundwasserdynamik ist die Art nur durch gezielte Neuanlage und Pflege von Laichplätzen zu erhalten (vgl. TESTER 2001). Es wäre daher wichtig im UG mindestens ein weiteres Laichgebiet vergleichbar dem „Biotopacker“ herzustellen, um eine stabilere Metapopulation zu sichern.

Grasfrosch

3 Nachweise von Laichplätzen; Vorkommen in Altrinntümpel (Tümpelketten) mit maximal 10-20cm Wasserstand; mit 3 bzw. 5 Laichballen, nur sehr kleine Vorkommen!

Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, B, C, D, E, F, G, H

Der wahrscheinliche Rückgang bzw. die wenigen Vorkommen des Grasfrosches gegenüber dem wärmeliebenden und trockenheitsverträglicheren Springfrosch ist wahrscheinlich ein Indikator für die Austrocknung des Hinterlandes.

Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Eine Anhebung des Grundwasserspiegels und eine höhere Grundwasserdynamik würden die Situation der Laichplätze und Landlebensräume verbessern.

Erdkröte

4 Nachweise von Laichplätzen; 3 Laichplätze lagen in Altwässern, ein Laichplatz in einem angelegten Tümpel im Bereich der Eringer Brenne.

Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, B, C, E, I;

Die relativ geringen Nachweise beruhen auf dem geringen Angebot an geeigneten Gewässern. Von Dimension und Struktur geeignete Altwasserteile sind von Verockerung betroffen und frei von Amphibien (zumindest keine Fortpflanzung möglich). Zu Laichbeständen in Lagunen des Stausees fehlen Kartierungen!

Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Es sind keine speziellen Maßnahmen notwendig, die Art würde aber von der Reduktion von aufgezeigten negativen Auswirkungen profitieren.

Springfrosch

15 Nachweise von Laichplätzen; sowohl in Altwässern als auch in angelegten Kleingewässern.

Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, B, C, D, E, F, G, I (?);

Neben dem Seefrosch scheint der Springfrosch die resilienteste Amphibienart des Gebietes zu sein; er nutzt verschiedene Gewässertypen zum Laichen und profitiert möglicherweise von der Austrocknung des Hinterlandes, darüber hinaus scheint ein landesweiter Trend der Zunahme von Springfroschbeständen gegeben.

Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Es sind keine speziellen Maßnahmen notwendig, die Art würde aber von der Reduktion von aufgezeigten negativen Auswirkungen profitieren.

Seefrosch

17 Nachweise, Laichplätze, rufende Kolonien und Einzelexemplare in Altwässern, Nachweise von Larven v.a. in Tümpeln der Eringer Brenne und im neuen Weiher auf dem Biotopacker. Zur Reproduktion sucht die Art oft relativ kleine Gewässer auf.

Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: B, C, E, I;

Inwieweit der sich allgemein noch ausbreitende Seefrosch im Gebiet den Kleinen Wasserfrosch und den Wasserfrosch verdrängt hat, ist fraglich.

Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Es sind keine speziellen Maßnahmen notwendig, die Art würde aber von der Reduktion von aufgezeigten negativen Auswirkungen profitieren.

4.3.7 Bisherige Entwicklung

Arteninventar

Im Bereich des KW Ering-Frauenstein kommen aktuell 6 Amphibienarten vor. Aufgrund der aktuellen Verbreitungsbilder von Amphibien in Bayern, historischen Angaben und den anzunehmenden Standortverhältnissen, die vor wasserbaulichen Maßnahmen am Inn vorhanden waren, kann von 10 Amphibienarten ausgegangen werden, die in den Inn-Auen Vorkommen haben könnten. Die 4 Arten, die nicht mehr nachgewiesen wurden sind Bergmolch, Kammolch, Gelbbauchunke und Wechselkröte.

Entwicklung der Amphibienfauna

Relative Häufigkeiten der Arten, Populationsstrukturen und räumliche Verteilung von (Meta-) Populationen der „natürlichen“ Inn-Auen müssen konstruiert werden. Anhaltspunkte können aus Kenntnissen von noch vorhandenen Wildflusslandschaften z.B. dem Tagliamento (KLAUS et al. 2001) und der oberen Isar (KUHN 2001) sowie von früheren Aufzeichnungen von Amphibienvorkommen an der Isar (GISTL 1829) und am Lech (DÜRINGEN 1897) abgeleitet werden.

Am Tagliamento konnten z.B. ca. 60 Tümpel pro Fluss-km festgestellt werden. 2/3 aller Gewässer des aktiven Umlagerungsbereiches, darunter 50% der ephemeren Tümpel, waren von Amphibien besiedelt. 40% aller Gewässer entstanden nach Hochwasser neu (KLAUS et al. 2001). In natürlichen Auen des Flusstypes wie dem Inn sind Gewässer (und Inseln) unterschiedlichen Typus und Sukzessionsgrades mosaikartig verteilt. „Daher können Amphibien im gesamten aktiven Auenbereich günstige Bedingungen vorfinden“ (KLAUS et al. 2001). Der laterale Besiedelungsgradient vom Fluss bis hin zu isolierten Gewässern wie er sich heute an den Flüssen zeigt ist daher neu. Nach der Korrektur des Inn und nach dem Bau des KW Ering-Frauenstein kam es auch am Inn zu einer weitreichenden Veränderung der Standortverhältnisse für Laichplätze und Landlebensräume von Amphibien. Es waren (bis auf den Seefrosch) noch alle Arten vorhanden. Wahrscheinlich wurden jedoch „Massenvorkommen“ von Erdkröte, Grünfröschen und Laubfrosch (REICHHOLF 2001) erst danach möglich. Das Verbreitungsbild der Erdkröte in einer dynamischen Aue (obere Isar) weicht davon stark ab (KUHN 2001). Ein Niedergang von Molchen, Wechselkröte und Gelbbauchunke begann jedoch sicher bereits mit der Korrektur des Inn. Die Situation für die Amphibien stellt sich daher heute völlig anders dar als in einer natürlichen Auenlandschaft des Inn. Dies zeigen Vergleiche mit Untersuchungen an oberer Isar (KUHN 2001) und Tagliamento (KLAUS et al. 2001). Bedingt durch verschiedenste Ursachen grundsätzlicher Art durch Korrektur und Staustufe und den von REICHHOLF (2002) dargestellten Faktoren, die auch äußere Einflüsse umfassen, muss derzeit von einer insgesamt ungünstigen Situation für die Amphibienfauna ausgegangen werden.

Daher sind Artenschutzmaßnahmen zur Erhaltung der Artenvielfalt und zur Sicherung der Populationen bedrohter Arten notwendig.

Aktuelle Amphibienfauna im UG

Die aktuelle Situation der Amphibienfauna ist derzeit gekennzeichnet durch:

- relativ kleine und seltene Bestände von Arten bei denen aufgrund der Gewässersituation häufigere und größere Vorkommen zu erwarten wären (Grasfrosch und Erdkröte)
- sehr kleine Bestände von Arten mit besonderem Bedarf an warmen, fischfreien (fischarmen) Gewässern (Molche, Laubfrosch)
- dem Fehlen von Pionierarten (Gelbbauchunke, Wechselkröte (ausgestorben))
- der Dominanz von Seefrosch und Springfrosch

Beim Seefrosch handelt es sich wahrscheinlich um einen erst in den 70er-Jahren eingeschleppten, robusten „Ökotyp“ (?). Der Springfrosch kann als wärmeliebende und trockenheitsverträgliche sowie gegenüber seinen Laichplätzen anspruchslose Art ein „Gewinner“ der veränderten Standortverhältnisse in den Auen sein.

4.4 Reptilien

4.4.1 Datengrundlagen

Gezielte Reptilienkartierungen liegen für das UG und den unteren Inn nicht vor.

Die Nachweise und Informationen zu Reptilien resultieren aus „Beibeobachtungen“ von ASSMANN & SOMMER (2004) bei der Amphibienkartierung 2003/2004 und von Gebietskennern (SAGE, SEGIETH, RENNER).

Aussagen zu Bestandsgrößen und zum Erhaltungszustand der lokalen Populationen sind ohne gezielte Erhebungen nicht möglich.

4.4.2 Arteninventar, Schutzstatus und naturschutzfachliche Bewertung

Nach den Vorinformationen kommen im UG aktuell vor:

- | | |
|--|-------------------|
| • Blindschleiche (<i>Anguis fragilis</i>) | RLBy V |
| • Zauneidechse (<i>Lacerta agilis</i>) | FFH-RL IV; RLBy V |
| • Ringelnatter (<i>Natrix natrix</i>) | RLBy 3 |
| • Schlingnatter (<i>Coronella austriaca</i>) | FFH-RL IV, RLBy 2 |
| • Äskulapnatter (<i>Zamenis longissimus</i>) | FFH-RL IV, RLBy 1 |

Mit den 5 Reptilien ist eine für den unteren Inn vollständige, autochthone Reptilienfauna vorhanden. Lediglich die Bergeidechse (*Zootoca vivipara*) mit Vorkommen im Neuburger Wald wäre als weitere, sehr seltene Art in den Inn-Auen außerdem noch denkbar. Es gibt jedoch hier bisher keine Nachweise. Hinweise auf das Vorkommen der Kreuzotter, wie sie von Bürgern von Ering kommen (RENNER mdl. Mitt. 2014), beruhen mit Sicherheit auf Verwechslung mit Schlingnatter. Alle Reptilienarten Bayerns sind nach der Artenschutzverordnung geschützt – die FFH-Arten Zauneidechse, Schlingnatter und Äskulapnatter „streng geschützt“.

Zusammen mit dem Vorkommen der „vom Aussterben bedrohten“ (RL1) Äskulapnatter haben die Inn-Auen und das UG „regionale Bedeutung“.

4.4.3 Mögliche Wirkfaktoren beim Betrieb des KW Ering-Frauenstein und deren Auswirkungen auf Reptilien

Von den in Kapitel 3 dargestellten Wirkfaktoren und deren standörtlichen Auswirkungen sind für Reptilien relevant:

- A) Dynamikverlust führt zum Verlust von Habitatstrukturen zur Thermoregulation und zur Fortpflanzung (z. B. fehlende Getreibselhaufen, Totholz, offener Rohboden und Steinflächen).
- B) Bestandsrückgänge von Amphibien führen zu Nahrungseinbußen bei der Ringelnatter.
- C) Infrastrukturmaßnahmen (Wege, Straßen im Auenbereich) führen zu Individuenverlusten durch Kollision und Barrierewirkungen.
- D) Deiche und Uferversteinungen bieten Sekundärlebensräume, soweit ein für die Reptilien verträglicher Unterhaltungsmodus existiert.
- E) Art und Ausmaß von Pflegemaßnahmen an Deichen

4.4.4 **Einschätzungen zu den einzelnen Arten**

Blindschleichen

Vorkommen/Ansprüche: Die allgemein weit verbreitete Reptilienart hat wenig spezifische Ansprüche an ihren Lebensraum. Sie kann sowohl im lichten Auwald und dessen Rändern als auch an den Deichen mit lockeren Gehölzbeständen vorkommen.

Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: C, D, E;

Das Überfahren von Blindschleichen durch Radfahrer an den Deichen und anderen Wegen führt sicher zu Individuenverlusten. Weitere, essentielle Aussagen sind kaum möglich.

Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Für diese Art nicht gesondert relevant. Als eine Nahrungsgrundlage z.B. für die Schlingnatter sind aber hohe Bestände günstig.

Zauneidechse

Vorkommen/Ansprüche: Die Zauneidechse kann regelmäßig an Deichen, Auwaldrändern und Brennenstandorten erwartet werden. Günstige Lebensräume sind vor allem Randsituationen wie Waldrand-Offenland oder offene Flächen mit Gebüschgruppen. Besonders günstig ist auch das Vorhandensein von kleineren Rohbodenflächen in einem Vegetationsmosaik.

Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, C, D, E;

Der Verlust von durch Flussdynamik entstehenden Strukturen wird durch Lebensräume an Deichen und Waldrändern sicher kompensiert – die Art wird aber auch abhängig von geeigneten Pflegemaßnahmen.

Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Verbesserungsmöglichkeiten bestehen in einer Optimierung der Pflege von Offenlandlebensräumen (Mahdregime, Art der Mahd, Strukturelemente in der Fläche).

Ringelnatter

Vorkommen/Ansprüche: Die Ringelnatter ist vor allem an den Altwässern im Auwald zu erwarten und 2003/2004 hier häufig beobachtet worden. Die agile, wärmeliebende Art sucht jedoch auch die Deiche zum Sonnen auf. Für Ihre Ernährung ist vor allem ein guter Bestand an Amphibien notwendig. Eine weitere Voraussetzung sind geeignete Eiablageplätze in Form von verrottendem, organischem Material, welches Gärungswärme entwickelt.

Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, B, C, D, E bedingt;

Rückgang von Amphibien und Verlust an z.B. Getreibselhaufen, Totholz als Eiablageplätze dürften die wirksamsten Faktoren sein.

Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Förderung der Amphibienbestände, Anlage von Eiablageplätzen z.B. in Form von Häckselhaufen

Schlingnatter

Vorkommen/Ansprüche: Die Schlingnatter ist eine sehr versteckt lebende Art. Sie kommt in verschiedensten warmen Lebensräumen vor und benötigt dabei ein Mosaik von offenen, besonnten Flächen und Strukturen, die Deckung und Quartiere bieten. Dies ist im UG hauptsächlich auf Brennen, an Deichen und Waldrändern gegeben. Die Schlingnatter ernährt sich überwiegend von anderen Reptilien – hier sicher von Blind-schleiche und Zauneidechse.

Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, C, D, E;

Der Verlust an durch Dynamik bedingten Strukturen wird durch den Lebensraum Deich kompensiert, sofern eine verträgliche Pflege besteht.

Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Optimierung der Pflege von Deichen und Waldrändern.

Äskulapnatter

Vorkommen/Ansprüche: Die Äskulapnatter ist nach bisherigen Beobachtungen die seltenste Schlangenart des UG bzw. der Inn-Auen. Die Waldart benötigt einerseits deckungsreiche Gehölzbestände und andererseits Sonnenplätze an Waldrändern, Lichtungen und an den Deichen. Ein wesentlicher Faktor sind wie bei der Ringelnatter geeignete Eiablageplätze. Die Äskulapnatter ernährt sich vorwiegend durch Kleinsäuger und Vögel.

Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, C, D, E;

Eventuelle Verluste an Strukturen werden durch Deiche, extensivere Waldnutzung und Pflege von Brennenstandorten kompensiert.

Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Anlage von Eiablageplätzen (Zwischenlösung), Entwicklung von totholzreichen Naturwaldparzellen (Eiablageplätze), Optimierung von Pflegemaßnahmen auf Deichen und an Waldrändern (Struktureinbringung).

4.4.5 Resümee

Die derzeit vorhandenen Lebensräume im UG ermöglichen allen vorkommenden Reptilienarten die Bildung überlebensfähiger Populationen. Zu den Erhaltungszuständen der lokalen Populationen der einzelnen Arten ist an dieser Stelle jedoch keine Aussage möglich.

4.5 Fische

4.5.1 Bezug

Weitgehend natürliche und/oder naturnahe Fließgewässer sind heute in Mitteleuropa sehr selten. Vor allem an größeren Fließgewässern ist bereits ein hoher Prozentsatz der Fließstrecken durch anthropogene Maßnahmen wie Regulierungen und Kraftwerke zerstört bzw. schwer beeinträchtigt. Besonders gravierend erweisen sich diesbezüglich energiewirtschaftliche Nutzungen, die nicht zuletzt auf Grund ihrer Nachhaltigkeit aus limnologisch/fischökologischer Sicht zu tiefgreifenden Änderungen des aquatischen Lebensraumes und folglich der Lebensgemeinschaften führen (Jungwirth & Waidbacher, 1989).

Dies gilt insbesondere für den Unteren Inn. Derzeit präsentiert sich die Grenzstrecke zwischen Bayern und Oberösterreich als lückenlose Staukette. Dadurch kommt es zu Veränderungen charakteristischer Faktoren, welche die Typologie von Fließgewässern bestimmen. In Abhängigkeit von der Lage im Längsverlauf der Stau weichen nachfolgend genannte Parameter mehr oder weniger von ihrer ursprünglichen Ausprägung ab:

- Fließgeschwindigkeit
- Geschiebehaushalt
- Sedimentbeschaffenheit
- Flussmorphologie/Strukturausstattung
- Wasserstandsamplituden
- Longitudinale und laterale Vernetzung

Aus ökologischer Sicht ergeben sich weitreichende Konsequenzen. Durch die Verringerung der Fließgeschwindigkeit geht der Lebensraum vieler rheophiler Organismen verloren und es kommt zur Ablagerung großer Mengen Feinsedimente. Der Aufstau unterbricht das Flusskontinuum, unterbindet den Geschiebetrieb und führt zum Verlust ökologisch wertvoller kiesiger Flachwasserzonen. Die Veränderungen, verringerte Fließgeschwindigkeit, geändertes Sohlsubstrat und große Tiefen im Stau bieten beispielsweise vielen standorttypischen Fischarten nur mehr unzureichende Voraussetzungen, um eigenständige, ausgewogene Populationen zu erhalten. Im Stauraum ändert sich das Faunenbild gegenüber der freien Fließstrecke in charakteristischer Weise. Es findet eine Verschiebung von strömungsliebenden Arten zu solchen, welche die Schwankungen lebenswichtiger Umweltfaktoren innerhalb weiter Grenzen ertragen, statt.

Das Ausmaß der Abweichung von der ursprünglichen Situation korreliert mit der Intensität des Staueinflusses. Die Abnahme der flusstypischen Ausprägung ist innerhalb der einzelnen Stauräume in Längsrichtung vom Staubeginn (Stauwurzel) zum Kraftwerk hin zu beobachten. Daraus leitet sich aus ökologischer Sicht die besondere Bedeutung von Stauwurzelbereichen ab. Diese Abschnitte weisen noch nennenswerte flussähnliche Charakteristika wie Fließgeschwindigkeit, Wasserstandschwankungen und vergleichsweise geringe Wassertiefen auf.

Auch wenn, wie im Fall der Aufweitungsstau am Unteren Inn, durch den Aufstau großflächig aquatische Habitate entstanden sind, so zeigt sich dennoch bei näherer Betrachtung eine massive Abweichung der Habitatqualität- und -ausstattung im Vergleich zur ursprünglichen Situation. Wenn Reichholf (1998) schreibt, dass beispielsweise "... fast

80% der Gesamtstrecke des Inn im Bereich des Rückstaus der Staustufe Ering-Frauenstein sich mit Seitenarmen, Buchten und Inseln in einer Weise selbst renaturierte, dass die gegenwärtige Verteilung von Land und Wasser fast genau den ursprünglichen Verhältnissen vor der Regulierung entspricht ...“, so darf nicht übersehen werden, dass in dieser Flusslandschaft wesentliche flusstypische Parameter wie z.B. Fließgeschwindigkeit, Substrat, Wasserstandsschwankungen in keiner Weise mit der ursprünglichen Situation vergleichbar sind. Vor allem das Fehlen von Erosionsprozessen in den rückgestauten Überschwemmungsbereichen führt zu einer ständigen Veränderung dieser Areale, zumal bei großen Hochwasserereignissen das extrem schwebstoffreiche Innwasser in diese Zonen teils durch Einströmen, teils durch Rückstau gelangt. Derartige Prozesse leiten einen charakteristischen Wechsel in der Ausprägung aquatischer Habitate ein. So erklären sich u.a. auch die Veränderungen in den Biozönosen dieser, vor allem in den ersten Jahrzehnten ihres Bestehens, hochattraktiven Lebensräume. Dieser Wechsel kann sich beispielsweise in geänderten Artenverteilungen bzw. Dichten widerspiegeln.

4.5.2 Die Fischfauna

4.5.2.1 Allgemeines

Aktuelle fischökologische Untersuchungen kommen immer wieder zum Ergebnis, dass Fischartenvielfalt und Fischbestände durch unterschiedliche, meist anthropogene Eingriffe stark beeinträchtigt werden. Diese Tatsache wurde für verschiedene Fließgewässerabschnitte durch den Vergleich der historischen Artenzahlen beispielhaft bestätigt (Haidvogel & Waidbacher, 1997). Im Zuge der Bearbeitung von Gewässerrevitalisierungen, Gewässerbetreuungen, aber auch bei der Erstellung von Gewässerbewirtschaftungsplänen spielt die Entwicklung eines Leitbildes eine wichtige Rolle.

Häufig ist dabei das historische Erscheinungsbild von Fließgewässern integraler Bestandteil dieses Leitbildes, da es den anthropogen weitgehend unbeeinflussten Zustand des Gewässers zeigt. Für die Beschreibung der historischen Verhältnisse an Fließgewässern liegen zum Teil sehr unterschiedliche Unterlagen vor. Dabei ist die ehemalige Flussmorphologie oftmals mit historischem Kartenmaterial dokumentiert. Zur Beschreibung der ehemaligen biotischen Situation eines Gewässers eignet sich vor allem die Fischfauna. Fische hatten in früheren Jahrhunderten einen hohen Stellenwert für die Ernährung der Bevölkerung; die Fischerei war ein überaus wichtiger Wirtschaftsfaktor. Dies hat zur Folge, dass heute auch nichtwissenschaftliches Quellenmaterial und Literatur über Fische vorhanden sind, während Aufzeichnungen über andere Tiergruppen sowie über Gewässer- und Auenvegetation vor Ende des 19. Jahrhunderts weitgehend fehlen (Haidvogel & Waidbacher, 1997).

4.5.2.2 Die Fischfauna

Die historische Fischfauna des Inn

Für den Inn liegen aus dem unmittelbaren Untersuchungsgebiet kaum historische Datensätze bezüglich der Fischfauna vor. Im gesamten Inn wurden 31 Arten historisch belegt (vgl. Tabelle 36). Bruscek (1953) erwähnt darüber hinaus von den heimischen Ar-

ten noch Schrätzer, Frauenerfling, Russnase, Schied und Güster als im Inn-Unterlauf vor der Errichtung der Kraftwerke vorkommende Fischarten.

Der Inn war beim Eintritt in österreichisches Staatsgebiet vermutlich der Äschenregion zuzurechnen. In der Gegend von Innsbruck kamen bereits mehrere Cyprinidenarten vor. Im Bereich der Donaumündung ist das Artenspektrum mithilfe der historischen Literatur vermutlich nicht vollständig erfassbar, da hier wahrscheinlich alle Arten der Donau vorkamen.

Verschiedene Autoren gaben Details zur Verbreitung einzelner Fischarten bzw. zur Zonierung der Fischarten an (Diem, 1964; Fischereibuch Maximilians, Heller, 1871; Anonym, 1884; Mojsisovics von Mojsvar, 1897).

Im Unterlauf des Inns wurden zwischen Burghausen und Braunau Huchen, Nase, Barbe, Äsche, Forelle, Zingel, Hecht aber auch Zander, Barsch sowie als Sammelbezeichnung für mehrere nicht unterschiedene Arten „Weißfische“, genannt (Anonym, 1884). Zwischen Braunau und Donaumündung kamen keine Äschen mehr vor. Angeführt sind hier Huchen, Nase, Barbe, Forelle, Barsch, Zingel, selten Zander, Hecht, Karpfen, Aalrutte und Aitel.

Fischarten des Inns sowie in der Literatur genannte Fischarten in einzelnen Abschnitten (aus: HAIDVOGL & WAIDBACHER, 1997)

Art	Inn gesamt (OÖ&Tirol)	Inn b. Ardez (CH) bzw. Fins- termünz	Inn fluss- ab Ardez bzw. Fins- termünz	Inn bei Landeck bzw. Imst	Inn zw Landeck u. Inns- bruck	Tiroler Inn ab Inns- bruck
Neunauge	X			X		
Sterlet	X					
Äsche	X		X	X	X	
Bachforelle	X	X	X	X	X	
Huchen	X				X	
Hecht	X				X	
Aitel	X				X	
Barbe	X					
Brachse	X					
Britze	X			X		
Gründling	X					
Hasel	X					
Karausche	X					
Karpfen	X					
Laube	X					
Nase	X				X	
Nerfling	X					
Rotauge	X					
Rotfeder	X					
Schleie	X					

Steingreßling	X	
Strömer	X	
Schmerle	X	X
Steinbeißer	X	
Wels	X	
Aalrutte	X	
Flussbarsch	X	
Streber	X	
Zingel	X	
Koppe	X	X

Tabelle 36: Fischarten des Inns sowie in der Literatur genannte Fischarten in einzelnen Abschnitten (aus: HAIDVOGL & WAIDBACHER, 1997)

Fischökologisches Leitbild

Auch wenn detaillierte lokale historische Aufzeichnungen aus dem Untersuchungsgebiet fehlen, lassen sich dennoch auf Grund der eingangs dargestellten historischen Verhältnisse der flussaufliegenden Abschnitte die regionsspezifische Einordnung und die Charakterisierung der Fischartenvergesellschaftung bzw. der Lebensraumausstattung ableiten.

Historische Gewässeranalysen sind in ihrer zeitlichen Aussagekraft insofern limitiert, als vor dem 18./19. Jahrhundert kaum Aussagen zu den abiotischen und biotischen Verhältnissen an Fließgewässern vorliegen. Im vorliegenden Fall wird daher bei der Leitbilderstellung als Referenzsituation der Untere Inn im 19. Jahrhundert gewählt. Obgleich zu diesem Zeitpunkt zahlreiche Eingriffe ins Gewässersystem (lokale Stabilisierungs- und Sicherungsmaßnahmen) und im unmittelbaren Umland gegeben sind, weist der Untere Inn eine artenreiche Fischfauna mit intakten Populationen auf. Die offenen Kontinuumsverhältnisse zur Donau und die flusstypspezifische Ausprägung des Flussabschnittes ermöglichen ein Arteninventar, welches dem der Donau in etwa entspricht.

Zudem besitzt das Gewässersystem aus ökologischer Sicht noch zahlreiche heterogene Strukturen und typische Gewässerelemente. Auch die bettbildende Hochwasserdynamik ist noch voll wirksam, was vor allem den Erhalt der unterschiedlichsten Gewässerelemente betrifft. Die Analyse des Fischartenspektrums weist die historische Fischfauna des Unteren Inn als eine an die Habitatausstattung überaus hohe Anforderungen stellende Zönose aus. Von den für die heimische Flussfischfauna (Zauner & Eberstaller, 1998) definierten 16 ökologischen Gruppen sind im historischen Untersuchungsgebiet 14 Gruppen dokumentiert.

Auf Basis der hier vorweggenommenen Ergebnisse weniger Ist-Bestandsaufnahmen und der historischen Befunde ist der Untere Inn im Untersuchungsabschnitt dem Epipotamal zuzuordnen. Hyporhithrale Elemente weisen auf den faunistischen Einfluss der flussaufliegenden Abschnitte hin. Es ist anzunehmen, dass es sich hier nicht um driftbedingtes Vorkommen handelt, sondern vielmehr um „abschnittstreue“ Elemente, die auf die lokale Übergangssituation Rhithral/Potamal hinweisen. Insgesamt erfordert das ehemals im Unteren Inn vorkommende Fischartenspektrum eine hohe Vielfalt an Le-

bensräumen sowie das Vorhandensein verschiedenartigster, mit dem Hauptfluss vernetzter Nebengewässer. Analog zu den Lebensraumansprüchen der in den 14 genannten ökologischen Klassen vorgestellten Arten lässt sich ein Fließgewässersystem mit folgenden Gewässertypen ableiten:

Stark strömende Flussarme mit hoher Tiefenvarianz und reich strukturierten Uferzonen (z.B. mit Totholz)

- Mäßig durchflossene Flussarme mit hoher Tiefenvarianz
- Permanent angebundene, tiefgründige, wasserpflanzenarme Altarmsysteme
- Temporär angebundene, wasserpflanzenreiche Altarme
- Seichte, makrophytenbestandene Tümpel (Tümpelketten)
- Niveaugleich einmündende Zubringer mit feinkörnigem Sohlsubstrat

In der Analyse der historischen Flussdarstellungen im Untersuchungsgebiet zeigt sich ein verzweigter Flussabschnitt, welcher durchwegs alle oben genannte Gewässertypen beinhaltet. Da derartige Aufnahmen nur einen aktuellen Zustand dokumentieren, kann die Dauer der Anbindung bzw. die Dauer der Abtrennung von Armen (durchflossener Nebenarm versus einseitig angebundener Altarm) nicht abgeschätzt werden. Weiters ist auf Grund des Maßstabes eine quantitative Darstellung der Kleingewässer nicht möglich, was deren Anzahl sicherlich unterschätzt.

Die fischökologische Bedeutung der unterschiedlichen Gewässertypen des ursprünglichen Unteren Inn im Untersuchungsgebiet

Die Lebensraumheterogenität ermöglichte die Etablierung typischer Fischzönosen, welche sich aus den eingangs vorgestellten Faunenelementen zusammensetzen.

Auf Basis der Analyse der historischen Flussdarstellungen lassen sich nachfolgend beschriebene Habitate mit jeweils typischen Assoziationen beschreiben.

Ständig durchflossener Hauptarm

Der rasch bewegte Wasserkörper des Stromstriches ist auf Grund der abiotischen Rahmenbedingungen ein vergleichsweise lebensfeindliches Habitat für die Fischfauna. Die Instabilität des Sohlsubstrates verhindert die Entwicklung größerer Mengen von Benthosbiomassen als Nahrung. Gleichzeitig ist bedingt durch die hohe Fließgeschwindigkeit eine nennenswerte Zooplanktonproduktion auszuschließen. Auch der hydraulische Stress, der sich in diesen Bereichen ergibt, erlaubt der rheophilen Fauna keine Etablierung in größeren Dichten. Aus diesem Grund kommt vor allem den Kontaktzonen zum Untergrund und Ufer sowie allen strömungsberuhigten Bereichen entscheidende Bedeutung für den Lebensraum Hauptstrom zu. Zu letzterem gehören bei niedriger Wasserführung die tiefen Kolke, ansonsten die bei natürlicher Uferentwicklung zahlreichen Aufweitungen, kleine Buchten, Bereiche im Strömungsschatten von Schotterbänken und Mündungsbereiche von Altarmen. Kies und Schotter sind das dominierende Sohlsubstrat. Dieser Sohlkies enthält ein kleinräumiges, meist gut mit Sauerstoff versorgtes Lückenraumsystem mit enormer innerer Oberfläche, welches den überwiegenden Lebensraum für das als Fischnahrung wichtige Zoobenthos, aber auch für die Embryonalentwicklung vieler kieslaichender Fischarten darstellt. Die ausgedehnten Schot-

terbänke weisen überdies eine Zonation unterschiedlicher Überströmung auf, welche sich mit wechselnden Wasserständen jeweils im Querprofil des Strombettes verschiebt. In diesen Gradienten finden viele rheophile Arten geeignete Lebensbedingungen (Schiemer et al., 1994).

Die Gruppe von Arten, deren gesamter Lebenszyklus sich im Hauptstrom abspielt, ist hier zahlenmäßig am stärksten vertreten. Diese Arten können als „klassische“ rheophile Flussfische bezeichnet werden. Ein Großteil der donautypischen Fischarten findet sich in dieser ökologischen Gruppe rheophiler Arten wieder. Neben einer großen Anzahl von Vertretern der Familie der Karpfenartigen sticht das Vorkommen von fünf Acipenseriden ins Auge. Das Vorkommen dreier Vertreter dieser Familie ist allerdings auf Laichwanderungen aus dem Schwarzen Meer in das österreichische Donauebiet zurückzuführen. Neben der Gruppe anadromer Langstreckenwanderer sind auch rhithrale Arten anzutreffen, welche zumindest zur Fortpflanzung in klare, sommerkalte, sauerstoffreiche Zubringer der Forellen- oder Äschenregion ziehen (z.B. Äsche, Huchen). Demgegenüber spielt sich der Lebenszyklus der Cypriniden und Perciden dieser Gruppenvertreter im Hauptstrom ab (z.B. *Chondrostoma nasus*, *Barbus barbus*, *Rutilus pigus virgo*, Zingelstreber, *Gobio uranoscopus* etc.). Für ihre Jugendentwicklung sind sie je nach Art und Lebensstadium an unterschiedliche Uferzonen gebunden. Vor allem Flachwasserzonen, welche bei wechselnden Wasserständen einen Gradienten von Strömungsgeschwindigkeit und Nahrungsangebot darbieten, stellen wertvolle Reproduktions- und Brutareale dar. Diese Flachwasserareale sind vor allem im Hauptarm natürlicher Ausprägung besonders großflächig vorhanden.

Nebenarm

Furkationssysteme sind u.a. durch die Aufzweigung des Flussbettes in einzelne durchflossene Arme charakterisiert. Neben meist einem Hauptarm werden innerhalb des Abflussprofils Nebenarme mit geringeren Wassermengen dotiert. Diese Nebenarme sind oft über Furten oberstromig mit dem Hauptarm verbunden. Bei geringen Abflüssen (während herbstlicher Niederwasserphasen) kann diese Verbindung zum Hauptarm unterbunden werden, was eine Umwandlung in einen unterstromig angebotenen Altarm mit sich bringt. Hinsichtlich der abiotischen Rahmenbedingungen unterscheiden sich Nebenarme vom Hauptarm durch geringere Fließgeschwindigkeiten, höheren Anteilen von feinkörnigen Substratsfraktionen und relativ stabilen Sohlverhältnissen sowie reich strukturierten Uferzonen.

Innerhalb der Gruppe rheophiler Fische, deren gesamter Lebenszyklus sich im Hauptfluss abspielt, bevorzugen einige Arten (*Acipenser ruthenus*, *Zingel zingel*, *Gymnocephalus schrätzler*, *Vimba vimba*, *Abramis sapa*) mäßig strömende Abschnitte. Diese sind vorwiegend in den beschriebenen Nebenarmen anzutreffen. Der variable Abfluss bewirkt vor allem in diesem Habitattyp saisonal starke Schwankungen in Bezug auf die Fließgeschwindigkeit. Somit kommt insbesondere der heterogenen Uferausformung eminente Bedeutung zu, da vor allem auch eine Vielzahl strömungsindifferenter Arten in diesem Habitattyp anzutreffen ist. Neben den klassischen Ubiquisten wie *Abramis brama*, *Rutilus rutilus*, *Leuciscus cephalus*, *Alburnus alburnus* finden sich auch Arten wie *Leuciscus idus*, *Stizostedion lucioperca* und *Aspius aspius*. Aber auch Juvenile der klassischen Rheophilen und kleinwüchsige rheophile Arten (Gattung *Gobio*) sind hier

gehäuft anzutreffen, da diese Arme besonders in ihren Uferzonen wertvolle Refugialhabitate bieten.

Permanent angebundene Altarme

Altarme entstehen meist durch sukzessives Verlanden der Einströmbereiche von Nebenarmen. Die Verlandungen ergeben sich meist auf Grund von Schotterablagerungen in den Furten bzw. auf Grund von Totholzakkumulationen, welche eine Abtrennung vom Hauptstrom bewirken. Je nach Höhenlage der abgetrennten Oberwasserverbindung sind diese Altarme mehr oder minder häufig durchströmt. Infolge von Erosionsprozessen während entsprechender Hochwasserereignisse sind sie meist tief und weisen zum Teil steile Ufer auf. Offene Altarme sind die Vorfluter und Abflussrinnen für das nach Überschwemmungen abfließende Wasser bzw. bei sinkenden Wasserständen aus dem Schotterkörper der Alluvialflächen austretende Grundwasser. In diesem Gewässertyp kommt es daher weder zu größeren Feinsedimentauflagen noch zu großflächiger Makrophytenbesiedlung. Während längerer Stagnationszeiten kann sich jedoch reichlich Plankton entwickeln, welches in den Strom ausgetragen wird und dort speziell in strömungsberuhigten Bereichen der benthischen Biozönose, aber auch vielen Jungfischen direkt als Nahrung zur Verfügung steht.

Die offenen Altarme sind Lebensraum einer strömungsindifferenten Fischgemeinschaft und darüber hinaus Nahrungsrevier und Winterstand für viele Flussfischarten (Schiemer et al., 1994). Neben rheophilen Arten, deren gesamter Lebenszyklus sich im Hauptstrom abspielt, diese Altarme aber auch periodisch aufsuchen, benötigt ein Teil von Rheophilen diese offenen, vernetzte Altarme für einzelne Stadien innerhalb ihres Lebenszyklus (*Abramis ballerus*). Eine Vielzahl strömungsindifferenten Arten dominiert dieses System. Arten wie *Abramis brama*, *Blicca björkna*, *Rutilus rutilus*, *Alburnus alburnus*, *Perca fluviatilis*, *Gymnocephalus cernua*, *Esox lucius*, *Aspius aspius* und *Cyprinus carpio* sind hier als Charakterarten anzuführen.

Temporär angebundene Altarme. Auweiher

Kommt es zur unterstromigen Abtrennung von Altarmen, so ist die Konnektivität zum Hauptstrom nur mehr periodisch gegeben. Nur bei flächiger Überflutung im Zuge von Hochwasserereignissen besteht eine Verbindung zu den anderen Wasserkörpern. Infolge des unterbrochenen Abflusses kommt es durch Schwebstoffeintrag bei Überflutungen und/oder autochthoner Produktion zu zunehmenden Feinsedimentablagerungen und einer fortschreitenden Verlandung. In diesen Altarmen können sich eine reiche Unterwasservegetation sowie an flacheren Ufern eine entsprechende zonierte Ufervegetation ausbilden. Diese sommerwarmen, produktiven und pflanzenreichen Stillwässer beherbergen eine Fischassoziation, welche sich von der offeneren Altarmsysteme unterscheidet. Ähnlich wie im offenen Altarm wird auch dieser Habitattyp von einer durchaus sehr artenreichen Fischfauna besiedelt. Die Gemeinsamkeit beider Systeme besteht in der Dominanz strömungsindifferenten Arten; die Unterschiedlichkeit beider Habitattypen besteht darin, dass es in den geschlossenen Systemen zu einer Verlagerung hin zu stagnophilen Arten kommt. Während in den offenen Systemen durchaus rheophile Elemente anzutreffen sind, fehlen diese hier grundsätzlich. Arten, welche auf die reich strukturierte Ufer- und Unterwasservegetation angewiesen sind (Krautlaicher), finden vor allem in diesem Habitattyp adäquate Lebensräume. Zu diesen stagnophilen Arten

zählen u.a. *Scardinius erythrophthalmus*, *Carassius carassius* und *Leucaspius delineatus*.

Tümpelketten, Autümpel

Mit sukzessiver Verlandung, welche sich primär in Flächen- und Tiefenreduktion der Gewässer niederschlägt, ändert sich auch die Fischartenassoziation. Dieser Sukzessionsprozess ermöglicht ein Nebeneinander von Gewässern unterschiedlichen „Reifegrades“, welche auch in Hinblick auf die Fischbesiedlung eine jeweils sehr charakteristische Ausprägung aufweisen. Ausschließlich limnophile Arten beheimaten im letzten Stadium die kleinen stark verlandeten Augewässer, welche eine typische Sumpfvegetation aufweisen. Die sukzessive Verlandung bedingt auch eine Änderung vieler abiotischer Parameter. Faktoren wie: Beschattung, Sauerstoffgehalt, Wassertemperatur weisen durchwegs „extremere“ Ausprägung auf. Daraus resultiert u.a. auch eine artenärmere Fischzönose, welche von Spezialisten geprägt wird. An diese Verhältnisse sind nur wenige Arten angepasst, wobei an extremen Standorten zeitweises Austrocknen des Gewässers von einigen Arten (*Misgurnus fossilis*, *Carassius auratus gibelio*, *Umbra krameri*) toleriert wird.

Erreicht ein Autümpel ein derart reifes Stadium, sodass eine Besiedlung mit Fischen nicht mehr möglich ist, kommt diesen fischfreien Klein- und Kleinstgewässern eine wichtige Rolle als Amphibienhabitat zu.

Überschwemmungsflächen

Schließlich sei auch noch auf die Bedeutung der Inundationsflächen selbst hingewiesen. Sie stellen für die Reproduktionsphase und in weiterer Folge für die Larval- und Jungfischphase etlicher Fischarten (z.B. *Cyprinus carpio*, *Esox lucius*) bedeutende Zonen dar. Auf diesen großen, seichten Flächen liegen bereits im Frühjahr hohe Wassertemperaturen vor, was einerseits die Reproduktionsmöglichkeiten positiv beeinflusst, andererseits die Produktion von Nahrung stark fördert. So kann dieses riesige Nahrungsreservoir entweder direkt (Weidegang vor allem von Jungfischen) oder indirekt (Ankurbelung der Planktonproduktion) genutzt werden. Untersuchungen an der Rumänischen Donau haben beispielsweise sehr deutlich den Zusammenhang zwischen Größe der Überschwemmungsfläche, Dauer der jährlichen Überflutung einerseits und dem fischereilichen Ertrag der jeweiligen Folgejahre andererseits gezeigt (Schiemer et al., 1994).

Die fischökologische Situation seit Stauerrichtung

Aktueller fischökologischer Wissensstand

Der Untere Inn ist auf Grund seiner naturräumlichen Gegebenheiten aus ökologischer Sicht von überregionaler Bedeutung. Dies spiegelt sich auch u.a. in der Nominierung und Festlegung entsprechender Schutzgebiete (Naturschutzgebiet, Ramsarschutzgebiet, Natura 2000) wider. Dabei wurde der hohe ökologische Wert primär mit vegetationsökologischen und ornithologischen Datensätzen begründet. Für die Ausweisung bzw. Nominierung dieses Gebietes sind daher kaum limnologische Datensätze eingeflossen. Dies erklärt sich aus dem vergleichsweise geringen Kenntnisstand bezüglich

der limnologischen Verhältnisse des Unteren Inn. So liegen aus dem Flussabschnitt Salzachmündung bis Mündung in die Donau nur fragmentarische fischökologische Daten vor, welche nur sehr kleinräumige Bereiche abdecken. Dies lässt sich u.a. in der bis dato unvollständigen Fischartenliste des Unteren Inn erkennen.

Im gegenständlichen Abschnitt wurden im Zusammenhang mit speziellen Fragestellungen einige kleinräumige Erhebungen (KELLER & VORDERMEIER, 1994; STEINHÖRSTER, 1998) durchgeführt. Im Rahmen der Erhebungen im Zusammenhang mit der Bewertung des ökologischen Zustandes im Sinne der EU-WRRL wurden in letzten 10 Jahren in einigen Teilbereichen, wie auch im Stauraum Ering-Frauenstein, fischökologische Erhebungen durchgeführt. Im Stauraum Schärading/Neuhaus wurde im Rahmen des Life-Projektes "Unterer Inn mit Auen" 1999 (Zauner et al., 2001) in einer durchaus umfassenden fischökologischen Studie der Status quo im Stauraum und in einem mit dem den Stauraum vernetztem Ausystem (Reichersberger Au) dokumentiert. Mangels entsprechender Datensätze aus dem Stauraum Ering-Frauenstein wird in den anschließenden Ausführungen auf Datensätze oben genannte Studie Bezug genommen, da die systemaren Verhältnisse beider Stauhaltungen durchaus miteinander vergleichbar sind.

Artenspektrum

Die Analyse des historischen Fischartenspektrums des Unteren Inn weist für diesen Flussabschnitt ein sehr hohes Artenspektrum aus. Dieses ist durchaus mit dem der Donau vergleichbar, zumal in den historischen Aufzeichnungen oftmals Kleinfischarten nicht angeführt sind. In unten angeführter Tabelle werden die in den letzten 15 Jahren nachgewiesenen Arten im Längsverlauf von Braunau/Simbach bis zur Mündung in Passau gelistet.

Vorkommen von Fischarten in den Stauhaltungen am Unteren Inn

Stauraum		Ering- Frauen- stein	Egelfing- Oberberg	Schärading- Neuhaus	Passau - Ingling	Mündungs- bereich
Ukr. Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	x	x	x	x	x
Bachforelle	<i>Salmo trutta</i>	x	x	x	x	x
Bachsaibling	<i>Salvelinus fontinalis</i>	x		x		x
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	x		x		
Regenbogen-forelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	x		x	x	x
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	x	x	x		
Rainanke	<i>Coregonus sp.</i>	x				
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	x	x	x	x	x
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	x	x	x	x	x
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	x	x	x		
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	x		x		x
Brachse	<i>Abramis brama</i>	x	x	x	x	x
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	x		x		x

Frauennerfling	<i>Rutilus virgo</i>	x				
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	x	x		x	x
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	x	x	x	x	x
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>	x	x	x	x	x
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	x	x	x	x	x
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	x		x	x	x
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	x	x	x	x	x
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	x	x	x	x	x
Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	x	x	x	x	x
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	x	x	x	x	x
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	x	x	x	x	
Rußnase	<i>Vimba vimba</i>			x	x	
Schied	<i>Aspius aspius</i>	x	x	x	x	x
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	x	x	x		
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	x	x	x	x	x
Weißflossengründling	<i>Gobio albipinnatus</i>	x	x	x	x	x
Zobel	<i>Ballerus sapa</i>				x	x
Zope	<i>Ballerus ballerus</i>				x	
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	x	x	x	x	x
Donaukaulbarsch	<i>Gymnocephalus baloni</i>				x	
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	x	x	x	x	x
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	x	x	x	x	x
Schrätzer	<i>Gymnocephalus schraetser</i>				x	x
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	x	x	x	x	x
Zingel	<i>Zingel zingel</i>					x
Hecht	<i>Esox lucius</i>	x	x	x	x	x
Aalrutte	<i>Lota lota</i>	x	x	x	x	x
Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	x	x	x	x	x
Kesslergrundel	<i>Ponticola kessleri</i>				x	
Schwarzmaulgrundel	<i>Neogobius melanostomus</i>	x				x
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	x	x			
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	x	x	x	x	x
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	x		x	x	x
Wels	<i>Silurus glanis</i>	x			x	x
Arten gesamt (heimisch)		40 (33)	29 (26)	35 (30)	35 (31)	36 (30)

Tabelle 37: Vorkommen von Fischarten in den Stauhaltungen am Unteren Inn

Für das Untersuchungsgebiet werden 40 Arten nachgewiesen (Tabelle 37). Darunter finden sich sieben Arten, welche nicht als Elemente der autochthonen Fauna anzusprechen sind. Diese Exoten sind Aal, Bachsaibling, Regenbogenforelle, Blaubandbärbling, Dreistacheliger Stichling, Schwarzmaulgrundel und Sonnenbarsch. So verbleiben insgesamt 33 autochthone Fischarten im Untersuchungsgebiet. Das Fehlen der übrigen historisch dokumentierten Arten ist auf unterschiedliche Gründe zurückzuführen. Die

meisten der heute abwesenden Arten können als „klassische“ Donauarten bezeichnet werden. Ihr Hauptverbreitungsgebiet ist die Donau und deren große Zubringersysteme. So sind beispielsweise die fehlenden Arten wie Sterlet, Zobel, Zingel und Streber im ca. 50 km weiter flussab liegenden Donaustauraum Jochenstein nach wie vor anzutreffen. Die Staustufen Ingling, Schärding-Neuhaus und Eglfing-Obernberg verhindern Migrationen von Individuen aus den Donaupopulationen in das Untersuchungsgebiet. Ein weiterer Grund für das Verschwinden einiger Arten ist mit der aktuellen Lebensraumausstattung begründet. So fehlen für den Steinbeisser, aber auch für den Steingreßling und den Strömer geeignete Habitats, um eigenständige Populationen aufrecht zu erhalten.

Annähernd die Hälfte der im Untersuchungsgebiet dokumentierten Fischarten wird auf der Roten Liste Bayerns ein Gefährdungsstatus zuerkannt. Die von der EU 1992 verabschiedete Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH) nennt als Hauptziel die Erhaltung der biologischen Vielfalt. Zur Wiederherstellung oder Wahrung eines günstigen Erhaltungszustandes der natürlichen Lebensräume und der Arten von gemeinschaftlichem Interesse wurde am Unteren Inn das FFH-Gebiet „Salzach und Unterer Inn“ (7744-371)“ nominiert. Nachfolgend wird kurz auf die aquatischen Schutzgüter dieses Gebietes eingegangen.

Bestand der Fischarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie

Im Standarddatenbogen sind die folgenden 5 Fischarten gelistet:

- Koppe (*Cottus gobio*)
- Huchen (*Hucho hucho*)
- Strömer (*Leuciscus souffia*)
- Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*)
- Bitterling (*Rhodeus sericeus amarus*)

Der Erhaltungszustand dieser Arten ist im Standarddatenbogen durchwegs mit ungünstig (C) eingestuft. Diese Einstufung wird anhand der vorliegenden aktuellen Daten bestätigt. Der Strömer ist im Gebiet ausgestorben. Die Datenlage zum Schlammpeitzger ist unzureichend bzw. veraltet. Falls Bestände erhalten sind, so sind diese wahrscheinlich klein und stark isoliert. Der Bitterling kommt am Inn verbreitet aber selten vor, an der Salzach ist die Datenlage aus Nebengewässern ebenfalls unzureichend. Die Koppe kommt verbreitet vor, an der Salzach durchaus in günstigen Bestandsdichten. Vorkommen des Huchens sind hingegen weitgehend auf Besatzmaßnahmen zurück zu führen, von einem reproduktiven, sich selbst erhaltenden Bestand kann derzeit nicht ausgegangen werden.

Neben diesen im Standarddatenbogen nachgewiesenen Anhang II Arten liegen weiters von den folgenden 6 Anhang II Schutzgütern repräsentative Vorkommen im Gebiet vor.

- Schied, Rapfen (*Aspius aspius*)
- Ukrainisches Bachneunauge (*Eudontomyzon mariae*)
- Weißflossengründling (*Gobio albipinnatus*)
- Donaukaulbarsch (*Gymnocephalus baloni*)
- Schrätzer (*Gymnocephalus schraetser*)
- Frauennerfling (*Rutilus pigus virgo*)

Davon sind Neunauge, Donaukaulbarsch, Schrätzer und Frauenerflingen nur am Unteren Inn erhalten und auch dort nur in kleinen Teilbereichen nachgewiesen. Der Weißflossengründling kommt verbreitet, aber in geringen Bestandsdichten vor. Der Schied ist am Unteren Inn verbreitet und dringt nur im rückgestauten Mündungsbereich bis in die Salzach vor.

Artenvergesellschaftung

Exkurs in Bezug auf die Auswirkungen der Veränderung der Lebensraumverhältnisse

Während die Regulierungsmaßnahmen des 19. Jahrhunderts eine drastische Reduktion des Vernetzungsgrades von Fluss und Augewässer zur Folge hatten, fand in den Vierziger- und Sechziger-Jahren dieses Jahrhunderts mit Errichtung der Flusskraftwerke ein grundlegender Wandel der abiotischen Charakteristik des Unteren Inn statt. Das "freie Fließen" ist das wesentlichste Kriterium in der flusstypischen Dynamik und somit Motor für die Entwicklung und das Weiterbestehen intakter Fischgesellschaften. Mit der Errichtung der Stauhaltungen entstanden völlig neuartige ökologische Bedingungen, die entscheidende Auswirkungen auf die gesamte aquatische Fauna haben. Auf Grund der verringerten Fließgeschwindigkeit ändern sich die Substratverhältnisse. In vielen Bereichen wird großflächig Schlamm abgelagert, wobei der Schotter, der das natürliche Substrat des Inn bildet, bis zu mehreren Metern überdeckt wird.

Diese neuen Faktoren, verringerte Fließgeschwindigkeit, geändertes Substrat und große Tiefen im Stau bieten vielen standorttypischen Fischarten nur mehr unzureichende Voraussetzungen, um eigenständige, ausgewogene Populationen zu erhalten. In den Stauräumen ändert sich das Faunenbild gegenüber der freien Fließstrecke in charakteristischer Weise: So findet eine Verschiebung von den strömungsliebenden, standorttypischen Arten (z.B. Huchen, Äsche, Frauenerfling etc.) zu solchen, welche die Schwankungen lebenswichtiger Umweltfaktoren innerhalb weiter Grenzen ertragen (z.B. Aitel, Brachse, Rotaugen etc.), statt. Diese Veränderungen sind beispielsweise für die Donau dokumentiert, welche auch mit dem Inn vergleichbar ist (Abbildung 11).

Diese Verschiebung ist auch innerhalb der einzelnen Stauräume in Längsrichtung vom Staubeginn (Stauwurzel) zum Kraftwerk hin zu beobachten. Dabei kommt den Stauwurzelbereichen besondere Bedeutung zu. Diese Abschnitte weisen noch nennenswerte flussähnliche Charakteristika wie Strömung, Wasserstandsschwankungen und vergleichsweise geringe Wassertiefen auf.

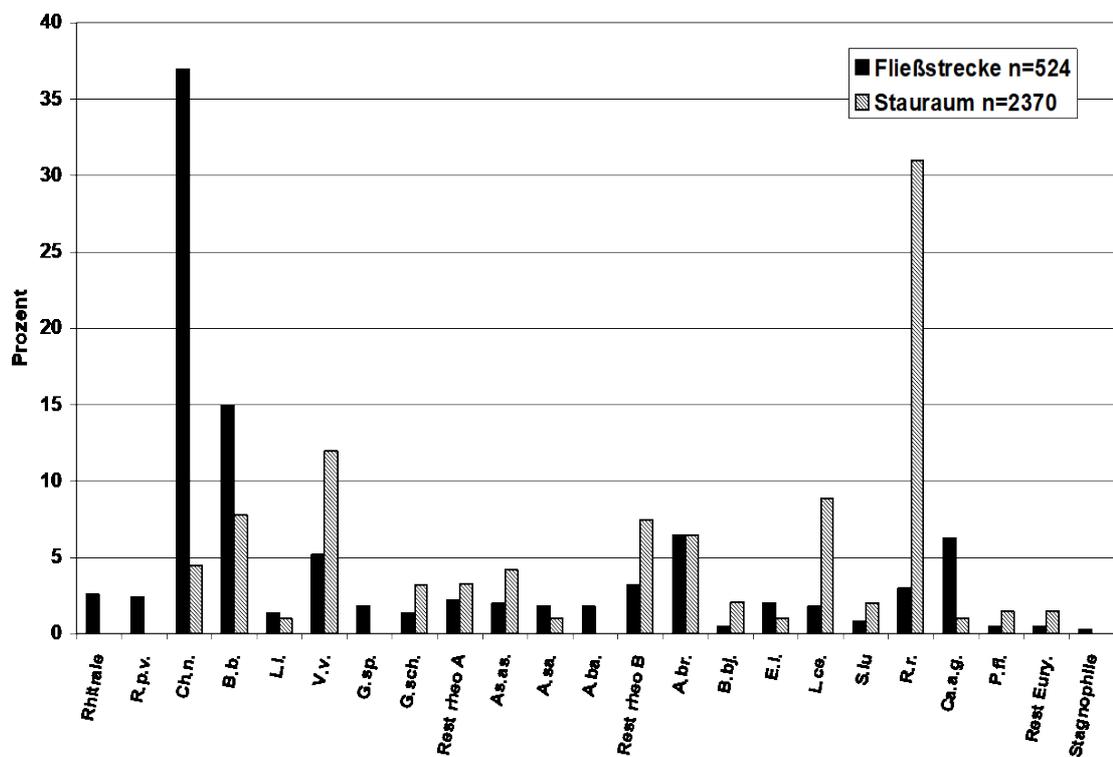


Abbildung 11: Vergleich der Artenassoziation eines gestauten und ungestauten Donaublichschnittes aus: WAIDBACHER, 1989

Artenverteilung in einer Stauhaltung am Unteren Inn aufgezeigt am Beispiel der Stauwurzel des KW Schärding-Neuhaus

Im vorangegangenen Kapitel wurde kurz auf die fischökologischen Konsequenzen von Stauhaltungen kurz eingegangen. Dabei werden die Veränderungen in der Artenvergesellschaftung der Fischfauna des Hauptarmes dargestellt. Dieser charakteristische Wandel in der Fischassoziation von rheophilen Elementen hin zu strömungsindifferenten, ubiquitären Arten gilt auch für die Stauhaltungen des Unteren Inn. Im erkennbar; in Ermangelung verfügbarer und vergleichbarer Daten aus dem Stauraum Ering-Frauenstein werden entsprechende Daten aus dem Stauraum Schärding-Neuhaus dargestellt und diskutiert. Berücksichtigt man, dass die in Abbildung 2 dargestellte Assoziation die Situation des Stauwurzelbereichs widerspiegelt, so kann insbesondere für diesen Stauraum ein gravierender Wechsel in der Fischvergesellschaftung abgeleitet werden, zumal der Stauwurzelabschnitt die flussähnlichsten Charakteristika aufweist und somit am ehesten ursprüngliche Assoziationen zu erwarten sind.

Die aktuelle Artenverteilung wird von strömungsindifferenten, ubiquitären Arten bestimmt. Sieht man von der dominierenden Laube ab, stechen vor allem Brachse, Aitel, Güster und Hasel innerhalb dieser Gruppe ins Auge. Unter den Rheophilen nimmt die Nase mit über 6 % den höchsten Anteil ein. Beinahe 5 % macht der Anteil der Bachforelle aus. Sie wird durch Besatz über die Zubringersysteme stark gefördert. Einen nennenswerten Anteil unter den Rheophilen nimmt weiters die Äsche ein. Regenbogenforelle, Rotaugen, Flussbarsch und Aal zählen in etwa gleichverteilt ebenso zu den Hauptarten. Ehemals das System prägende Arten wie Barbe, Huchen, Schied, Blaunase und diverse Kleinfischarten sind nur in geringen Anteilen vertreten und spiegeln somit die Veränderungen der aquatischen Habitate wider.

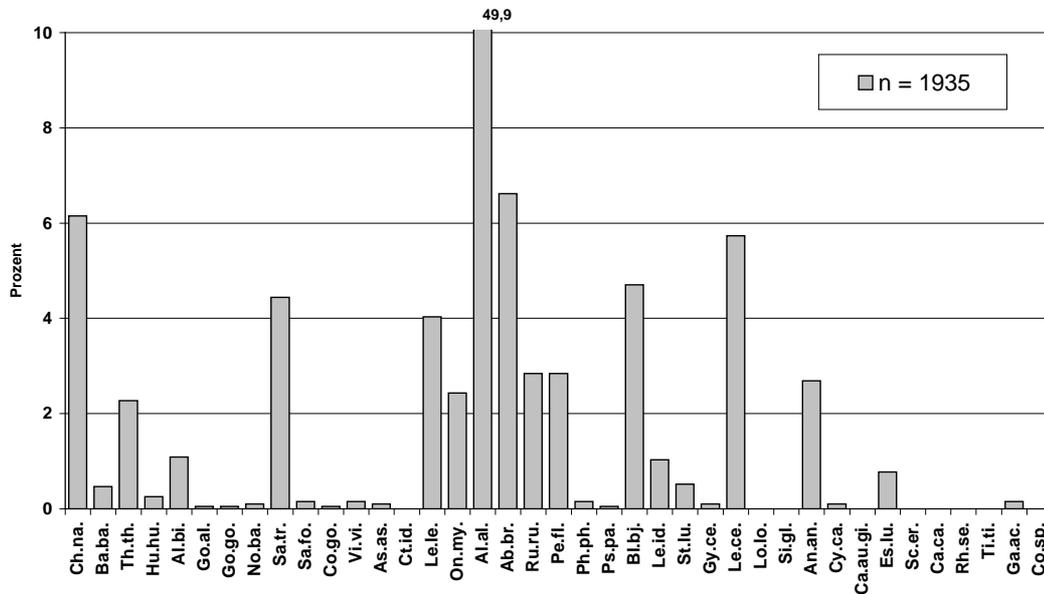


Abbildung 12: Artenverteilung im Stauwurzelbereich des KW Schärching-Neuhaus am Inn

Zusammenfassend lässt sich die Assoziation in der Stauwurzel wie folgt beschreiben: Verglichen mit leitbildkonformen Assoziationen im Epipotamal, in denen rheophile Elemente wie Nase und Barbe dominieren, setzt sich die aktuelle Fischartenassoziation aus durchwegs strömungsindifferenten, ubiquitären Arten zusammen. Die abiotischen, flussähnlichen Faktoren der Stauwurzel in Form von Fließgeschwindigkeit und schottrigem Sohls substrat schlagen sich in nennenswerten Anteilen Rheophiler nieder. Eine Vielzahl an standorttypischen Arten ist nach wie vor nachzuweisen; ihre Anteile sind allerdings zum Teil sehr gering.

Artenverteilung im Gewässersystem der Reichersberger Au (ähnlich wie in den Gewässerteilen der Mühlau)

Im Zuge von Erhebungen an vier Terminen wurden 12.781 Fische im Augewässersystem gefangen, bestimmt und vermessen. Ohne Berücksichtigung lokaler Besonderheiten und Abgrenzungen ist die Gesamtverteilung dieser Individuen in nachfolgender Grafik (Abbildung 3) dargestellt.

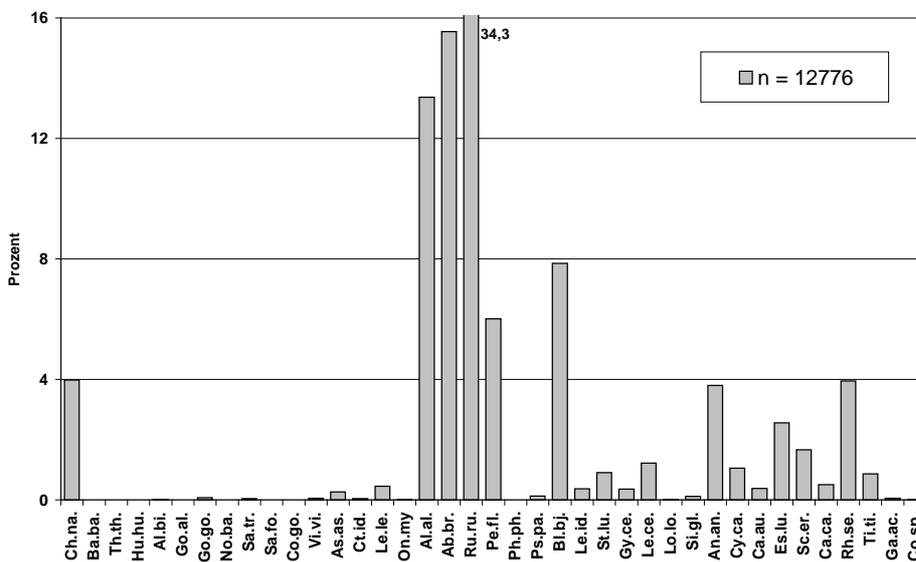


Abbildung 13: Gesamtfischartenverteilung in der Reichersberger Au zu allen vier Terminen

Die mit Abstand häufigste Art im Augewässersystem von Reichersberg ist das Rotauge. Es dominiert mit Abstand die Arten der Fischassoziation. Mit Brachse und Laube folgen zwei weitere Vertreter der ökologischen Gruppe strömungsindifferenter Arten, welche bezüglich der Fließgeschwindigkeit am Laichplatz unspezifische Ansprüche stellen. Diese drei Arten machen mehr als 60 % der gesamten Assoziation aus. Zählt man die Anteile der weiteren Vertreter aus der ökologischen Klassen „indifferent/euryopar“ dazu, bildet diese Klasse 80 % der Gesamtassoziation. Erwartungsgemäß sind Rheophile kaum anzutreffen. Umso mehr überrascht der 4 %ige Anteil der Nase. Diese Art findet sich zu allen Untersuchungsterminen in gleichbleibenden Anteilen im Gewässersystem der Au. In Abhängigkeit von der topographischen Situation ist sie unterschiedlich stark präsent. Typische Arten, welche obligatorisch an stehende Gewässer gebunden sind, sei es auf Grund ihrer generellen Strömungspräferenz oder auf Grund der Laichansprüche, finden sich mit ca. 15 % im Gesamtsystem der Au. Bitterling und Hecht sind in dieser Gruppe die Hauptvertreter. Zusammenfassend lässt sich die aktuelle Artenzusammensetzung wie folgt beurteilen:

Das Altarmsystem der Reichersberger Au dominieren indifferente Arten, wie Rotauge, Brachse, Laube, Güster und Flussbarsch. Ihr hoher Anteil mit 80 % erklärt sich mit den Lebensraumbedingungen. Arten mit spezifischen Ansprüchen sind in vergleichsweise geringen Anteilen vertreten. Die Vernetzung zum Inn zeigt sich im Anteil der Nase, welche in beinahe allen Teilbereichen des Augewässersystems anzutreffen ist. Die Vertreter der stagnophilen Fauna wie Bitterling, Hecht, Rotfeder und Schleie finden sich durchwegs in allen Teilbereichen; vermehrt sind sie in strukturreichen, kleinräumigen Teillebensräumen belegbar.

Die Analyse der Verteilungsmuster im saisonalen Verlauf zeigt vergleichsweise hohe Konstanz der Faunenbilder.

Natürliche Augewässersysteme zeichnen sich grundsätzlich durch hohe Diversität an Gewässertypen aus. Dies spiegelt sich auch in zum Teil sehr unterschiedlichen Faunenassoziationen wider. Das Augewässersystem von Reichersberg weist mittlerweile relativ homogene Verhältnisse auf. Nichtsdestotrotz sind auch hier Unterschiede einzelner Teilbereiche erkennbar.

Dies gilt ebenso für die „Hinterlandgewässer“ im Stauraum Ering-Frauenstein. Wie am rechten Ufer in der Hagenauer Bucht sind auch hier nach wie vor großflächige Gewässerlebensräume vorhanden. Die Ähnlichkeit der Reichersberger Au mit den hinter dem Leitwerk liegenden Gewässern des Stauraumes Ering-Frauenstein besteht vor allem in den bereits sehr weit fortgeschrittenen Verlandungen, welche seit Errichtung beide Stauhaltungen prägen. Waren nach Stauerrichtung tiefgründige, sichtige, makrophytenreiche, altarmähnliche Systeme typisch für beide Stauhaltungen, kam es mit fortschreitender Verlandung zu massiven systemaren Veränderungen, welche weitreichende Konsequenzen für die aquatische Fauna hatten.

Derartige morphologische Prozesse induzieren insbesondere in den Fischzönosen starke Veränderungen. Der Wandel lebensraumbestimmender Parameter wirkt sich bei Fischen insofern drastisch aus, da neben den Komponenten, welche die Produktivität bestimmen, vor allem die Habitatverfügbarkeit schnell limitierend wirkt. So ist es nicht verwunderlich, dass ein ehemals von hohen Fischdichten bestimmtes Gewässersystem ak-

tuell nur mehr vergleichsweise geringe Dichten aufweist; mit dieser Dichtereduktion geht auch die kontinuierliche Sukzession der Zönosen einher; Arten mit komplexen Habitatseinnischungen werden von Arten mit ubiquitären Ansprüchen zurückgedrängt bzw. abgelöst.

4.6 Tagfalter

4.6.1 Bereiche innerhalb der Dämme (Schilfgebiete und Weichholzaue)

4.6.1.1 Schilfbestände

Ohne Zweifel gehören die Schilfbestände und damit die schilfbewohnenden Schmetterlingsarten, überwiegend Eulen (*Noctuidae*), (noch) zu den Gewinnern. So konnten alle in Südostbayern in jüngerer Zeit nachgewiesenen „Schilfeulen“ (RUCKDESCHEL, 2011) auch am Unteren Inn gefunden werden (SAGE, 1996). Einige Arten wie Ried-Weißstriemeneule (*Simyra albovenosa*) (RL 1) und Röhrichteule (*Phragmatiphila nexa*) (RL 3) sogar nur hier. Weitere für die „Schilfwälder“ des Unteren Inn typische Arten sind Spitzflügel-Graseule (*Mythimna straminea*) (RL V), Zweipunkt-Schilfeule (*Lenisa geminipuncta*) (RL V), Schmalflügelige Schilfeule (*Chilodes maritima*) (RL 3), und Rohrglanzgras-Schilfeule (*Archanara neurica*) (RL 2).

Da ausgedehnte Schilfbestände in Deutschland wie auch in Bayern eher selten und zudem rückläufig sind, findet man diese Arten auch in der Roten Liste Bayern, überwiegend bei den höheren Gefährdungsstufen.

Den Schilfbeständen im Europareservat „Unterer Inn“ und damit auch dem Stauraum Ering/Frauenstein kommt daher eine hohe Bedeutung für den Arterhalt der „Schilfeulen“ zu, dem bei möglichen, anstehenden Eingriffen Rechnung getragen werden muss.

4.6.1.2 Weichholzaue

Wenn von Weichholzaue innerhalb der Dämme die Rede ist, wäre die Bezeichnung Silberweiden-Auwald eigentlich zutreffender. Die Silberweide (*Salix alba*) ist die erste Baumart, die sich auf den Inseln und Anlandungen innerhalb der Stauseen am unteren Inn ansiedelt (REICHHOLF 2001). Sie bildet auch heute noch auf großen Flächen annähernd Reinbestände und erst allmählich gesellen sich weitere Baumarten der Weichholzaue dazu. Insbesondere durch die Fällungen der Biber wird dieser Prozess nun etwas beschleunigt. Dennoch sind diese Bereiche im Vergleich zu den ausgedeichten Auwäldern noch relativ artenarm, zumindest was die Schmetterlingsfauna betrifft. Noch fehlt es an einem reichhaltigen Angebot geeigneter Raupenfutterpflanzen. Die Silberweide wird zwar von einigen polyphagen Schmetterlingsarten wie Schwärmern, Zahnspinnern, Eulen und Spannern als Raupenfutterpflanze genutzt, ist jedoch meist nur die zweite Wahl.

4.6.2 Dämme

4.6.2.1 Sonnenexponierte Bereiche für xerothermophile Arten

Auf den wasserdurchlässigen, nährstoffarmen und sonnenexponierten Dammabschnitten haben sich artenreiche Halbtrockenrasen entwickelt, die einer Vielzahl von xerothermophilen Insektenarten als Habitat dienen. Darüber hinaus vernetzen sie vergleichbare Lebensräume miteinander. Dies nicht nur im Nahbereich, zum Beispiel den

„Brennenstandorten“, sondern in Verbindung mit Straßenrändern oder, wo vorhanden, Bahndämmen auch hinein in die Fläche. So kann zum Beispiel das Auftreten des Deutschen Sandlaufkäfers (*Cylindera germanica*) (RL 1) auf dem „Biotopacker“ Eglsee (SAGE 2010) nur durch Zuwanderung über den Inndamm erklärt werden. Hier wurde der seltene Käfer zuletzt vor 1980 noch nachgewiesen (FRITZE, KROUPA & LORENZ 2004). Wanderbewegungen durch lebensraumfremdes Terrain werden von der ausbreitungsschwachen Art ausgeschlossen. So muss die Art in der Region (Damm?) überdauern haben und konnte nun so im „Biotopacker“ eine individuenstarke Population bilden, die jedoch auf entsprechende Pflege angewiesen ist.

Bereits jetzt kommt den Dämmen zudem eine wichtige Rolle bei der Ausbreitung von wärmeliebenden Arten zu, die bei einer prognostizierten Klimaerwärmung noch an Bedeutung zunehmen würde. So konnte die Ausbreitung von Nachtkerzenschwärmer (*Proserpinus proserpina*) (RL V), Kurzschwänzigem Bläuling (*Cupido argiades*) (RL 0), der Kadens Staubeule (*Platyperigea kadenii*) (neu in Deutschland) und weiterer Insektenarten wie Schabrackenlibelle (*Hemianax ephippiger*), Östlicher Blaupfeil (*Orthetrum albistylum*) und Trauerrosenkäfer (*Oxythyrea funesta*) (RL 1) entlang der Flusssysteme von Donau und Inn recht gut dokumentiert werden (SAGE 2013).

Typische, seltenere Arten und Arten der Roten Liste, denen die xerothermen Dammbereiche mittlerweile als Habitat dienen, sind zudem unter anderem: Schwalbenschwanz (*Papilio machaon*), Idas-Bläuling (*Lycaeides idas*) (RL 2), Wolfsmilchschwärmer (*Hyles euphorbiae*) (RL V), Labkrautschwärmer (*Hyles galii*) (RL 2), Wolfsmilch-Rindeneule (*Acrionicta euphorbiae*) (RL 3), Skabiosenschwärmer (*Hemaris tityus*) (RL 3) sowie der Kleine Tatzekäfer (*Timarcha goettingensis*) (RL V). Nicht zu vergessen die großen Kolonien der Weiden-Sandbiene (*Andrena vaga*) auf den Dämmen sowie einigen Magerstandorten, zum Beispiel in der Erlacher Au. Der Tagebucheintrag von Georg ERLINGER vom 12.04.1971 verdeutlicht, dass diese schon seit vielen Jahren fester Bestandteil der Dämme sind: - „von 9.00 – 13.00 auf den Dämmen Ering - Aham und Ering - Eglsee (Heizung) Sandbienen gezählt. Am Damm Ering – Aham ca. 13 852 Einfluglöcher. Die größte Kolonie (ca. 2400 Ex.) war bei km 49,00. Am Damm Ering – Eglsee ca. 1227 Einfluglöcher“.

Vom Vorkommen der Sandbienen sind wiederum zahlreiche weitere Arten abhängig. So nisten in deren Schutz viele weitere, zum Teil bedrohte Wildbienenarten. Aber auch Arten, die in den Kolonien als Parasiten leben, wie einige Wespenbienen (*Nomada*), die Wollschweber (*Bombyliidae*) und nicht zuletzt das große Vorkommen des Violetten Ölkäfers (*Meloë violacea*) (REICHHOLF & SAGE 2011) in der Erlacher Au, verdanken ihr Dasein den Sandbienen.

4.6.2.2 Heckenbestände

Neben den offenen Dammlächen sind weite Bereiche mit Hecken bewachsen, während Bäume ab einer bestimmten Stammstärke nicht mehr geduldet werden. Diese Hecken in Verbindung mit den offenen Bereichen sind außerordentlich wichtige Schmetterlingslebensräume. Es sind zwar nur wenige Tagfalterarten wie Pflaumen-Zipfelfalter (*Satyrium pruni*) (RL V) und Faulbaum-Bläuling (*Celastrina argiolus*), die man als Imago hier regelmäßig beobachten kann, jedoch ist die Hecke „Kinderstube“ zahlreicher Arten. So gilt zum Beispiel die Schlehe als typischer Schmetterlingsstrauch, zumal die Blätter von rund 70 Schmetterlingsarten zur Eiablage aufgesucht werden. Als Arten der Roten Liste

sollen hier Striemen-Rindeneule (*Acronicta strigosa*) (RL V), Berberitzeneule (*Auchmis detersa*) (RL V) und Stachelbeerspanner (*Abraxas grossulariata*) (RL 2) aufgeführt werden. Typische Käfer sind der seltene Geißblatt-Linienbock (*Oberea pupillata*) und seit kurzem der Trauerrosenkäfer (*Oxythyrea funesta*) (RL 1).

4.6.2.3 Nährstoffreichere Standorte an Dämmen

Abseits der sonnenexponierten Bereiche haben sich ebenfalls artenreiche, von der Pflege abhängige Wiesenstandorte entwickelt, die am ehesten vergleichbar mit extensiv bewirtschafteten Wiesen sind, wie sie heute bestenfalls noch bei einigen „Biolandwirten“ zu finden sind. Vielen Schmetterlingsarten, die vor einigen Jahrzehnten noch häufig auf solchen Wiesen zu beobachten waren, dienen heute offene Dammschnitte als Ersatzlebensraum. Auch wenn Arten wie Schachbrett (*Melanargia galathea*), Goldene Acht (*Colias hyale*), Hauhechel-Bläuling (*Polyommatus icarus*), Aurorafalter (*Anthocharis cardamines*) oder Gemeines Blutströpfchen (*Zygaena filipendulae*) in den Roten Listen noch nicht erwähnt werden, bedeutet das nicht, dass sie nicht bedroht sind. Hier war die Negativentwicklung der letzten Jahre schneller als die Fortschreibung der Roten Liste. Diese „Allerweltsarten“ haben mit die stärksten Bestandseinbußen in den letzten Jahren hinnehmen müssen.

Die Bedeutung der Dämme hat daher für diese Arten von Jahr zu Jahr zugenommen. Auch für diese Artengruppe haben die Dämme eine unverzichtbare Vernetzungsfunktion und begünstigen die Ausbreitung zahlreicher Arten. Als zunehmendes Problem muss jedoch die noch immer fortschreitende Besiedlung weiter Bereiche durch Neophyten wie Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*), Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*), Feinstrahl (*Erigeron annuus*) und lokal auch Knötericharten (*Fallopia spec.*) betrachtet werden, die diese Standorte zusehends entwerten.

4.6.2.4 Sickergraben (hygrophile Arten)

Der Übergang vom Dammfuss zum „Sickergraben“ ist meist fließend. So findet man im unteren Bereich des Damms oft bereits gute Pestwurzbestände, die von der Raupe der Pestwurzeule (*Hydraecia petasitis*) (RL V) bewohnt werden.

Schwarzes Ordensband (*Mormo maura*), Glanzgras-Grasbüscheleule (*Apamea unanimitis*), Wasserschwaden-Röhrichteule (*Phragmatiphila nexa*) (RL 3), Röhricht-Goldeule (*Plusia festucae*) (RL V) und Wasserdost-Goldeule (*Diachrysis chryson*) (RL V) besiedeln das nähere Umfeld des Sickergrabens.

An halbschattig stehenden Beständen von Akeleiblättriger- und Glänzender Wiesenraute (*Thalictrum aquilegifolium* und *lucidum*) findet man im Frühjahr die Raupen der Wiesenrauten-Goldeule (*Lamprotes c-aureum*) (RL 3) und später im Jahr die des Wiesenrauten-Kapselspanner (*Gagitodes sagittata*) (RL 2).

4.6.3 Ausgedämmte Auen

4.6.3.1 Auwald

Die ausgedeichten Auwaldbereiche und ihre Schmetterlingsfauna zählen wohl langfristig zu den Verlierern der Flussbaumaßnahmen. So wurden die Auen von den lebensnotwendigen Einflüssen des Inns isoliert und die Art der Bewirtschaftung hat sich wesentlich geändert. Standortfremde Baumarten wurden eingebracht, weite Bereiche wur-

den gerodet und einer intensiven Landwirtschaft geopfert. Regelmäßige Überschwemmungen bleiben aus und bei sogenannten Jahrhunderthochwassern wie 2013 werden zum Teil die über Jahrzehnte im Stauraum abgelagerten Feinsedimente in solchen Massen in der Au abgelagert, dass sie die Habitate unzähliger Arten unter sich ersticken.

Dennoch zählen diese Auwälder noch immer zu den artenreichsten Lebensräumen in der Region. Bedrohte Arten wie Großer Schillerfalter (*Apatura iris*) (RL V), Kleiner Schillerfalter (*Apatura ilia*) (RL V), Kleiner Eisvogel (*Limenitis camilla*) (RL V), Großer Fuchs (*Nymphalis polychloros*) (RL 3), Ulmen-Zipfelfalter (*Satyrium w-album*) (RL 3), Fensterschwärmerchen (*Thyris fenestrella*), Auenwald-Winkeleule (*Mesogona oxalina*) (RL V), Erlen-Pfeileule (*Acronicta cuspis*) (RL V), Wiesenrauten-Goldeule (*Lamprotes caureum*) (RL 3), Blaues Ordensband (*Catocala fraxini*) (RL V), Wiesenrauten-Kapselspanner (*Gagitodes sagittata*) (RL 2), Fliederspanner (*Apeira syringaria*) sowie bei den Käfern Moschusbock (*Aromia moschata*), Weberbock (*Lamia textor*) (RL 2) und der Violette Ölkäfer (*Meloë violacea*) (Bereich Erlach, REICHHOLF & SAGE 2011) sind hier zu finden. Andere Arten wie Pappelglucke (*Gastropacha populifolia*) (RL 0) und Pappelkarmin (*Catocala elocata*) (RL 1) wurden bereits Jahrzehnte nicht mehr nachgewiesen. Die Pappelglucke wurde wohl Opfer der Einstellung der Niederwaldbewirtschaftung (REICHHOLF 2005), was möglicherweise auch auf das Verschwinden des Pappelkarmins, etwa zur selben Zeit, zutreffen könnte. Die Niederwaldbewirtschaftung hat deren spezifische Lebensbedingungen immer wieder neu entstehen lassen, indem sie den Austrieb von Stammschösslingen an den alten Schwarzpappeln begünstigte, die so von deren Raupen genutzt werden konnten. In den oberen Stockwerken der Schwarzpappeln hingegen entwickeln sich unter anderem die Raupen des seltenen Hermelinspinners (*Cerura erminea*) (RL V) (REICHHOLF 2007). Überhaupt kommt der Schwarzpappel für die Insektenfauna der Auen eine besonders gewichtige Rolle zu.

4.6.3.2

Brennen

Die Artenzusammensetzung der „Brennen“ gleicht im Wesentlichen derer der xerothermen Dammbereiche. Dies verwundert auch nicht, sind diese Schmetterlingsarten überwiegend ja auch über die Dämme zugewandert. Idas-Bläuling (*Lycaeides idas*) (RL 2), Himmelblauer Bläuling (*Polyommatus bellargus*) (RL 3), Kurzschwänziger Bläuling (*Cupido argiades*) (RL 0), Wolfsmilchschwärmer (*Hyles euphorbiae*) (RL V), Labkrautschwärmer (*Hyles galii*) (RL 2) und Skabiosenschwärmer (*Hemaris tityus*) (RL 3) sind typische Vertreter der hier vorkommenden Arten. So sind wohl Idas-Bläuling und Himmelblauer Bläuling entlang der Dämme von Westen her zugewandert. Sie haben im Bereich der Staustufe Perach (Idas-Bläuling) bzw. im NSG „Untere Alz“ (Himmelblauer Bläuling) starke Populationen. Die Zuwanderung von Kurzschwänzigem Bläuling (*Cupido argiades*) (RL 0) und Trauerrosenkäfer (*Oxythyrea funesta*) (RL 1) erfolgte hingegen von Osten her. Eine weitere, wenn auch unauffällige Besonderheit einiger Brennen in den Innauen ist das Vorkommen des Fliegen-Sackträger (*Ptilocephala muscella*) (RL 2).

Auch der „Biotopacker“ bei Eglsee entspricht über weite Bereiche solchen Brennenstandorten, auch wenn er durch Menschenhand entstanden ist. In nur wenigen Jahren hat sich hier eine überaus reichhaltige Insektenfauna angesiedelt, die bei zwei Geotagen (SAGE & TÄNDLER 2010 & 2014) eindrucksvoll belegt werden konnte. Die Ausstattung des Biotopackers geht aber weit über „nur“ Brennenstandorte hinaus und spiegelt die Vielfalt verschiedenster Lebensräume, wie sie einst entlang des Inn zu finden

waren, wider. Eine der zahlreichen Besonderheiten hier ist so auch das Vorkommen des Deutschen Sandlaufkäfers (*Cylindera germanica*) (RL 1). Die relativ unauffällige Art muss in der Region (vermutlich Dammkrone) überdauert haben und konnte so schnell auf geeigneten, vegetationsarmen Stellen im „Biotopacker“ Fuß fassen.

4.6.4 Offene Gewässer

Bei den offenen Gewässerflächen denkt man zunächst nicht an Schmetterlinge. Dennoch gibt es einige sehr interessante Arten, die sich gerade auf diesen Lebensraum spezialisiert haben. So konnten bisher die Arten Wasserzünsler (*Nymphula nitidulata*), Seerosenzünsler (*Elophilanymphaeata*), *Acentria ephemera*, Krebscheren-Zünsler (*Parapoynx ratiotata*) sowie *Cataclysta lemnata* nachgewiesen werden. Zu ihren Raupenfutterpflanzen zählen Schwimm- und Schwimmblattpflanzen wie Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*), Laichkräuter (*Potamogeton spec.*), Wasser-Knöterich (*Polygonum amphibium*), Seerosen (*Nymphaea*) und Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*). Aber auch „echte“ Wasserpflanzen wie Raues Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*), Tausendblatt (*Myriophyllum*), Wasserpest (*Elodea*) und Großes Nixenkraut (*Najas marina*) werden genutzt. Diese Arten benötigen daher Bereiche ohne oder mit nur sehr geringer Wasserbewegung wie Altwasserarme und Tümpel.

4.7 Libellen

Die Einschätzung der Verbreitung der Arten im Bereich des Stauraum Ering und die Bewertung der Auswirkungen erfolgten auf der Grundlage bereits vorhandener Daten bzw. Potentialabschätzung.

Folgende Quellen wurden zu Recherchezwecken herangezogen:

- Daten Dritter (ZODER, SAGE, BLASCHKE) aus den Jahren 2008 bis 2013 (private Erfassungen insbesondere im Bereich Urfar und Eglsee)
- ASK-Daten (Stand 03/2009)
- KUHN & BURBACH (1998): Libellen in Bayern
- RAAB et al. (2007): Libellen Österreichs
- sonstige Literaturliteraturauswertungen

Für die Auen am Stauraum Ering sind sowohl Libellen der Fließ- als auch Stillgewässer von Relevanz. Im Projektgebiet kann aus naturschutzfachlicher Sicht vor allem dem Altwasserabschnitt im Bereich der Eringer Au eine hohe Bedeutung beigemessen werden (vgl. auch LANDSCHAFT + PLAN 2009). Die Vielzahl unterschiedlicher Gewässertypen (innerhalb und außerhalb des Damms) stellt insbesondere für Stillgewässerarten ein heterogenes Mosaik aus Lebensräumen und Reproduktionsstätten dar. Damit sind die Auegewässer des unteren Inns (hier im Einflussbereich des Laufkraftwerks Ering-Frauenstein) von hoher Bedeutung für die Libellenfauna.

Im Projektgebiet dürfte der Inn selbst, bedingt durch die massiven strukturellen Veränderungen der letzten Jahrzehnte, eine untergeordnete Rolle für Libellen spielen (gezielte Untersuchungen hierzu sind nicht bekannt). Als Lebensraum für die (artenarme) Gruppe der stenotopen heimischen Fließgewässerlibellen kommt das Oberwasser (hier die langsam durchströmten Flachwasserbereiche) prinzipiell in Betracht. Im Unterwasser werden auf kurzer Strecke höhere Fließgeschwindigkeiten erreicht, hier fehlen aber überwiegend kiesig-sandige oder schlammige Flachufer in fließberuhigten Situationen

(bis ca. 0,2 m/s), die als Larvallebensraum dienen könnten. Es existieren durch den begradigten Verlauf der Hauptfließrinne in diesem Bereich kaum geeignete Uferstrukturen (z. B. Buchten, strömungsärmere Randbereiche). Von weiterer Bedeutung für einige Fließgewässerarten sind Seitenarme und –gräben mit ausreichend hoher Durchströmung.

Die einheimischen Libellen sind nach §7 und §44 des Bundesnaturschutzgesetzes „besonders geschützt“ bzw. „streng geschützt“.

4.7.1 Bisherige Entwicklung

Über die historische Entwicklung der Libellen-Zönosen am unteren Inn gibt es keine verlässlichen, quantitativen Berichte oder Aufzeichnungen. Entsprechende Daten, die ggf. zur Auswertung herangezogen werden könnten, fehlen ebenfalls. Aussagen zu Entwicklung und Vergleiche historischer und aktueller Daten gestalten sich bei Libellengemeinschaften mitunter als schwierig, insbesondere, wenn nur wenige, punktuell erhobene Daten verglichen werden. Dies gilt insbesondere für dynamische, heterogene Gewässerkomplexe, wie sie Flussauen darstellen. Zur Abbildung der Libellenfauna und deren Entwicklung wären umfangreichere Beobachtungsdaten in einem größeren Areal notwendig (UTSCHICK 1994).

Auch Aussagen zur historischen (sowie aktuellen) Bodenständigkeit sind kaum möglich, da es hierzu der systematischen, regelmäßigen Erfassung von Larven und/ oder Exuvien bedarf.

Aus den historischen Angaben über die strukturelle Entwicklung des Inns (s. oben) und den Kenntnissen über die ökologischen Ansprüche (z. B. KUHN & BURBACH 1998, LÜDERITZ et al. 2009) kann jedoch versucht werden, die Entwicklung der Libellenfauna am unteren Inn in groben Zügen zu rekonstruieren.

Bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts war der untere Inn mehr oder weniger unreguliert. Ab diesem Zeitpunkt wurde jedoch mit wasserbaulichen Maßnahmen begonnen, die eine Regulierung des Innlaufs und eine Fixierung in einem Hauptfließgerinne mit sich brachten.

In dieser Phase bot der Inn ein mehr oder weniger heterogeneres Mosaik an Larvallebensräumen, welches stark von seiner Dynamik geprägt war. Von Bedeutung waren mit Sicherheit die zahlreichen durchströmten Arme mit ihren Sand- und Kiesuffern für rheophile (kryotolerante) Libellenarten der Initialphase (z. B. *Calopteryx splendens*, *C. virgo*, *Gomphus vulgatissimus*, *Onychogomphus forcipatus*). Aufgrund der geringen Temperatur des alpinen Inns dürften sich die Reproduktionserfolge allerdings auf wärmere (>15-16°C), strömungsarme Flussarme und Randbereiche (ca. 0,1-0,2 m/s) sowie Bacheinmündungen beschränkt haben. Vom Vorkommen der heute sehr seltenen und europarechtlich geschützten (FFH-RL Anh. II und IV) Art *Ophiogomphus cecilia* (Grüne Keiljungfer) kann für den nicht bzw. noch wenig regulierten Inn ausgegangen werden. Die Art besiedelt bevorzugt mittelgroße, merkbar strömende Bäche aber auch Flüsse, die eine feinsandig-kiesigen, zumindest teilweise flachgründige Sohle aufweisen und zwar sonnig, aber auch baumbestanden sind. Lockere Bestände von Wasserpflanzen können das optimale Habitat komplettieren (KUHN & BURBACH 1998). Die Art wurde im

näheren Umfeld des Projektgebiets noch bis 1994 in der Rott zwischen Mündung und etwa Höhe Karpfham (Landkreis Passau) nachgewiesen (ASK 2009).

Bedingt durch die hohe Dynamik und topographischen Verhältnisse wies das unregulierte Flusssystem des Inns kaum größere, eutrophe Altwässer auf. Solche dürften sich lokal auf randliche Bereiche beschränkt haben. Dennoch waren abgeschnittene Seitenarme und ähnliche, fließberuhigte Bereich mit oligo- bis mesotrophem Stillgewässercharakter als Reproduktionsstätten für Libellen von Bedeutung.

Abhängig vom Grad der Durchströmung und des Hochwassereinfluss gestaltete sich die Libellenfauna der Auegewässer am nicht bzw. nur mäßig regulierten unteren Inn wahrscheinlich als relativ heterogen. Dabei spielen vor allem Vegetation, Uferstruktur und auch Sonnenexposition eine entscheidende Rolle. Da diese Gewässer hinsichtlich Sukzession und Trophie mal mehr, mal weniger Stillgewässercharakter aufweisen, neigen sie potentiell zum vollständigen Verlanden. Dem gegenüber stand die Dynamik des unregulierten Inns, die bei den regelmäßig stattfindenden Hochwässern den größten Teil der Altwässer „zurückgesetzt“ haben dürfte. Dies gewährleistete ein relativ differenziertes, für Libellen besiedelbares Mosaik an Gewässertypen. So bildeten sich am unteren Inn beispielsweise im unmittelbaren Einflussbereich eines Hochwassers oder durch Abschnüren eines Nebenarms neue Rohboden(still)gewässer (Initialphase) mit Eignung für entsprechend eingensicherte Libellenarten (Pionierbesiedler). Mit fortschreitender Sukzession, und den damit verbundenen Veränderungen der Trophie, Vegetation, Beschattung etc., lösen sich die jeweiligen Libellenzönosen ab. Dabei gehören die frühen bis mittleren Sukzessionsstadien zu den artenreichsten aquatischen Ökosystemen Europas (LÜDERITZ et al. 2009).

Dass regelmäßige Hochwässer für verschiedene Libellenart einen wichtigen Faktor darstellen, vermutet auch REICHHOLF (2006) anhand eigener Beobachtungen im Staubeereich Eggfing-Obernberg. REICHHOLF zeigt anhand von Zählungen verschiedener *Sympetrum*-Arten, wie deren Abundanz durch Hochwässer in der 2. Juli- bis zur 1. Augusthälfte positiv beeinflusst wird. Zum selben Schluß kommt auch BURMEISTER (1990) am Beispiel der Isar. Er beobachtete eine starke Zunahme der stark gefährdeten Art *Sympetrum pedemontanum* nach einem Hochwasser.

Die zunehmenden Eingriffe in das Flusssystem des unteren Inn (Flusslaufbegradigung, Uferverbau, Dammbau etc.) führten zu einer geringeren Dynamik in der Aue und vermutlich zu einer Verarmung und Monotonisierung der Auegewässer und hatten damit einen negativen Einfluss auf die Libellenfauna. Anthropogene Veränderungen der Uferstrukturen (Flachwasserbereiche, Buchten), Flusslauffixierung und mit den Eingriffen einhergehende Sohleintiefung hatten mit Sicherheit negative Auswirkungen auf die Fließgewässerlibellen, was letztlich zu einem Ausweichen zumindest der flexibleren Arten (z. B. *Calopteryx splendens*, *Gomphus vulgatissimus*) auf noch vorhandene Seitenarme und –gräben sowie noch wenig und nicht beeinflusste Zuflüsse führte.

Durch die Ausdeichung eines Teils der Innaue waren die betroffenen Altwässer nun von der Dynamik des Flusses abgeschnitten, was natürlicherweise zu Eutrophierung und verstärktem Pflanzenwachstum führte. Es entstand so ein „neuer“ Gewässertyp (eutrophe Stillgewässer mit Verlandungsgürtel/ Schwimmpflanzenvegetation), der für den ehemals unregulierten unteren Inn eher untypisch bzw. selten war. Möglicherweise

kam es im Zuge dieser Veränderungen zu Neuansiedlungen bzw. Ausbreitung von Libellenarten mit entsprechenden Habitatpräferenzen.

Insbesondere die korrektionsbedingte Sohleintiefung und die damit verbundene Absenkung des Grundwasserspiegels (um durchschnittlich 30 cm seit 1938, vgl. oben), führten zum Trockenfallen und Verlust von Altgewässern als Libellenlebensraum. Verbliebene Altgewässer, die nun durch die Errichtung von Schutzdämmen ausgedeicht waren, waren von der „revitalisierenden“ Dynamik der Hochwässer abgeschnitten. Zudem darf auch von einem Schwund an Reproduktionsgewässern durch die in den nun hochwassersicheren Bereichen der Altaue einsetzende Landwirtschaft ausgegangen werden. Diese Faktoren führten am unteren Inn sicherlich zu einer (wenigstens quantitativen) Verarmung der Libellenfauna und zu einer sukzessiven Zönosenverschiebung hin zu den Besiedlern der Terminalphase (*Erythromma-Anax imperator*-Zönose, *Lestes-Sympetrum-Aeshna mixta*-Zönose; s. unten). Die Besiedler der Initial- und Optimalphase dürften dagegen mit zunehmender Verlandung und Aufwuchs der Vegetation Verluste erlitten haben (*Orthetrum-Libellula depressa*-Zönose, *Erythromma lindenii-Platycnemis*-Zönose).

Bedingt durch die Einrichtung von Sammelgräben und Pumpwerken wurden die natürlichen Grundwasserschwankungen in der Aue ausgeglichen (s. oben). Die ausbleibenden, jahreszeitlich bedingten Wasserstandsschwankungen führten zu einer konstanten Wasserführung in den Altauen. Hiervon waren sicherlich insbesondere temporäre Gewässer besiedelnde (konkurrenzschwache) Libellenarten betroffen.

Der Einstau durch das Kraftwerk Ering-Frauenstein führte zunächst zur Bildung einer seenähnlichen, stark durchströmten und vegetationsarmen Gewässeroberfläche, welche für Libellen kaum von Relevanz gewesen sein dürfte. Zudem verschwanden durch den Stau fast alle im Staubereich verbliebenen, nicht ausgedeichten Altgewässers, was hinsichtlich der Libellenlebensräume zu einer weiteren Monotonisierung und Verarmung führte. Weitere Auegewässer wurden im Zuge der Baumaßnahmen ausgedeicht und abgegliedert.

Erst die anschließend einsetzende Sedimentation und Anlandung von mitgeführtem Geschiebe und Feinmaterial führte im Staubecken zu einer Aufteilung des Abflusses und einer allmählichen Diversifizierung faunistisch relevanter, aquatischer Lebensräume. Nach 1954 beschränkte sich diese auf die Bereiche außerhalb der errichteten Leitdämme (Eglseer und Hagenauer Bucht). Dadurch entstanden in den Buchten des wehrnahen Stauraums durchflossene Nebenarme und Flachwasserbereiche mit feinsandigem-schlammigem Untergrund und entsprechend niedrigen Fließgeschwindigkeiten (für Libellen ca. 0,2 m/s), die vermutlich von den rheophilen Libellen der Initialphase (vor allem *Gomphus-Calopteryx splendens*-Zönose) besiedelt werden konnten. In Folge des weiteren Verlandungsprozesses entstanden zudem Gewässer mit Stillgewässercharakter der Optimal-/ Terminalphase (Altarme, Altwässer und Röhricht reiche Seitenbuchten), die, je nach Sukzessionsstadium, Ausprägung der Vegetation, Größe und Einfluss des Hauptgerinnes von Arten der Tümpel- und Seengesellschaften besiedelt werden konnten. Für die Libellen dieser Gesellschaften war die Verlandung und kleinräumige Diversifizierung bis zu einem gewissen Grad sicherlich vorteilhaft. Insbesondere die Entstehung zunehmend fließberuhigter Bereiche und die Entwicklung von Röhricht dürfte die Libellenfauna positiv beeinflusst haben.

Allerdings dürfte die fortschreitende Gehölzsukzession auf den terrestrischen Flächen im Stauraum sowie die damit einhergehende Verdrängung von Röhrichtbeständen einen negativen Einfluss auf einige Arten gehabt haben. Durch die Gehölze werden Entwicklungsgewässer zu stark beschattet, was insbesondere wärmeliebende Art betrifft. Zudem sind Röhrichte wichtiger Lebensraum für die adulten Tiere einiger Libellenarten (Jagd, Paarung).

Die durch den Einstau bedingte Verminderung der Schwankungshöhe zwischen Niedrig-, Mittel- und Hochwasserständen in der Stauwurzel muss hinsichtlich der Libellenfauna als ein weiterer negativer Faktor gewertet werden. In Folge dessen dürften insbesondere kleinere bzw. flachere Tümpel nicht mehr trockenfallen, was sich nachteilig auf Besiedler solcher temporärer Gewässer auswirkt.

Im Unterwasser des Kraftwerks Ering-Frauenstein hatte der Einstau eine weitere Sohleintiefung, und damit ein weiteres Absinken des Grundwasserspiegels zur Folge, was wiederum die Wasserstände der dort verbliebenen Altgewässer und somit die Libellenfauna betraf.

4.7.2 Aktueller Bestand relevanter Arten

Ein Großteil der Nachweise wurde im Bereich zwischen Eglsee und Urfar erbracht. Die meisten Beobachtungen stammen vom „Biotopacker“ bei Eglsee, einem ausgediechten, renaturierten Bereich der fossilen Innauen, und seiner unmittelbaren Umgebung. Aufgrund der heterogenen Gestaltung des Geländes und der Vielzahl unterschiedlicher Gewässertypen dürfte die so ermittelte Artenliste annähernd die gesamte Libellenfauna im Wirkraum zumindest qualitativ relativ gut widerspiegeln.

Weitere Beobachtungen stammen von einem Altarm südlich von Urfar, im Unterwasser des Kraftwerks Ering-Frauenstein.

Beobachtungen aus den Altgewässern in der Eglseer oder Hagenauer Bucht existieren leider nicht.

Die Daten stammen überwiegend aus den Jahren 2008-2013.

Aktueller Bestand relevanter Arten

Art	Rote Liste			
	deutsch	wissenschaftlich	RLD	RLB
Gebänderte Prachtlibelle	<i>Calopteryx splendens</i>	V		
Blaufügel-Prachtlibelle	<i>Calopteryx virgo</i>	3	V	V
Gemeine Winterlibelle	<i>Sympecma fusca</i>	3	V	3
Südliche Binsenjungfer	<i>Lestes barbarus</i>	2	3	3
Gemeine Binsenjungfer	<i>Lestes sponsa</i>			
Kleine Binsenjungfer	<i>Lestes virens vestalis</i>	2	2	2
Weidenjungfer	<i>Chalcolestes viridis</i>			
Federlibelle	<i>Platycnemis pennipes</i>			
Frühe Adonisl libelle	<i>Pyrrhosoma nymphula</i>			
Hufeisen-Azurjungfer	<i>Coenagrion puella</i>			
Fledermaus-Azurjungfer	<i>Coenagrion pulchellum</i>	3	3	3
Kleines Granatauge	<i>Erythromma viridulum</i>			

Große Pechlibelle	Ischnura elegans			
Kleine Pechlibelle	Ischnura pumilio	3	3	V
Becher-Azurjungfer	Enallagma cyathigerum			
Kleine Zangenlibelle	Onychogomphus forcipatus	2	2	2
Kleine Mosaikjungfer	Brachytron pratense	3	2	2
Blaugrüne Mosaikjungfer	Aeshna cyanea			
Braune Mosaikjungfer	Aeshna grandis	V	V	V
Herbst-Mosaikjungfer	Aeshna mixta			
Schabrackenlibelle	Anax ephippiger			
Große Königslibelle	Anax imperator			
Kleine Königslibelle	Anax parthenope	G	G	G
Gemeine Smaragdlibelle	Cordulia aenea	V		
Gefleckte Smaragdlibelle	Somatochlora flavomaculata	2	3	2
Plattbauch	Libellula depressa			
Spitzenfleck	Libellula fulva	2	1	1
Vierfleck	Libellula quadrimaculata			
Östlicher Blaupfeil	Orthetrum albistylum	1	VG	
Südlicher Blaupfeil	Orthetrum brunneum	3	3	3
Großer Blaupfeil	Orthetrum cancellatum			
Feuerlibelle	Crocothemis erythraea		VG	
Schwarze Heidelibelle	Sympetrum danae			
Sumpf-Heidelibelle	Sympetrum depressiusculum	2	1	1
Frühe Heidelibelle	Sympetrum fonscolombii		VG	
Blutrote Heidelibelle	Sympetrum sanguineum			
Große Heidelibelle	Sympetrum striolatum			
Gemeine Heidelibelle	Sympetrum vulgatum			

Tabelle 38: Aktueller Bestand relevanter Libellen-Arten

Keine der aufgeführten Arten ist Art nach Anh. II FFH-RL oder streng geschützt. Es konnten 38 von 74 in Bayern heimischen Libellenarten (vgl. auch KUHN & BURBACH 1998) im Wirkraum nachgewiesen werden. Hinsichtlich der Bodenständigkeit einzelner Arten gibt es keine beleghaften Nachweise (Larven, Exuvien). Einige Arten konnten im unmittelbaren Wirkraum nicht festgestellt werden, für sie gibt es jedoch (teils ältere) Nachweise aus benachbarten Stauräumen bzw. nahen terrestrischen Bereichen. Diese Arten werden aufgrund ihrer Lebensweise (insbesondere Larvallebensräume) als potentiell im Wirkraum vorkommend eingestuft.

Potentiell im Wirkraum vorkommende Arten

Art	deutsch	wissenschaftlich	Rote Liste		
			RLD	RLB	RLB (T/S)
	Pokal-Azurjungfer	Erythromma lindenii			
	Großes Granatauge	Erythromma najas	V	V	V
	Westliche Keiljungfer	Gomphus pulchellus	V		
	Gemeine Keiljungfer	Gomphus vulgatissimus	2	3	3
	Glänzende Smaragdlibelle	Somatochlora metallica			
	Gefleckte Heidelibelle	Sympetrum flaveolum	3	2	2
	Gebänderte Heidelibelle	Sympetrum pedemontanum	2	2	2

Tabelle 39: Potentiell im Wirkraum vorkommende Arten der Libellen

Die nächsten Vorkommen von *Erythromma lindenii* sind an der Innleite bei Marktl (MTB 7742) und südlich der Rottmündung bei Mittich (MTB7546) (ASK 2009). Nahe Vorkommen von *Erythromma najas* sind aus den Bereichen Ering (MTB 7744) und der Salzachmündung (MTB 7743) bekannt (ASK 2009).

Die am nächsten gelegenen Nachweise für *Somatochlora metallica* sind bei Ering (MTB 7645) und der Salzachmündung (MTB 7743) (ASK 2009).

Gomphus pulchellus wurde 2011 an einem Graben bei Geigen (MTB 7645) beobachtet (Zoder mündl.).

Sympetrum pedemontanum und *Sympetrum flaveolum* wurden von REICHHOLF (2006) noch in den frühen 1970er im Bereich Eggfing-Obernberg in hoher Individuenzahl festgestellt (MTB 7645, 7745). *S. pedemontanum* konnte noch bis 1985 vom Autor beobachtet werden. *S. flaveolum* wurde bereits ab 1973 nicht mehr nachgewiesen.

Für die Fließgewässerart *Gomphus vulgatissimus* gibt es Nachweise vom Bereich der Rottmündung (MTB 7546) und von der Salzach bei Freilassing (MTB 8143) (ASK 2009).

4.7.3 Naturschutzfachliche Bewertung der Vorkommen

Mit 38 nachgewiesenen Libellenarten kann der Innauenabschnitt Eglsee-Urfar als sehr artenreich bezeichnet werden. An den untersuchten Altgewässern, Tümpeln und Rohbodengewässern konnte etwa die Hälfte aller in Bayern heimischen Arten, darunter einige gefährdet, nachgewiesen werden. Damit besitzen die Innauen derzeit eine überregionale Bedeutung für die Libellenfauna.

Anzahl der nachgewiesenen Libellenarten mit Rote-Liste-Status (D und BY)

Rote-Liste-Status	Deutschland	Bayern
1	1	2
2	6	3
3	6	5
V	3	3
G	1	1
gesamt	17	14

Tabelle 40: Anzahl der nachgewiesenen Libellenarten mit Rote-Liste-Status (D und BY)

10 der 38 nachgewiesenen Arten werden auf der Roten Liste Bayerns in den Kategorien „vom Aussterben bedroht“ bis „gefährdet“ geführt. Dies entspricht etwa 26%. Weitere 3 Arten gelten als „Arten der Vorwarnliste“. Bei einer Art ist eine Gefährdung anzunehmen, ein Status ist aber nicht bekannt.

Entsprechend der Roten Liste Deutschland gelten 13 der 38 im Wirkraum vorkommenden Arten als „vom Aussterben bedroht“ bis „gefährdet“. Dies entspricht einem Anteil von etwa 34%. Weitere 3 Arten gelten als „Arten der Vorwarnliste“. Bei einer Art ist eine Gefährdung anzunehmen, ein Status ist aber nicht bekannt.

Das Spektrum aquatischer Lebensräume einer naturnahen, dynamischen Aue mit ihren regelmäßig wiederkehrenden Hochwässern ist sehr vielgestaltig. Je nach Intensität und Einfluss solcher Hochwässer und abhängig von der jeweiligen Gewässergestalt (Untergrund, Tiefe, Uferstruktur, Vegetation etc.) reicht das Lebensraumangebot von oligotrophen Rohbodengewässern über meso- bis eutrophen Altgewässer hin zu durchflossenen Nebenarmen und Gräben.

Entsprechend dieser Vielfalt zeigen die auetypischen Libellenarten unterschiedliche Habitatpräferenzen. Im Wirkraum ist der Inn und seine Aue bedingt durch strukturelle Eingriffe (Uferbegradigung, Landwirtschaft u. a.) einerseits monoton und strukturarm, andererseits sind durch (teils wiederkehrende) anthropogene Einflüsse sekundär neue Lebensräume entstanden (z .B. Altgewässer durch Einstau und Verlandung, Kiesgruben in der ausgedeichten Aue).

Die im Wirkraum nachgewiesenen und potentiell vorkommenden Libellenarten lassen sich in folgende Zönosen einordnen (verändert nach JACOB (1969)):

I. Fließwassergesellschaften

a) *Gomphus-Calopteryx splendens*-Zönose

Lebhaft bis träge strömende Flüsse der Ebene, entsprechend der limnologischen Barben- und Brachsenregion.

Als im Wirkraum vorkommende Leitarten gelten:

- *Calopteryx splendens*
- *Platycnemis pennipes*
- *Onychogomphus forcipatus*
- *Gomphus vulgatissimus* (potentiell)

Wichtige Begleitarten:

- *Calopteryx virgo*
- *Libellula fulva*

II. Tümpelgesellschaften

b) *Erythromma-Anax imperator*-Zönose

Eutrophe Teiche bzw. Altgewässer mit reichem Schwimmpflanzenbesatz (*Potamogeton*ssp., *Nymphaea alba*, *Nuphar lutea* usw.). Ansprüche an eine bestimmt strukturierte Uferzone bestehen nicht.

Als im Wirkraum vorkommende Leitarten gelten:

- *Erythromma viridulum*
- *Erythromma najas*
- *Anax imperator*

- Wichtige Begleitarten:
- *Aeshna grandis*
- *Anax parthenope*

c) Lestes-Sympetrum-Aeshna mixta-Zönose

Eutrophe stehende Gewässer mit artenreichem, breitem und gut ausgebildetem Verlandungsgürtel (*Scirpus lacustris* – *Typha*, *Phragmites* – *Carex*, *Juncus*).

Als im Wirkraum vorkommende Leitarten gelten:

- *Lestes barbarus*
- *Lestes sponsa*
- *Lestes virens vestalis*
- *Aeshna grandis*
- *Aeshna mixta*
- *Sympetrum vulgatum*
- *Sympetrum sanguineum*
- *Sympetrum depressiusculum*
- Wichtige Begleitarten:
- *Sympecma fusca*
- *Coenagrion pulchellum*
- *Brachyton pratense*
- *Somatochlora flavomaculata*
- *Sympetrum danae*
- *Sympetrum flaveolum*

d) Orthetrum-Libellula depressa-Zönose

Offen liegende Wassergräben, flache Weiher, Tümpel etc. mit schlammigem, lehmigem und/ oder kiesigem Untergrund, denen wenigstens stellenweise höhere Ufervegetation fehlt, und die deshalb direkt am Ufer freie, sonnenexponierte Stellen aufweisen. Gewässertyp entsteht in dynamischen Flussauen durch regelmäßige Hochwässer immer wieder neu.

Als im Wirkraum vorkommende Leitarten gelten:

- *Libellula depressa*
- *Sympetrum fonscolombii*
- *Sympetrum striolatum*
- *Sympetrum flaveolum*
- *Sympetrum pedemontanum*
- *Orthetrum cancellatum*
- *Orthetrum brunneum*
- *Orthetrum albistylum*
- Wichtige Begleitarten:
- *Ischnura pumilio*
- *Coenagrion pulchellum*
- *Anax ephippiger*

- *Crocothemis erythraea*

III. Seengesellschaften

Die Arten der Seengesellschaften sind, in Abhängigkeit von Größe, Trophie, Uferstruktur und Vegetation, auch in „verwandten“ Gewässertypen (Kiesgruben, Altgewässer) anzutreffen.

e) Erythromma lindenii-Platycnemis-Zönose

Mesotrophe Klarwasser bis eutrophe Trübwasserseen mit schmalem, stellenweise fehlendem Verlandungsgürtel (*Typha*, *Scirpus*, *Phragmites*).

Als im Wirkraum vorkommende Leitarten gelten:

- *Erythromma lindenii*
- *Platycnemis pennipes*
- Wichtige Begleitarten
- *Onychogomphus forcipatus*
- *Gomphus pulchellus*
- *Libellula fulva*

f) Anax parthenope-Epitheca-Zönose

Wie e); spezielle Ansprüche an die Uferstruktur mit Verlandungsgürtel werden jedoch nicht gestellt.

Als im Wirkraum vorkommende Leitarten gelten:

Anax parthenope

Flusssysteme, inklusive ihrer Auen, beherbergen vor allem aufgrund ihrer Vielzahl unterschiedlicher Gewässertypen eine hohe Libellenartenvielfalt. Die Vielzahl an Zönosen und ihre Leitarten spiegelt das wider. Dies gilt, zumindest abschnittsweise, auch für den unteren Inn. Hier dienen sekundär entstandene Lebensräume als Libellenhabitats (im Einstau entstandene Altgewässer, Kiesgruben etc.). Im Wirkraum ist vor allem die Eringer Aue (inkl. der ausgedeichten Lebensräume) von besonderer Bedeutung für die Libellenfauna.

Naturschutzfachlich bedeutsame Arten

Lestes virens vestalis

Die kleine Binsenjungfer ist in Bayern stark gefährdet. Sie besiedelt vorrangig (saurere) Gewässer, die von starken Wasserstandsschwankungen geprägt oder ephemere sind. Die Art ist thermophil. Besiedelte Gewässer weisen in der Regel eine mehr oder weniger gut ausgeprägte Vegetation (Binsen, Seggen, Schilf) auf und liegen windgeschützt (KUHNS & BURBACH 1998). Die Art ist durch Entwässerung und Grundwasserabsen-

kung sowie durch Eingriffe in ihre Larvalgewässer (Verfüllung, Umwandlung in Fischgewässer) gefährdet (RAAB et al. 2007).

Gomphus pulchellus

Die Westliche Keiljungfer ist in Bayern, insbesondere Südostbayern, wohl noch ziemlich selten. Die westeuropäische Art ist derzeit in Ausbreitung begriffen (KUHN & BURBACH 1998). Sie konnte erstmals 2011 für den Bereich des unteren Inn dokumentiert werden (Fund eines adulten Exemplars bei Geigen/ Kirchham; ZODER mündl.). Die Art besiedelt bevorzugt klare, meist vegetationsarme tiefe Gewässer mit meist sandigem Untergrund (Kiesgruben, Sandgruben etc.) (KUHN & BURBACH 1998). Rekultivierungsmaßnahmen und sonstige intensive Eingriffe in Entwicklungsgewässer der Art sind von Nachteil (RAAB et al. 2007).

Gomphus vulgatissimus

Die Gemeine Keiljungfer ist in Bayern nicht häufig nachgewiesen. Meist tritt sie an den Mittel- und Unterläufen von Flüssen und größeren Bächen auf. Gelegentlich kommt sie auch in kleineren Gräben, Kiesweihern und Altgewässern vor. Von Bedeutung für die Larvalentwicklung sind sommerliche Temperaturen um 16°C. Larven halten sich gerne in kiesig-sandigem Substrat von Flachwasserbereichen auf, können aber auch deutlich tiefer gefunden werden (bis 5 m Tiefe) (KUHN & BURBACH 1998). Besonders nachteilig wirken sich Eingriffe in die Uferbereiche naturnahe Flüsse und Bäche aus (Begradigung, Verbau etc.) (RAAB et al. 2007).

Onychogomphus forcipatus

Die Kleine Zangenlibelle ist in Bayern ziemlich selten. Im Bereich des unteren Inn und der untere Salzach wird sie seit mehreren Jahren immer wieder, aber nur stellenweise nachgewiesen. Fortpflanzungsbelege für den betrachteten Abschnitt liegen nicht vor. Die Art besiedelt vor allem Flüsse und Bäche mit kiesigen oder sandigen Flachuferzonen. Sie toleriert auch höhere Fließgeschwindigkeiten (>0,2 m/sek) (KUHN & BURBACH 1998). Besonders nachteilig wirken sich Eingriffe in die Uferbereiche naturnahe Flüsse und Bäche aus (Begradigung, Verbau etc.) (RAAB et al. 2007).

Brachytron pratense

Die Kleine Mosaikjungfer ist in Bayern sehr selten nachgewiesen. Insbesondere entlang klimatisch begünstigter, größerer Flusstäler tritt sie häufiger auf. Die Art besiedelt bevorzugt Altgewässer, Weiher und Seen. Auch ältere Baggerseen werden besiedelt. Wichtig sind ausgedehnte Röhrichtzonen, in denen sich Larven und Adulte aufhalten (KUHN & BURBACH 1998). Als Hauptgefährdungsursachen gelten Nutzung und Veränderung der Ufer mit einhergehendem Rückgang der Röhrichte. Außerdem die Hypertrophierung und rasche Verlandung von Entwicklungsgewässern (RAAB et al. 2007).

Somatoclora flavomaculata

Die Gefleckte Smaragdlibelle ist vor allem im voralpinen Hügel- und Moorland häufig. Im restlichen Bayern ist sie dahingegen sehr selten nachgewiesen. Im Bereich Ering/

unterer Inn sind adulte Tiere in entsprechenden Habitaten sehr regelmäßig zu beobachten. Die Art besiedelt bevorzugt verschiedene Moortypen, reproduziert aber auch in seichten Seggen- und Binsensümpfen, Teichen und Weihern sowie Altgewässern (KUH & BURBACH 1998). LÜDERITZ et al. (2009) betrachten sie als Besiedler der (frühen) Terminalphase. Da die Art flache Gewässer benötigt, ist sie durch Grundwasserabsenkung besonders betroffen (KUH & BURBACH 1998).

Libellula fulva

Der Spitzenfleck ist in Bayern extrem selten nachgewiesen. Am unteren Inn konnte sie erstmals 2008 belegt werden. In den Folgejahren wurde sie mehrmals beobachtet (ZODER 2010). Die Art ist ein thermophiles, ponto-mediterranes Faunenelement. Die Art besiedelt klare, meist meso- bis oligotrophe, stehende bis langsam fließende Gewässer. Die Ansprüche können in einem breiten Spektrum von Gewässertypen erfüllt sein: z. B. Teiche, Weiher, Altgewässer, Seen, Baggerseen, träge Flüsse/ Bäche, Entwässerungsgräben. Wichtig scheint eine relativ hohe Sauerstoffsättigung, starke Besonnung, größere offene Wasserflächen und eine mehr oder weniger lichter Röhrichbestand (KUH & BURBACH 1998). LÜDERITZ et al. (2009) bemerken, dass der Spitzenfleck durch Revitalisierungsmaßnahmen in Altgewässern (Terminal-/ Postterminalphase) gefördert werden kann. Eine Gefährdung kann durch Hypertrophierung oder Zerstörung der Larvalgewässer gegeben sein (RAAB et al. 2007).

Sympetrum depressiusculum

Die Sumpf-Heidelibelle ist in Bayern aktuell äußerst selten KUH & BURBACH (1998) gehen von einer stetigen Abnahme aus. Wie weit die Art am unteren Inn verbreitet ist, und ob (regelmäßige) Reproduktion stattfindet, kann nicht abgeschätzt werden. Die Art besiedelt pflanzenreiche, sich rasch erwärmende Flachwasserbereiche, die periodisch trockenfallen können. Unter anderem werden Weiher, Teiche, Altwässer und Niedermoore, welche o. g. Kriterien erfüllen, bewohnt. In der Umgebung der Gewässer sollten ausgedehnte, ungenutzte Flächen mit höherer Vegetation (Hochstaudenfluren, Ruderalfluren, Verlandungszonen etc.) bestehen. Einzelnen Populationen fluktuieren unter Umständen relativ stark; ihre Größe wird vom Ausmaß der Überflutungen im Frühjahr bestimmt (SCHMIDT 1990). Fehlen Hochwasser oder hohe Grundwasserstände, entstehen keine geeigneten Entwicklungsgewässer (KUH & BURBACH 1998). Als Hauptgefährdung der Art gilt die Entwässerung bzw. Absenkung des Grundwasserspiegels (RAAB et al. 2007).

Sympetrum flaveolum

Die Gefleckte Heidelibelle ist in Bayern mittlerweile sehr selten. KUH & BURBACH (1998) gehen seit den 1970ern von einem erheblichen Rückgang der ehemals verbreiteten und häufigen Art aus. Noch bis 1973 konnte die Art in hoher Individuendichte am unteren Inn bei Eggfling-Obernberg durch REICHHOLF (2006) festgestellt werden. Seit dem gelang kein Nachweis mehr. Die Art benötigt periodisch austrocknende Gewässer mit sehr flachen Ufern und rasiger, etwas lückiger Vegetation (Flutrasen, Großseggenrasen, wechselfeuchte Naßwiesen etc.), deren Wasserstand mehr oder weniger stark schwankt. Als Gefährdungsursachen geben KUH & BURBACH (1998) die Vernichtung/ Entwertung von Auen- und Niedermoorgrünland an. Selbst geringe Entwässe-

rungsmaßnahmen können drastische Folgen für die Art haben. RAAB et al. (2007) geben Grundwasserabsenkung und das Verschwinden periodisch überstauter Bereich (Feuchtwiesen, Verlandungszonen) an.

Sympetrum pedemontanum

Die Gebänderte Heidelibelle ist in Bayern nicht häufig. Scheinbar nimmt die Art in Bayern beständig ab (KUHN & BURBACH 1998). Für den unteren Inn wurde sie bis 1985 von Reichholf noch zahlreich im Bereich Eggfing-Obernberg festgestellt. Rezent konnte sie nicht nachgewiesen werden. Die Art ist ein typischer Besiedler von Flussauen mit hoher Dynamik. Sie benötigt sich stark erwärmende Flachwasserzonen mit einer mäßigen Deckung eher niedrigwüchsiger Vegetation. Ein zeitweises Trockenfallen im Herbst und Winter fördert die Art. Gleiches gilt für sporadische Hochwässer, welche neue, besiedelbare Flachwasserbereiche schaffen. Besiedelt werden Altgewässer, Gräben, Seen sowie Teiche und Weiher. Ebenso werden Baggerseen und Kiesgruben genutzt. Als Gefährdungsursachen werden der ausbleibende bzw. unterbundene Einfluss von Hochwässern, die Sukzession von Gewässern (Verkrautung) und negative Einflüsse auf Gräben (intensive Grabenräumung) gesehen (RAAB et al. 2007).

Vermehrungsgäste/ Zuwanderer

Anax ephippiger

Die Schabrackenlibelle wurde erstmals 1995 in Bayern festgestellt (KUHN & BURBACH 1998). Die Art wurde 2011 erstmals am unteren Inn gefunden (SAGE 2011). Die Art gilt als seltener Vermehrungsgast und bildet in Mitteleuropa vermutlich überwiegend eine sommerliche Larvengeneration aus. Ob Eier und Larven überwintern ist unklar. Die Art besiedelt Gewässer mit schwankenden Wasserständen und spärlicher Vegetation, z. B. Tümpel, Kleingewässer, Kiesgruben etc (KUHN & BURBACH 1998).

Orthetrum albistylum

Der Östliche Blaupfeil trat in Bayern immer wieder als seltener Irrgast auf (KUHN & BURBACH 1998). Seit 2011 ist die Art in teils hoher Individuendichte im Bereich des „Biotopackers“ Ering belegt (SAGE 2011, ZODER mündl.). Eine Bodenständigkeit ist anzunehmen. Die Art besiedelt stehende und langsam fließende Gewässer verschiedenster Art (Altgewässer, Kiesgruben, Gräben etc.). In Mitteleuropa dürften aber Stillgewässer als Larvallebensraum dominieren. Ausschlaggebend dürfte die Temperatursumme im Gewässer sein (KUHN & BURBACH 1998).

Crocothemis erythraea

Die Feuerlibelle ist in Bayern in der Ausbreitung begriffen. Vom Unteren Inn ist die Art seit etwa Mitte der 1980er bekannt (KUHN & BURBACH 1998). Eine Bodenständigkeit ist anzunehmen. Die Art besiedelt unterschiedliche Gewässertypen, vor allem sommerwarme Baggerseen/ Kiesgruben, kleinere Seen und Altarme. Stellenweise submerse Vegetation ist scheinbar vorteilhaft (KUHN & BURBACH 1998).

Sympetrum fonscolombii

Die Frühe Heidelibelle konnte seit den 1920er Jahren immer wieder, wenn auch nur gelegentlich, in Bayern gefunden werden. Seit den 1980ern wird sie regelmäßig angetroffen. Von einer Bodenständigkeit kann ausgegangen werden. Am unteren Inn kann die Art regelmäßig beobachtet werden. Sie besiedelt verschiedene Gewässertypen, allen voran Weiher, Teiche, Kiesgruben, Tümpel und Kleingewässer. Die Gewässer sind eher flach und sommerwarm bzw. sonnenexponiert, mit spärlicher, saumartiger Verlandungsvegetation und teils submersen Pflanzen (KUHN & BURBACH 1998). Die Art ist durch Verlandung und intensive Eingriffe in Larvalgewässer (z. B. Kiesgruben) gefährdet (RAAB et al. 2007).

4.8 Scharlachkäfer

Der Scharlachrote Plattkäfer oder Scharlachkäfer (*Cucujus cinnaberinus*) ist eine in Bayern seltene und durch die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Anhang II, IV) geschützte Art. Die Einschätzung der Verbreitung der Arten im Wirkraum und die Bewertung der Auswirkungen erfolgten auf der Grundlage bereits vorhandener Daten.

Folgende Quellen wurden zu Recherchezwecken herangezogen:

- BUSSLER (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft)
- ZODER (eigene Erhebungen)

Der Scharlachkäfer ist eine in Deutschland sehr seltene, xylobionte Plattkäferart. Bisher wurde sie nur in Hessen (Erstnachweis 2012), Baden-Württemberg (Erstnachweis 2003) und Bayern nachgewiesen. Nachweise aus Bayern sind schon länger bekannt (z.B. KITTEL 1878, HORION 1960). Der Käfer wird in der Roten Liste Deutschlands als „vom Aussterben bedroht“ (1) (BINOT-HAFKE et al. 2011) geführt. In Bayern ist er als Art „mit geografischer Restriktion“ (R) charakterisiert (SCHMIDL & ESSER 2003).

Die Art besiedelt Nord- und Osteuropa und das östliche Mitteleuropa und ist ein boreo-montan-kontinentales Faunenelement. In Bayern ist die Art überwiegend auf den Süden und Südosten des Gebiets beschränkt. Dort besiedelt der Käfer Auwälder (Weich- und Hartholzaue) und Bergmischwälder. Für seine Ausbreitung sind vernetzte Fließgewässersysteme maßgeblich (BUSSLER et al. 2010) Die Art bewohnt tote, stärker dimensionierte liegende und stehende Laub- und ausnahmsweise Nadelbäume (z.B. *Salix sp.*, *Quercus sp.*, *Populus sp.*, *Ulmus sp.*) mit loser Rinde. BUSSLER (2002) stellte in einer Untersuchung durchgängig Verpilzung des subcorticalen Lebensraums fest. Die Larven fressen vom morschen und feuchten Bast, ernähren sich aber mitunter auch von anderen Insekten. Eine beständige Feuchtigkeit in den Bast- und Kambiumschichten während der gesamten Larvalzeit ist dabei laut Palm (1941) die wichtigste Bedingung für die Larvalentwicklung. Besiedelt werden frisch abgestorbene Bäume (1 bis max. 5 Jahre) (BUSSLER 2002, STRAKA 2007), wobei kürzlich abgestorbene Bäume bevorzugt werden dürften (1 bis 3 Jahre) (Straka 2007). Jedoch können auch, bedingt durch kleinflächige Milieubedingungen, schon länger abgestorbene Bäume noch besiedelt werden, sofern wenigstens kleinräumig jüngere Zersetzungsphasen anzutreffen sind. SCHMIDL & BUSSLER (2004) charakterisieren die Art als Frischholzbesiedler.

Da der Scharlachkäfer stärkere Totholzdimensionen benötigt, besitzt er eine Zeigerfunktion für Auwälder mit höherwertiger Totholzqualität (BUSSLER 2002).

4.8.1 Bisherige Entwicklung

Über die Entwicklung der Scharlachkäfer-Population am Unteren Inn gibt es keine historischen Daten. BUSSLER (2002) stellt jedoch in seiner Untersuchung zur Faunistik und Ökologie des Scharlachkäfers fest, dass insbesondere in der Zeit zwischen 1950 und 1980 Bayern weit Nachweise des Käfers größtenteils fehlen. Dies führt er auf einen Mangel an Brutmaterial in der Nachkriegszeit zurück. Erst mit der Anreicherung von stärker dimensioniertem Totholz, dürften sich verbliebene Restpopulationen wieder ausgebreitet haben. Dem Biber (*Castor fiber*) schreibt BUSSLER (2002) eine besondere Rolle zu und weist darauf hin, dass dieser in den letzten Jahrzehnten, den Aufbau individuenreicher Populationen und Arealerweiterungen gefördert habe.

Die Innauen am Unteren Inn waren in früheren Zeiten vorwiegend niederwaldartig genutzt (REICHHOLF 2002). Da der Käfer auf frisches Totholz stärkerer Dimension (BHD > 30 cm) angewiesen ist, ist anzunehmen, dass sich die Art in dieser Phase überwiegend auf extensiv genutzte oder ungenutzte Auwaldbereiche beschränkt hat. Erst mit der Aufgabe der Niederwaldnutzung Ende der 60er Jahre und der Ausweisung als Naturschutzgebiet (1972), dürfte sich der Scharlachkäfer am Unteren Inn weiter ausgebreitet haben. Etwa zeitgleich wurde der Biber wiederangesiedelt, was sicherlich begünstigend auf seine Ausbreitung im Gebiet gewirkt hat. Mit dem Bau der Staustufen und Dämme blieben sommerliche Hochwässer aus, was eine landwirtschaftliche Nutzung in den ausgedeichten Bereichen ermöglichte. Der Umwandlung von Wald in landwirtschaftliche Fläche fielen größere Auwaldflächen zum Opfer (LINHARD & WENNINGER 1980). Für den Scharlachkäfer bedeutete dies mit Sicherheit einen Verlust von (potentiellem) Brutsubstrat und Lebensraum.

4.8.2 Aktueller Bestand

Der Scharlachkäfer wurde von BUSSLER (2002) im Jahr 2001 am Inn zwischen Töging und Pocking, mit einer erfassungstechnischen Lücke zwischen Perach und Pocking, nachgewiesen. Mittlerweile ist diese Kenntnislücke geschlossen, so dass aktuell davon auszugehen ist, dass der Scharlachkäfer entlang des Inns zwischen Töging und Neuhaus am Inn durchgehend in geeigneten Auwäldern vorkommt (BUSSLER mündl.). Auch entlang der Salzach kommt die Art von ihrer Mündung bis etwa Höhe Freilassing vor.

Mehrere Larven des Scharlachkäfers konnten am 10.07.2012 im Wirkraum (Urfarer Aue) gefunden werden (ZODER mündl.).

Aktueller Bestand des Scharlachkäfers

Art		Rote Liste			FFH		Schutz BNatSchG
deutsch	wissenschaftlich	RLD	RLB	RLB (T/ S)	Anh. II	Anh. IV	sg/bg
Scharlachkäfer	<i>Cucujus cinnaberinus</i>	1	R	kA	x	x	sg

Tabelle 41: Aktueller Bestand des Scharlachkäfers

4.8.3 Bewertung

Der Scharlachkäfer gilt nach der Roten Liste Deutschlands als „vom Aussterben bedroht“ (1) (BINOT-HAFKE et al. 2011). In Bayern ist er als Art „mit geografischer Restriktion“ (R) charakterisiert (SCHMIDL & ESSER 2003). Nach derzeitigem Kenntnisstand ist das Vorkommen der Art im Wesentlichen auf den Südosten Bayerns (Inn, Salzach, Alz) und den Alpenraum beschränkt. BUSSLER (2002) schätzt jedoch, dass die Art weiter verbreitet ist, als bisher bekannt. Er vermutet, dass sich die Art in einer Phase der Arealausweitung befindet.

Der Scharlachkäfer ist eine Art der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie und damit durch EU-Recht geschützt. Als xylobionte Käferart, die zur Ausbildung größerer Populationen stärker dimensioniertes Totholz und eine rege Walddynamik benötigt (Biber, Windwurf, natürliche Reifungsprozesse), eignet sich der Scharlachkäfer als Zeigerart für Auwälder mit höherwertiger Totholzqualität (BUSSLER 2002).

4.9 Weichtiere

Mit zufallsverteilten Probeflächen der Größe 1 m² wurde die Bestandsdichte heimischer Großmuscheln im Flachwasser ermittelt und anschließend Daten zu Art, Gewicht, Länge und Alter dokumentiert. Die Lebendmuscheln wurden danach wieder ins Wasser zurückgesetzt. Leerschalen und Schalenreste, welche Bismarratten (*Ondatra zibethicus*) nach dem Verzehr des „Muschelfleisches“ am Ufer hinterlassen haben, wurden entnommen und archiviert. Da die meisten Flach- und Stillwasserbuchten, in denen Muschelvorkommen zu erwarten sind, eine Wassertiefe < 1m vorweisen, wurden die Bestandsaufnahmen ohne Tauchgänge durchgeführt.

Die Großmuschelvorkommen des Stauraums Ering-Frauenstein beschränken sich im Wesentlichen auf die Hagenauer Bucht. In der gegenüberliegenden Eglsee-Heitzinger Bucht (Deutschland) konnten weder Anzeichen auf Lebendmuscheln gefunden werden, noch konnten Fressplätze der Bismarratte gesichtet werden. Leerschalen, welche 1984 von REICHHOLF am Damm in Eglsee entnommen wurden, zeigen Großmuschelvorkommen in dieser Zeit. Es scheint, als wäre dieses Gewässer inzwischen großmuschelfrei.

BILLINGER et al. (2014) charakterisieren das Gewässer: „Die Hagenauer Bucht bei Braunau am Inn liegt im oberen Bereich des Rückstauraums des Kraftwerks Ering-Frauenstein und erstreckt sich von Flusskilometer 53 bis 56. Ursprünglich war dieses Naturschutzgebiet gekennzeichnet durch eine große, offene Wasserfläche, welche durch eine mit Auwald bewachsene Landzunge gegen den offenen Inn abgeschlossen war (Erlinger 1981), also ein idealer Lebensraum für Großmuscheln. Reichholf (1975) berichtet von bis zu 42 Großmuscheln (*A. cygnea*, *U. pictorum*) pro m² in zufallsverteilten Probeflächen. Diese Muscheln sind von organischem Detritus abhängig, welcher einerseits durch die Strömung in die Stauräume eingetragen und andererseits direkt von den hier lebenden Wasservögeln insbesondere beim Beweiden der Wasserpflanzen produziert wird (Reichholf 1981). Etwa zur Jahrtausendwende wurde der Leitdamm an dessen oberen Ende (Billinger K. mdl.) geöffnet, um der sichtlich fortschreitenden Verlandung entgegenzuwirken. Die Einströmung von Innwasser und eine nunmehr viel raschere Verlandung der Hagenauer Bucht waren die Folge. Wie auch ein starkes Hochwasser wird dieser „Aufbruch“ der Molluskenfauna große Schäden zugefügt haben. Genaue Untersuchungen hierzu fehlen jedoch. Es bildeten sich zahlreiche neue Inseln mit

schmalen Flachgewässern und Sand- bzw. Schlickbänke. Der feinste Sand ist mehr oder weniger stark mit organischen Reststoffen durchsetzt, welcher aus pflanzlichem „Zerreißel“ (organischer Detritus) aus dem Einzugsgebiet des Flusses oder aus Abwässern stammt (REICHHOLF 1981). Die Schlickbänke und die Ufer der jeweiligen Flachgewässer sind inzwischen stark bewachsen. Die sumpfigen und flachen Ufer sind häufig von Schilf- und Rohrkolbenbeständen gerandet. Die Auwälder und der Bewuchs von Jungweiden bzw. Schilfrohr erzeugen auf den Inseln und Halbinseln in der Bucht urwaldähnliche Zustände. Diese Wälder konnten sich nun inzwischen weit über ein halbes Jahrhundert (Errichtung des Stausees 1942) ohne Eingriffe seitens des Menschen entwickeln (REICHHOLF 1998).“

4.9.1 Aktueller Bestand

Folgende Arten sind rezent im Stauraum zu finden:

- Malermuschel, *Unio pictorum*
- Teichmuscheln, *Anodonta sp.*
- Chinesische Teichmuschel, *Sinanodonta woodiana*
- Wander- oder Zebrauschel, *Dreissena polymorpha*

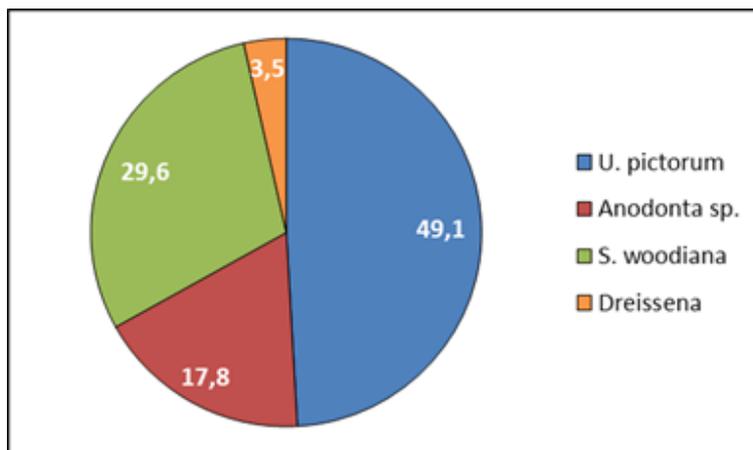


Abbildung 14: Artenverteilung der Lebendpopulation von Weichtieren in der gesamten Hagenauer Bucht, Anteile in Prozent (n = 338 Exemplare)

Die Verteilung der Schalenlängen über die Klassen (Einteilung in ganze cm; x,0 – x,9) für die Teichmuscheln (*Anodonta cygnea*) aus der lebenden Population der Hagenauer Bucht beschreibt REICHHOLF (1975), in Abb. 13 ersichtlich.

Die im Spätsommer und Herbst 2014 erfassten Daten wurden nach den gleichen Kriterien in Abb. 14 aufbereitet, gleiches gilt für Abb. 16.

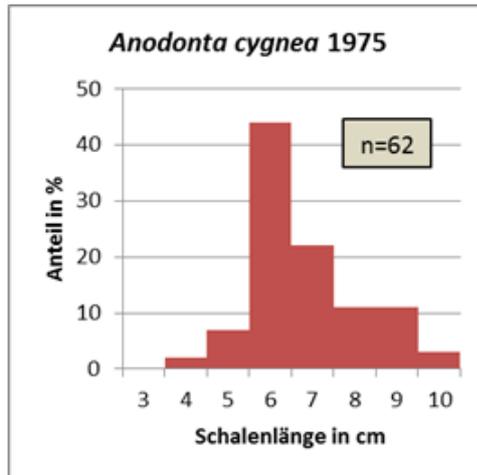


Abbildung 15: Schalenlänge von Teichmuscheln (Hagenauer Bucht): Rekonstruiertes Diagramm aus REICHHOLF (1975)

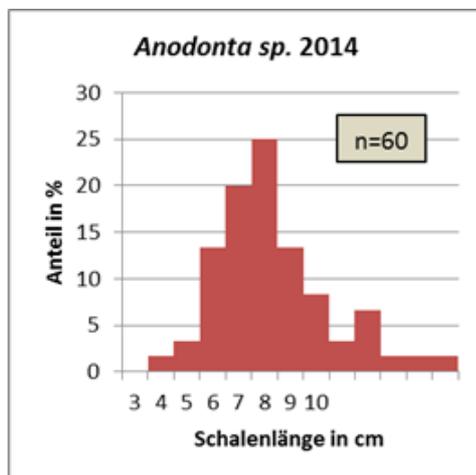


Abbildung 16: Schalenlänge von Teichmuscheln (Hagenauer Bucht): Gegenwärtige Größen-Verteilung

Für Abbildung 15 und 16 gelten dieselben Einteilungen wie in Abbildung 13 und 14. Diese zeigen jedoch die Größenstruktur der Malermuscheln (*Unio pictorum*) in der Bucht, damals und heute.

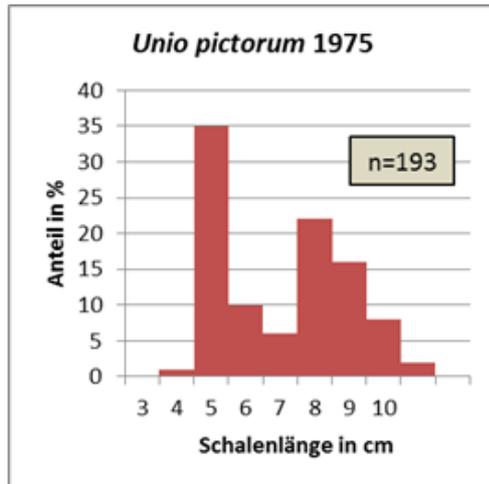


Abbildung 17: Schalenlänge von Malermuscheln (Hagenauer Bucht): Rekonstruiertes Diagramm aus REICHHOLF (1975)

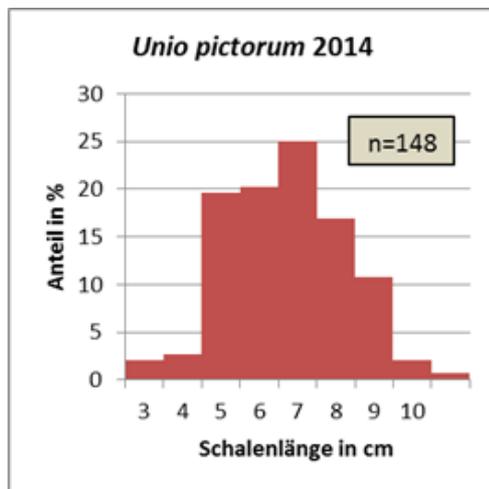


Abbildung 18: Schalenlänge von Malermuscheln (Hagenauer Bucht): Gegenwärtige Klassen-Verteilung

Als Grund für den zweigipfeligen Aufbau der Population von *U. pictorum* wird der Einfluss von Hochwässern genannt; so schreibt REICHHOLF (1975): „Starke Hochwasserführung, wie sie 1965 und 1966 aufgetreten war, lagert in kurzer Zeit dicke Schlammschichten in der Bucht ab. Ein Großteil der Muscheln geht darin zugrunde.“ Die Größenverteilung 1975 entspricht zwei Kohorten, einer jüngeren und einer älteren.

Jedoch ist eine klare Verteilung über die Größenklasse 5 – 11 cm erkennbar, in der sich dieser Aufbau auch in der Datenaufbereitung von 2014 spiegelt. Dies lässt ein spezifisches, auf die Hagenauer Bucht bezogenes Wachstum in diesem Größenbereich vermuten.

Die Wandermuschel ist in der Bucht selten, unweit von Kiesuntergrund (alter Verlauf der Mattig FKM 55,9) haftet sie vereinzelt auf lebenden Großmuscheln sowie Leerschalen und Gestein. Im Gegensatz dazu konnten im Herbst 2014 im Bereich der Salzachmün-

dung bei kiesigem Untergrund eine Wandermuschel-Dichte von 1300 Ex./m² festgestellt werden.

Die eingewanderte Zebrauschel scheint in der Hagenauer Bucht in „harmonischer“ Koexistenz mit den heimischen Großmuscheln zu leben und diese nicht durch Mobilitätsbeschränkung existenziell zu bedrohen. Auch die Bisamratte macht Gebrauch vom proteinreichen Fleisch dieser Muschel, ersichtlich durch aufgeknackte Leerschalen der Wandermuschel im ufernahen Bereich.

4.9.2 **Populationsdichte der Großmuscheln und mögliche Gründe ihrer Abnahme**

Die Auswertung von 299 m² des gesamten Untersuchungsgebiets ergab eine Gesamtmuschelzahl von 338 Muschelstücken. Das bedeutet eine Bestandsdichte von durchschnittlich 1,1 Exemplaren/m². Die Probestellen befanden sich auf verschiedenen Untergründen (Schlamm, Sand, Kies) und in Gebieten, welche unterschiedlich stark von der hohen Schwebstofffracht des Inns betroffen sind. REICHHOLF (1975) berichtet jedoch von einer mittleren Muscheldichte von 30 Ex./m² im Gebiet. Wie ist diese extrem starke Abnahme zu verstehen?

Es kommt folgender Befund hinzu: 2014 wurde die Chinesische Teichmuschel *Sinano-donta woodiana* nachgewiesen, eine den heimischen Muschelarten biologisch und ökologisch überlegene Art. Genannt werden die hohe Glochidienzahl (als Voraussetzung für effiziente Fortpflanzung) und hohe Toleranz gegenüber Eutrophierung (BILLINGER et al. 2014). Trotz des Auftretens dieser sehr wüchsigen und sich schnell ausbreitenden Art sank die Zahl der Muscheln im Vergleich zu den 1970er Jahren insgesamt aber sehr deutlich.

Bestandsdezimierende Faktoren für eine Muschelpopulation sind:

- Rückgang des Nahrungsangebots (Kläranlagenbau => Verbesserung der Wasserqualität) - langfristig
- Verschwinden bzw. Verlanden des Lebensraums - mittel- bis langfristig
- Örtliche „Ausdünnung“ der Population durch die Fresstätigkeit der Bisamratte - noch (!) zu geringe Auswirkung auf die Gesamtmuscheldichte im Gebiet
- Hochwässer schwemmen Muscheln in Bereiche die später wieder trockenfallen oder begraben diese im Sediment - kurzfristig

Die Netto-Sekundärproduktion (Muschelgewicht ohne Schale) kann als quantitativer Indikator für die Produktivität des Gewässers bzw. des Gewässerabschnitts angesehen werden (REICHHOLF mdl.). Jedoch fehlen hierzu Aufzeichnungen über das Nassgewicht in Abhängigkeit der Länge in für statistische Auswertungen geeigneter Stichprobengröße.

Die Produktion von Muschelfleisch ist vom Detritus stark abhängig, dieser stammt aus 3 Quellen:

1. Produktion durch ausgeschiedenen Exkremente der hier lebenden Wasservögel

REICHHOLF (1981): „Worin besteht nun die besondere Rolle der Wasservögel? Zweifellos vermindern sie mit ihrer Fresstätigkeit das vorhandene organische und damit

auch fäulnisfähige Material. Sie binden Nährstoffe in ihren Körpern und verfrachten sie beim Abzug in die Winterquartiere über weite Strecken. Dem nährstoffangereicherten Ökosystem der Innstauseen, und um nährstoffreiche Stauseen handelt es sich hierbei in der Tat, entnehmen sie daher mehr, als sie wieder ins Wasser mit ihren Exkrementen zurückgeben. Denn ein Teil (der organischen Kohlenstoffverbindungen) wird im Rahmen des Stoffwechsels der Wasservögel veratmet, ein Teil in körpereigener Substanz gebunden und nur der Rest wieder ausgeschieden. Dieser ist jedoch durch die Tätigkeit der Verdauungsorgane und der Darmbakterien soweit aufgeschlossen, dass er im Wasser viel schneller und leichter remineralisiert werden kann, als die vergleichbare Menge absterbender Wasserpflanzen. Mit dem Beginn der Vereisung würden in den Flachwasserzonen alle organischen, abbaubaren Materialien in eine Phase der Sauerstoffverknappung kommen, die dann zur Bildung von Faulschlamm führt, wenn mehr produziert worden war, als bis zum Winterbeginn wieder abgebaut werden konnte. Die Wasservögel beschleunigen daher in diesem belasteten Ökosystem die Nährstoffzyklen – eine äußerst wichtige Funktion, die häufig gar nicht beachtet wird.“

Die aus der „Datenbank der ornithologischen Arbeitsgemeinschaft Unterer Inn“ stammenden und von BILLINGER K. mündlich übermittelten Daten sind in Abb. 19 aufbereitet.

Das (fast gänzliche) Verschwinden der sich von Unterwasservegetation ernährenden Blässhühner in der Hagenauer Bucht ist zu erkennen: Der Bestand der letzten Zählperiode (2005-2013) liegt bei ca. 2,3% der ersten Zählperiode (1969-1976).

Zusammen mit dem entsprechenden Rückgang der beiden anderen, in der Aufarbeitung der Unterwasserpflanzen bedeutungsvollen Arten, Höckerschwan und Schnatterente, drückt dies die Gesamtminderung des von den Wasservögeln direkt erzeugten organischen Detritus auf wenige Prozent der ursprünglichen Menge aus (REICHHOLF mdl.). Auch die Bestände von Höckerschwan (*Cygnus olor*) und Schnatterente (*Anas strepera*) sind ebenfalls deutlich gesunken (BILLINGER K. mdl.).

Letztlich lassen die Befunde den Schluss zu, dass aufgrund fehlender submerser Flora die Detritusproduktion der Wasservögel auf ein nicht (mehr) erwähnenswertes Maß gesunken ist.

In der ersten Zählperiode (1969-1976) wurde nicht zwischen Gebieten differenziert, sondern jeweils nur der Stauraum angegeben. Die Hagenauer Bucht hatte jedoch den weitaus größten Anteil an den Blässhühnern in den Stauraum-Zählwerten. Im Direktvergleich der II. Zählperiode 1988-1995 hatte die Hagenauer Bucht etwa drei Viertel davon. In der Zählperiode I 1968-1977 übertraf der Anteil der Bucht gewiss die ~76%, die sich für den Zählabschnitt II errechnen, aber selbst wenn man von diesem Anteil ausgeht, sieht die Abnahme wie folgt aus:

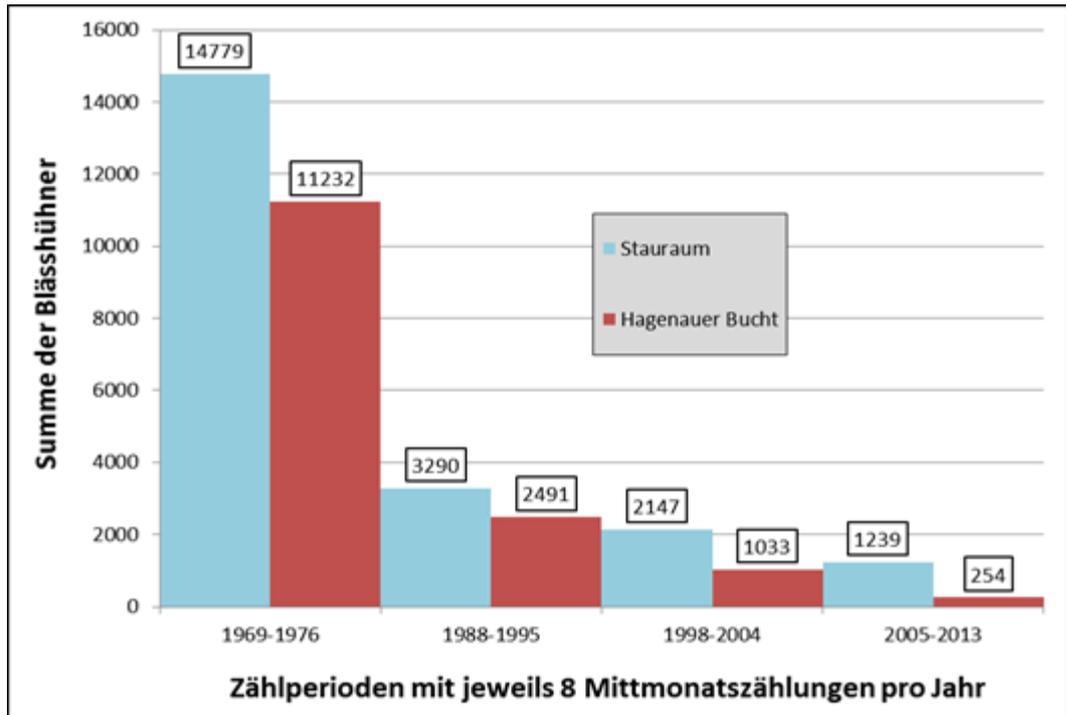


Abbildung 19: Summe der gezählten Blässhühner (*Fulica atra*)

Summe der gezählten Blässhühner (*Fulica atra*) bei jährlich 8 Mittmonatszählungen von Jänner-April & September-Dezember in der Hagenauer Bucht und im ganzen Stauraum, eingeteilt in Zählperioden. Die Datenbeschriftungen stehen für die durchschnittliche Zahl an Blässhühnern pro Jahr in der jeweiligen Periode.

2. Feinste im Wasser „gelöste“ organische Reststoffe, welche aus dem Einzugsgebiet des Flusses stammen und in die Buchten eingetragen werden (REICHHOLF 1981). In den 60er und 70er Jahren war die gesamte Hagenauer Bucht aufgrund der offenen Wasserfläche dem Schwebstoff- und Detritustransport gleichmäßig ausgesetzt, die von „unten“, d. h. der Mündung der Bucht in den Inn bei Schloss Hagenau, mit steigender Wasserführung langsam aufwärts bis in die oberen Bereiche gedrückt wurden. Seit der Öffnung der Bucht am „oberen“ Beginn (siehe Abb. 18, nach rechts abzweigender Flussarm!), strömt in jedem Sommerhalbjahr das kalte, schwebstoffreiche, aber nahrungsarme Innwasser direkt in die Bucht, in der nun der Seitenarm ein Delta bildet (Abb. 18).

Seither muss in der Hagenauer Bucht zwischen Teilgebieten unterschieden werden, in welche der Inn regelmäßig diese Stoffe transportiert und welche nur mehr oder weniger kurzfristig – bei stärkerem Hochwasser - diesem Stofftransport ausgesetzt sind.

Die Konzentration von Nährstoffen und letztendlich auch von organischem Detritus im Wasser des Stroms dürfte in den letzten Jahrzehnten auf ein Minimum gesunken sein. REICHHOLF (1994): „Die Wasserqualität des Inns stieg nach den offiziellen Angaben des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft auf Güteklasse II an“.

3. Örtliche Produktion durch ins Wasser gelangendes, organisches Material und die Umbildung von Unterwasservegetation zu Detritus:

- Weidenlaub
- Von Bibern gefällttes Weidengehölz
- Abgestorbene Schilf – und Rohrkolbenbestände.

Röhrichtzonen und Gehölz nahmen im Jahr 1956 11 Hektar des gesamten Stauraums ein, im Jahr 2014 sind es bereits 65 (!) Hektar

REICHHOLF (1993) beziffert den von den Wasservögeln ungefressen übriggebliebenen Prozentsatz an Unterwasservegetation, welche sich in Folge zu Detritus umbildet, mit 10%.

Jedoch kann das damals üppige Wachstum von Unterwasserpflanzen (Armluchteralgen, Laichkräuter, Wasserpest, Tausendblatt) (REICHHOLF 1981) nicht mit der heutigen Gewässersituation verglichen werden. Das Fehlen der Blässhühner (Abb. 16), welche sich früher zu tausenden in der Bucht sammelten (Abb. 17), steht für das geringe Nahrungsangebot. Die Rallenart ist von der Unterwasservegetation abhängig und dient mit ihrem Vorkommen und ihrer Häufigkeit als Bioindikator, die Häufigkeitsveränderungen spiegeln das Angebot an Wasserpflanzen wider.

REICHHOLF (1994): „Das änderte sich schlagartig 1973/74, als die Verlandung der Buchten ein Ausmaß erreichten, das die großflächige Entwicklung von Unterwasserpflanzen zunehmend einschränkte.“

Der Rückgang des Nahrungsangebots kann nicht alleine für die Dezimierung der Bestandsdichte im Gebiet verantwortlich gemacht werden. Dass die Bisamratte mit ihrer überwiegend im Winter stattfindenden Fressaktivität von Großmuschel-Fleisch nicht störend in das System eingreift, sondern ein wichtiger Bestandteil der Biozönose ist, behandelt Reichholf (1975) ausführlich.

Übrig bleibt die These, dass die progressive Verlandung für den Rückgang der Abundanz verantwortlich ist, nicht nur durch die sinkenden Unterwasservegetations-Bestände sondern auch und vor allem aufgrund von Verlusten des Lebensraums. Das Verschwinden und Verlanden der geeigneten Lebensräume der Großmuscheln, nämlich die nährstoffreichen Seitenbuchten und Stillgewässer, muss daher genauer betrachtet werden.

4.9.3 Aktuelle Situation der Muschel-Habitate im Gebiet und Auswirkung auf die Population

Der gegenwärtige Zustand der „Hagenauer Bucht“ ist in Abb. 18 gezeigt. Die Fläche, die theoretisch für Muschelbestände in Frage kommt, macht nur noch einen kleinen Bruchteil der Ausdehnung in den 70er und 80er Jahren aus. Genau deshalb darf die Gesamtmuschelzahl nicht mit ~ 3,7% angenommen werden, wie sich aus der Großmuschelabundanz im Direktvergleich zu 1975 errechnet. Die tatsächliche Muschelzahl, die rezent in der Hagenauer Bucht lebt, dürfte weniger als 1% die der 70er Jahre betragen.

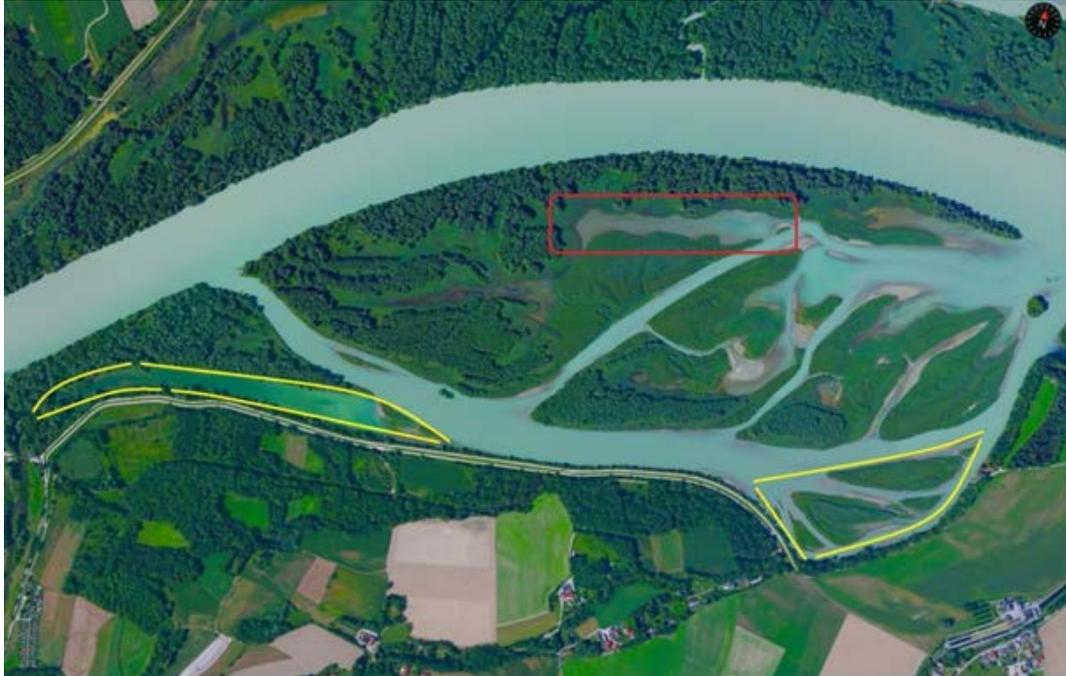


Abbildung 20: Aktueller Zustand, Aufnahme bei jährlicher Hochwasserführung ist erkennbar durch milchig getrübbtes Wasser, Gletschermilch genannt (Quelle: Apple Maps)

Zwei Extreme bezüglich des Einflusses von Schwebstoffen werden nun detaillierter betrachtet. Auch das Schalenwachstum pro Jahr wurde hier genauer untersucht und gebietsweise verglichen:

1. Südwestlicher Altarm (früherer Verlauf der Mattig) und das Gebiet rund um die Inselgruppe im Südosten der Bucht → Gelbe Markierungen
2. Seitenarm im Norden der Bucht → Rote Markierung

Gelber Bereich: Wie auf dem Satellitenbild (Abb. 18) zu sehen ist, wird in der Zeit mit hinreichend warmem Wasser (aktive Lebensweise der Großmuscheln bei Wassertemperatur > ca. 8°C) der alte Verlauf der Mattig (fast) nicht durchströmt und ist somit nicht dem Schwebstofftransport ausgesetzt. Das hat zur Folge, dass dadurch auch kein Detritus aus dem Einzugsgebiet des Inns in die Seitenbucht gelangen kann.

Nur starke Hochwässer bringen aufgrund der hohen Schwebstofffracht große Schlamm- und Sedimentmassen in den Altarm. Aufgrund dieser Ablagerung ohne Abtragung (strömungsfrei) wird dieses Biotop längerfristig weiter verlanden.

Auch der Gewässerabschnitt um die Inselgruppe im Südosten der Hagenauer Bucht wurde quantitativ auf Muschelvorkommen untersucht. Dieser Bereich zeigt im Gegensatz zum bereits behandelten Teilbereich eine deutliche Durchströmung (Gletschermilch) und dadurch einen höheren Transport von Schwebstoffen. Ein Faktor, der gegen eine größere Muscheldichte und eine höhere Lebendbiomasse (die in Relation zu *S. woodiana* recht kleine Art *U. pictorum* ist hier die dominante Art) spricht, ist die zu hohe Strömung aufgrund der „Offenheit“ des Habitats: Es findet eine nicht ausreichende Se-

dimentation von organischem Feinstmaterial statt, da es der Strömung ohne Schutz und Kehrströmung ausgesetzt ist.

Roter Bereich: Dieser Seitenarm findet bereits in Billinger et al. (2014) Erwähnung: „In einem Seitenarm (Wassertiefe < 75 cm) in der Hagenauer Bucht wurde die Muschelpopulation und deren Dichte genauer bestimmt: In 95 m² (1 m² - Probeflächen) befanden sich 145 Großmuscheln, also Ø 1,5/m². Der Untergrund war sehr schlammig, man konnte sich nur schwer fortbewegen.“ Letzteres steht für hohen organischen Anteil im Sediment.

Im Seitenarm ist bei genauer Betrachtung sehr wohl eine milchige Trübung festzustellen. Vermutlich kommt es aufgrund der Verwirbelung im Wasser zur Eintragung von Detritus in den Arm, dieser lagert sich dort nachhaltig ab. Die optimale Sedimentation bei geringfügiger Erosion von organischem Material, Nahrung der Muscheln, erscheint auf dem ersten Blick der perfekte „Endzustand“ zu sein. Der Status quo zeigt ein signifikant schnelleres Wachstum von *Anodonta sp.* im Seitenarm als im restlichen Gebiet (Abb. 21). Auch die „zu ernährende“ Lebendbiomasse spricht für das bessere Nahrungsangebot im Seitenarm: Die dominante Art ist hier *Sinanodonta woodiana*, Exemplare mit einem Nassgewicht von über 1000g wurden von den Autoren in der Bucht gefunden. Die Statistik „Exemplare/m²“ hat keine Aussagekraft, ob es sich hierbei um eine Chinesische Teichmuschel mit möglicherweise 1000g Lebendgewicht oder um eine Maiermuschel mit nur 40g handelt. Doch der Schein trügt: Die Ablagerung durch genau dieses Prinzip der Strömung und des Kehrwassers ist verbunden mit der Sedimentation von Feinstsand (Schlick). Der Lebensraum wird in den nächsten Jahren einer zunehmenden Verlandung ausgesetzt sein: ein Habitat mit Ablaufdatum.

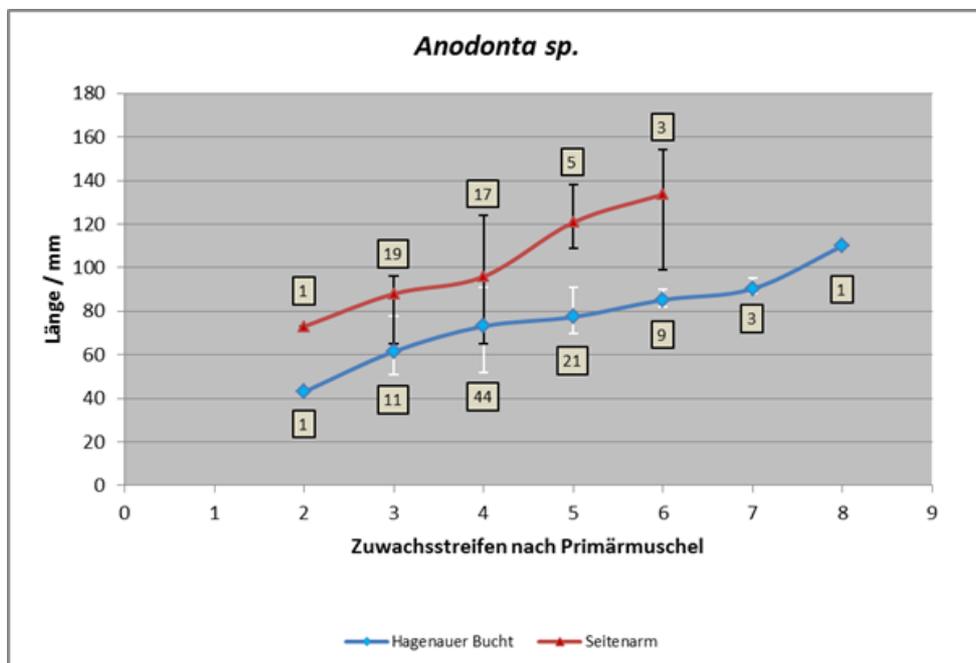


Abbildung 21: Vergleich der Wachstumsraten heimischer Teichmuscheln *Anodonta sp.* im Seitenarm und in der restlichen Hagenauer Bucht

Vergleich der Wachstumsraten heimischer Teichmuscheln *Anodonta sp.* im Seitenarm und in der restlichen Hagenauer Bucht. Die Zahlen stehen für die Anzahl der Messpunkte, die Werte dieser Probestellen wurden gemittelt. Die Streuung ist mit Fehlerbalken dargestellt. Die blaue Linie zeigt die Wachstumskurve der gesamten Hagenauer Bucht unter Ausschluss des Seitenarms.

Durch die Schwebstofffracht, welche schon bei der jährlich auftretenden Hochwasserführung (Abb. 20) in den Seitenarm gelangt, ist dieser Teilabschnitt der Hagenauer Bucht als biotischer Zeitraffer zu betrachten. Im Gegensatz zu anderen Nebenbuchten im Untersuchungsgebiet findet hier die Sedimentation von Feinsand regelmäßiger und in kürzeren Abständen statt.

5 Bestehende Prognosen zur weiteren Entwicklung des Stauraums (Literaturlauswertung)

5.1 Weitere Verlandung des Stauraums

AQUASOLI (2010) hat eine Prognose zur weiteren Verlandung des unteren Stauraums (50,40 bis 48,00) für weitere fünf Jahre dargestellt (also bis 2015! s. Abb. 20). Es zeigt sich eine weitgehend stabile Fließrinne, während in Nebenarmen und wenig durchströmten Bereichen bis zu 1,5 m Verlandung prognostiziert werden.

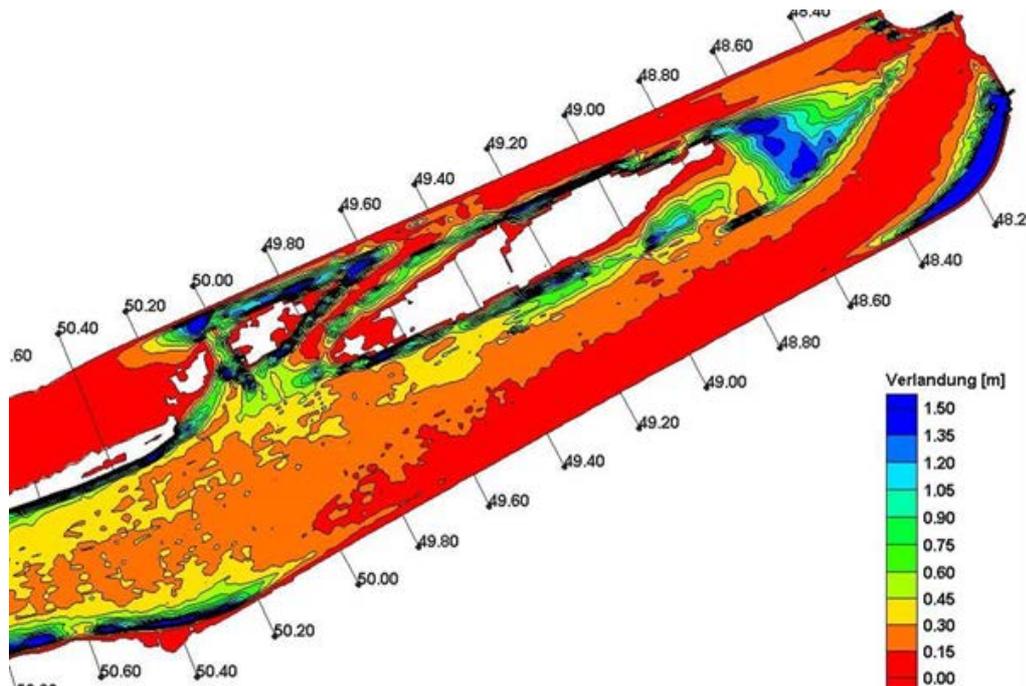


Abbildung 22: Verlandungsprognose in 5 Jahren (AQUASOLI 2010)

Eine Erhöhung der Wasserspiegel infolge der weiteren Verlandungen wird in relevantem Umfang nicht erwartet.

Qualitative Aussagen zur weiteren Entwicklung der Stauräume am unteren Inn finden sich mehrmals:

CONRAD-BRAUNER (1992; 37): „Insgesamt ist seit dem Einstau der Stufen bis heute eine allmählich verminderte morphodynamische Aktivität zu verzeichnen. Der Abtrag und die Neuentstehung von Inseln durch Auflandung finden seltener und nur mehr in geringem Ausmaß statt. Für die Auflandungsgesellschaften und deren strauchhohe Folgestadien stehen heute nur mehr wenige kleine Lebensräume zur Verfügung. Dagegen nehmen die Verlandungspioniere der altwasserartig verlandenden Stillwasserbuchten im Schutz von Auenwäldern zunehmend größere Flächenanteile ein. Den größten Flächenzuwachs beanspruchen jedoch die Auenwälder selbst. [...] Will man die Stauhaltungen auch weiterhin beibehalten, lässt sich die Auffüllung der Stauräume letztendlich nicht verhindern.

Die nachträglich eingebauten Längsbauten beschleunigten die Auffüllung der Stauräume zu beiden Seiten der Hauptfließrinne, indem sie bei Nieder- und Mittelwasser den Abfluss und damit die Erosionsvorgänge auf die Flussmitte konzentrieren. Folglich werden die Vorländer zu beiden Seiten der Hauptfließrinne künstlich fixiert und ihre Ausdehnung beschleunigt.

Zur Fixierung der vorhandenen Inseln und Halbinseln trägt zusätzlich das geringe Fließgefälle bei sowie auch die verminderten Wasserstandsschwankungen, indem sie eine rasche und dauerhafte Besiedlung mit Vegetation bis an die Inselränder begünstigen.

Nur Spitzenhochwässer können durch episodische Inselverlagerungen neue Lebensräume für die Auflandungspioniere und die daran gebundenen Vogelarten schaffen. Da derart morphologisch wirksame Katastrophenhochwässer jedoch äußerst selten auftreten, können sie die allgemeine Tendenz zur Fixierung der Inseln nur kurzfristig unterbrechen.

Der Kreislauf zwischen Sedimentation und Erosion bildet die natürliche Lebensgrundlage einer Flussaue mit ihren Lebensgemeinschaften. Durch den Einstau wird das Gleichgewicht zunächst zugunsten der Sedimentation verschoben. Sind die Stauräume schließlich mit Sedimenten aufgefüllt, so bleibt auch kein Platz mehr für Inselneubildungen, und es herrscht auf den fixierten und bis dahin fast vollständig bewaldeten Auenstandorten weitgehende Formungsruhe.

Setzt sich die beschriebene Entwicklung ungehindert fort, so ist im Gesellschafts- und Arteninventar der Innauen für die Pflanzendecke und wohl auch für die Vogelwelt eine Verarmung zu befürchten: Anstelle der noch vorhandenen natürlichen Vielfalt an Pflanzengesellschaften unterschiedlicher Formationen und Sukzessionsstadien wird letztendlich ein einförmiger Auenwald entstehen, der die Stauhaltungen schließlich vollständig ausfüllen wird, durchzogen nur von schmalen, röhrichtbestandenen Hochflutrinnen und zweigeteilt durch eine langgestreckte, befestigte Abflussrinne in der Mitte.

ZAUNER et al. (2001) zeigen am Beispiel der Reichersberger Au im Stauraum Schärding-Neuhaus (S. 191ff) beispielhaft die Entwicklung einer größeren Seitenbucht in einem Stauraum des unteren Inns: „Die vorliegenden Ergebnisse belegen deutlich die Verlandung der aquatischen Zonen in der Reichersberger Au seit dem Einstau des Kraftwerkes Schärding-Neuhaus im Jahr 1962. Diese ist aber keinesfalls abgeschlossen. Es zeigt sich vielmehr, dass das System vor einer Wende steht und die bis heute zu einem großen Teil unter dem Wasserspiegel stattgefundenen Veränderungen in den nächsten Jahren massiv zu Tage treten werden. Die Geschwindigkeit dieser Wandlungen macht aber auch deutlich, dass die erhobenen gegenwärtigen Daten nur eine Momentaufnahme darstellen können.

Anders als im Flussschlauch stellt sich in den Augewässern nur an einigen Stellen ein Gleichgewicht zwischen Sedimentation und Erosion ein. Diese Bereiche sind dadurch gekennzeichnet, dass die Fließgeschwindigkeit den Feststofftransport ermöglicht und das Abflussprofil auf eine schmale Rinne reduziert hat. Für die restlichen Wasserflächen lässt sich ableiten, dass ohne anthropogene Eingriffe und unvorhersehbare Ereignisse, langfristig die Verlandung der überbreiten Abflussprofile und die Reduktion auf

ein dem Wassereintrag entsprechendes Gewässerbett eintreten werden. Der langfristige Endzustand dieser Entwicklung könnte ein Auwald ähnlich der Situation vor dem Einstau sein“ (Anm.: Die Ähnlichkeit der auf den Verlandungen entstandenen Silberweidenbeständen mit den Auwäldern vor Einstau ist tatsächlich aber unvollständig; vgl. Kap. 4.1).

Die Ergebnisse [...] zeigen deutlich, dass das Gewässer in seiner heutigen Ausprägung keinesfalls bestehen bleiben wird. Vielmehr werden ohne wasserbauliche Eingriffe die aquatischen Lebensräume durch die fortschreitende Verlandung mittelfristig verloren gehen. Der „konservierende Naturschutz“ ist in Anbetracht der vorliegenden Rahmenbedingungen aussichtslos. Somit ist es erforderlich mit geeigneten Mitteln dem Verlust von Wasserflächen entgegenzuwirken.“

LOHMANN & VOGEL (1997; 48): „Nach dem Bau der Stauseen fand über 10-20 Jahre eine Phase starker Veränderungen des Lebensraums statt. An den Stauwurzeln lagerten sich aufgrund verminderter Strömungsgeschwindigkeit Geschiebe und Schwebstoffe deltaförmig ab, während sich die Hauptrinne, die durch die frühere Kanalisierung des Inns und die dadurch erhöhte Fließgeschwindigkeit auf 5-7, maximal bis 12 m eingetieft war. Sobald diese Umlagerungen sich stabilisiert haben, vollzieht sich eine Vegetationsukzession, die je nach Höhe der Schwemmflächen zu mehr oder weniger stabilen Klimaxstadien führt.

- Submersvegetation in ruhigen klaren Flachwasserzonen,
- Röhrichte in Flachwasserbereichen der Buchten,
- Auwaldbildung auf höher gelegenen Inseln und Anlandungen.

Auch wenn es durch die jahreszeitliche Flussdynamik immer wieder zu Umlagerungen kommt, bildet sich doch mit der Zeit ein stabileres Vegetationsmosaik aus, und vegetationslose oder -arme Flächen treten nur noch temporär und kleinräumig auf. Diese Entwicklung hat starke Auswirkungen auf die Vogelwelt.“

Die in Kapitel 3 zusammengestellten Daten belegen mittlerweile, dass die bisher veröffentlichten Prognosen die eingetretene Entwicklung im Wesentlichen richtig beschrieben haben.

So zeigt sich auf den ältesten Verlandungen im Bereich Erlach / Prienbach / Heitzing der von CONRAD-BRAUNER prophezeite „einförmige Auwald“ auf großer Fläche, durchzogen von strukturarmen Kanälen mit steilen Ufern sowie auch von schilfbewachsenen Flutrinnen, also schon weiter verlandeten, früheren Seitenarmen die in absehbarer Zeit bewaldet sein werden.

Auch die rapide voranschreitende Verlandung der Hagenauer Bucht lässt keinen Zweifel, dass sich hier in wenigen Jahrzehnten ein ähnliches Stadium einstellt, wie derzeit gegenüber auf der bayerischen Seite. Diese Entwicklung wird zweifellos die Seitenbuchten vollständig ergreifen, und auch im zentralen Stauraum sind ähnliche Entwicklungen abseits der Hauptfließrinne absehbar (vgl. die Prognose von AQUASOLI). Dominanter Lebensraum des Stauraums wird zunehmend Auwald sein, mit allen Folgen für das Lebensraum- und Artenspektrum.

5.2

Entwicklung der Stauräume und Auen unter dem Einfluss anderer Faktoren

Vor allem REICHHOLF weist auf die Bedeutung weiterer Einflüsse für die Entwicklung der Stauräume und Auen hin:

- Beispiel Schlagschwirl (REICHHOLF 2000; 282): *„Die Auen, ihr Hauptlebensraum, sind zugewachsen oder gerodet worden. Lichtungen mit Jungwuchs entstehen kaum mehr. Und wo doch, sind diese schon im nächsten Jahr mit so dichter Hochstaudenflur zugewachsen, dass Schlagschwirle offenbar nicht mehr dort hineinfliegen um zu brüten.“*
- Auswirkungen intensiver Landwirtschaft auf angrenzenden Niederterrassen (REICHHOLF 2000; 288f): *„Hieraus geht eindeutig hervor, wo der Schwerpunkt der Bestandrückgänge und Artenverluste liegt: In der Flur und in den Dörfern! Das gilt auch für die nichtbrütenden Arten mit starken Rückgängen. Der Ursachenkomplex lässt sich hierzu auf zwei Hauptbereiche zurückführen. Die strukturelle Verarmung infolge der Flurbereinigungen und Ausräumungen in den Fluren sowie die Vereinheitlichung der Anbauflächen einerseits und die in den 70er Jahre stark angewachsene, bis heute hohe Belastung der Fluren mit Nährstoffen, die Eutrophierung. Rund zwei Drittel aller Artenrückgänge und -verluste gehen hier, im niederbayerischen Inntal, somit auf die Auswirkungen der Landwirtschaft zurück.“*
- Bewirtschaftung der Auwälder (REICHHOLF 2000; 289): *„Die Landwirtschaft ist, in Form der Aufgabe althergebrachter Bewirtschaftungsweisen, auch die eigentliche Ursache für den Rückgang bei den sechs Auwaldarten. Die früher geübte Form der kleinflächigen Niederwaldbewirtschaftung ist Ende der 60er/Anfang der 70er Jahre weitestgehend eingestellt worden. Die Folge war ein Zuwachsen des Auwaldes und damit ein Verlust von besonderen Entwicklungsstadien des Lebensraumes, wie ihn insbesondere der Schlagschwirl mit seiner Nutzung des Jungwuchses auf Erlen-schlägen braucht.“*

Die Betrachtung einer Null-Variante als grundsätzliche Alternative zu dem Weiterbetrieb setzt die Definition dieser „Betriebsform“ voraus. In den Antragsunterlagen für den Weiterbetrieb des Wasserkraftwerks Wasserburg (AQUASOLI 2012) wurde die Null-Variante als „Aufgabe der Wasserkraftnutzung“ definiert, d.h. die „Stauanlage besteht weiterhin, Wasser durchfließt die geöffneten Schütze, das Stauziel wird somit vollständig abgesenkt.“ Die Fallhöhe beträgt am KW Ering-Frauenstein 9,65 m. Damit würden auch die seitlichen Dämme bestehen bleiben.

Die Folge wäre unmittelbares Einsetzen starker Tiefenerosion in den weichen Sedimenten des Stauraums:

- Einschneiden des Inns in den Sedimentkörper bei fortschreitender Seitenerosion
- Schlagartiger, völliger Verfall der ohnehin nur mehr seichten Wasserflächen abseits der Hauptfließrinne, Auengewässer würden sich nur noch in den ausgedämmten Altauen finden. Nahezu völliger Verlust der Lebensräume gewässergebundener Tier- und Pflanzenarten.
- Starke Drainagewirkung für die plötzlich viel zu hoch liegenden Auwälder und Röhrichte auf den Stauremanlandungen mit der Folge schneller und starker Degradation (völliger Verlust der Auwald-Eigenschaften, d.h. weitgehender Verlust des prioritären FFH-LRT 91E0!).
- Erhebliche Sedimentausträge
- Erhebliche Beeinträchtigung des Landschaftsbildes, Verlust der Erholungsfunktion für Anwohner und Urlauber

Mit diesen groben Stichpunkten sind einige wichtige Auswirkungen umrissen. Dem stehen an positiver Auswirkungen dieser Null-Variante der Rückgewinn einer naturnahen Hydrodynamik gegenüber (mit fortschreitender Tiefenerosion wird sich der Inn dem Fließgefälle vor Einstau (also des korrigierten Inns!) wieder annähern, bei entsprechenden Wasserstandsschwankungen, Fließgeschwindigkeiten, usw.). Damit entsteht wieder Fließstrecke, die aus fischökologischer Sicht inntypischen, rheophilen Arten zu Gute kommen wird.

Allerdings werden zunächst Auen fehlen, dazu müsste der Stauraum völlig von Sedimenten entleert werden. Sofern die seitlichen Dämme weiter bestehen würden, würde sich für die Situation der hydrologisch vom Fluss getrennten Altauen nichts ändern (Grundwasserverfall?). Wenn sich der Inn wieder in sein korrigiertes Bett findet, würden morphologische Prozesse wie Tiefenerosion wieder beginnen.

Eine „weitergehende“ Null-Variante würde den Rückbau aller Bauwerke, also des Stauwehres, der seitlichen Dämme sowie auch von Leitbauwerken umfassen. Hier könnte sich grundsätzlich eine Situation ähnlich wie der heute an der Salzach einstellen. In Verbindung mit wasserbaulichen Maßnahmen würde sich eine Auenlandschaft entwickeln lassen. Unverändert wären aber zwangsläufig die weitgehenden Verluste der bestehenden Stauraumstrukturen in ihrer Bedeutung für die Tier- und Pflanzenwelt des FFH- und SPA-Gebietes.

Die Umsetzung einer Null-Variante, in welcher Form auch, würde also in jedem Fall zu einer Entwicklung führen, die derzeit fixierten naturschutzfachlichen Erhaltungszielen widerspricht.

7 Entwicklungsprognosen aus naturschutzfachlicher Sicht zur weiteren Entwicklung des Stauraums

7.1 Vegetation

Die Vegetation des Wildflusses war durch eine Reihe spezialisierter Pioniergesellschaften geprägt, wie etwa Tamarisken- und Sanddorn-Gebüsche. Die Gesellschaften waren in hohem Maße von den spezifischen standörtlichen Bedingungen des Flusses abhängig, seiner Morpho- und Hydrodynamik und der damit verbundenen Unbeständigkeit der Standorte. Auch Nährstoffarmut und zeitweise Trockenheit spielten eine große Rolle.

Am korrigierten Inn konnten sich wildflusstypische Standortbedingungen grundsätzlich noch halten, allerdings auf wesentlich reduzierten Restflächen entlang des begradigten und zunehmend eingetieften Flussschlauches. Allerdings war das Spektrum der charakteristischen Vegetationseinheiten noch weitgehend vollständig. Erhebliche Änderungen vollzogen sich aber in den vom Fluss zunehmend getrennten Auen. Einerseits wurden Nebengewässer durch flussbauliche Maßnahmen abgetrennt, andererseits verfielen die Grundwasserstände, was auch intensivere Nutzungen in den Auen ermöglichte. Auch die Überflutungshäufigkeit ging zurück. Nutzungsformen wie Niederwaldwirtschaft oder auch Waldbeweidung haben aber zum Erhalt charakteristischer Lebensgemeinschaften beigetragen.

In den Stauräumen entwickelte sich eine völlig andersartige Vegetationsdecke, die durch die neuen standörtliche Bedingungen (Auflandungen nur noch von Feinsedimenten, geringe Wasserstandsschwankungen, nährstoffreiche Verhältnisse, usw.) geprägt ist. Auch die Anzahl zu unterscheidender Vegetationseinheiten ist vergleichsweise gering. Im Wesentlichen handelt es sich um krautige Pioniervegetation der jungen Schlammflächen (Zweizahn-Ufersäume), die – je nach Strömungsdisposition – v.a. von Rohrglanzgras- oder Schilfröhrichten abgelöst werden und sich schließlich zu Silberweidengebüschen bzw. –wäldern weiterentwickeln. Es kann zwischen Auflandungszonen in strömungsexponierten Gebieten und Verlandungszonen in vergleichsweise beruhigten Zonen mit einem jeweils unterschiedlichen Ablauf der Vegetationsentwicklung unterschieden werden. Anfänglich in tieferem Wasser auftretende Wasserpflanzengesellschaften sind mittlerweile wegen der fortgeschrittenen Verlandung weitgehend verschwunden. Während sich Silberweidenbestände auf den Sedimenten der jüngsten Hochwässer rasch ausbreiten, gehen sämtliche anderen Vegetationseinheiten, auch offene Wasserflächen, stark zurück.

Die ältesten Verlandungsgebiete (zwischen Erlach und Heitzing) lassen das vorläufige Endstadium der Entwicklung erkennen: Vorerst noch relativ einförmige und artenarme Silberweidenbestände beginnen altersbedingt zusammenzubrechen, ohne dass sich in der dichten Krautschicht eine nachrückende Gehölzgeneration entwickeln konnte. Vorübergehend werden sich möglicherweise Holundergebüsche mit Waldrebenschleiern flächig entwickeln. Die Altwässer, die diese Wälder durchziehen, bilden aufgrund der Feinsedimentdynamik steile, hohe Ufer aus, so dass kaum Übergänge zwischen Auwald und Gewässer bestehen. Teilweise entwickeln sich in verlandenden Gewässerabschnitten flächig Schilfröhrichte. Der Grundriss des Endstadiums dieser Entwicklung hat sich mittlerweile auch in der Hagenauer Bucht eingestellt.

Damit wird auch deutlich, dass seit Einstau im Stauraum eine gerichtete Entwicklung abläuft, deren Fortschritt durch die Geschwindigkeit der Verlandung bestimmt wird. Diese gerichtete Verlandungsdynamik ist bis zum Erreichen ihres weitgehend stabilen Endstadiums zeitlich begrenzt und unterscheidet sich damit grundlegend von der eines Wildflusses.

In Fortsetzung der aufgezeigten Entwicklungstendenzen wird die für die Verlandungsbereiche der Stauräume ein Vorherrschen von Silberweidenauen angenommen, deren weitere Entwicklung aber noch unklar. In jedem Fall werden sie sich wegen fehlender Morphodynamik wohl nicht halten können, da sie auf Verjüngung auf offenen Rohböden angewiesen sind. Dies könnte allenfalls auf Sandaufschüttungen nach einem starken Hochwasser wie 2013 beschränkt möglich sein. Sonstige Vegetationseinheiten der Stauräume, also vor allem Schilfröhrichte und Pionierfluren der Schlammبانke, werden auf vergleichsweise sehr geringe Flächen zurückgedrängt werden und abschnittsweise weitgehend verschwinden.

In den ausgedämmten Altauen wird die Entwicklung aufgrund der aufgezeigten Prozesse zu Strukturänderungen bei den Auwäldern führen. Silberweidenauen werden weitgehend zerfallen, ebenso die meisten Grauerlenauen und Eschenauen (aus jeweils anderen, genannten Gründen). Altwässer werden weiter verlanden und eutrophieren, so dass die Wasserflächen mit ihren spezifischen Vegetationseinheiten abnehmen, ohne entscheidende Gegenmaßnahmen innerhalb einiger Jahrzehnte weitgehend verschwinden werden. Röhrichte und Großseggenriede werden sich stattdessen vorübergehend ausbreiten. Durch Pflege erhaltene Offenlandbereiche werden sich bei Beibehaltung der Maßnahmen kaum verändern.

7.2 Flora

Die Entwicklung der Flora verläuft im Wesentlichen analog zu der der Vegetation und kann daher in aller Kürze dargestellt werden.

Charakteristische Pflanzen der Pionierfluren des früheren Inns (z.B. Bunter Schachtelhalm, Uferreitgras, Alpenkresse) finden sich allenfalls noch im Bereich der Stauwurzel, wo vor allem wechselnde Wasserstände erhalten geblieben sind. Vorkommen dieser Arten sind häufig unbeständig und können immer wieder auftreten.

Der feindsedimentreiche Stauraum enthält dagegen eine ganze Anzahl zwar natur-schutzfachlich durchaus interessanter, für den früheren Inn aber untypischer Pflanzen. Als Beispiel sei der Schlammling (*Limosella aquatica*) genannt, der die Schlammبانke der Stauräume in einer bestimmten Entwicklungsphase offenbar in Massen besiedelt hat. Historisch war er nur abseits des Inns erwähnt worden, war also nie ein Element der Wildflusslandschaft, allenfalls kleinstflächig, wie es VOLLRATH noch vor Einstau der Stufe Ingling beschreibt. In jedem Fall werden sich Vorkommen der Pionierarten der offenen Schlammبانke zunehmend auf saumartige Randbereiche zurückziehen, im stabilen Endstadium der Vegetationsentwicklung bleibt derartigen Arten kaum noch Platz. Aus den Silberweidenbeständen der Stauräume sind keine floristisch bemerkenswerten Arten bekannt.

In den ausgedämmten Altauen finden sich in allen Lebensräumen bemerkenswerte Pflanzenarten. Sie sind mit dem Schicksal der Pflanzengesellschaften verbunden, die

ihr Umfeld prägen. So muss bei den Arten der Auwälder und Altwässer teilweise mit Rückgängen gerechnet werden, während die Arten der (gehölzfreien) Trockenstandorte, bei Sicherstellung der derzeitigen Pflege, in ihrem Bestand erhalten werden können. Dank der in Art und Umfang ungewöhnlichen Maßnahme „Biotopacker“ kann der Bestand entsprechender Arten im Gebiet sogar Zuwächse verzeichnen. Auch Dämme und Sickergraben tragen hierzu bei, die ebenfalls entscheidend von sachgerechter Pflege abhängig sind.

7.3 Vögel

Die Fortsetzung der gegenwärtigen Entwicklung bei weiterer Verlandung der Seitenbuchten und auch des zentralen Stauraums abseits des Flussschlauches letztendlich zu flächigen Auwäldern bei sich weiter stark verringernden Wasserfläche. Das Artenspektrum wird sich (weiterhin) stark verändern. Die wassergebundenen Vogelarten und deren Bestandszahlen würden stark zurückgehen. Die wenige verbleibenden oder den Winter am Inn verbringenden Tauchenten würden sich in den stark durchströmten Zentralgerinnen finden, die derzeit recht stark vertretenen Schwimmengruppen würden ebenfalls wegen der Reduzierung der Wasserfläche in ihren Beständen deutliche Einbußen hinnehmen müssen. Im Gegensatz dazu wären wohl die Auwaldvögel die Gewinner einer fortschreitenden und ungebremsten Sukzession. Innerhalb der Stauräume wären dann nämlich wieder auf relativ großen Flächen echte Auwälder zu finden, die auch in wohl verschiedenen, aber überschaubaren Abständen überflutet würden.

Allerdings würden Kiesstrukturen völlig fehlen, die im Zeitraum vor 1850 sicher eines der Markenzeichen und Qualitätskriterium der Auen auch im unteren Inntal waren.

7.4 Fische

Auf die morphologischen Prozesse und deren gewässerökologischen Konsequenzen wurde bereits in den vorangegangenen Kapiteln hingewiesen.

Während diese Prozesse in Bezug auf Anlandungen im Hauptabflussprofil des Inns in einem mehr oder weniger stabilen Gleichgewichtszustand (in Abhängigkeit von Hochwasserereignissen) sind, kommt es in den mit dem Inn in Verbindung stehenden Gewässerteilen hinter den Leitwerken zu weiteren Verlandungen. Ohne Änderung der aktuellen Zustände lassen diese Prozesse eine langfristige Totalverlandung dieser Gewässerteile erwarten. So wird es zum vollständigen Verschwinden tiefgründiger, sichtiger, wärmerer Gewässerteile kommen.

Diese zu erwartenden Veränderungen treffen insbesondere die aquatische Fauna. Am dramatischsten sind die daraus resultierenden Konsequenzen für Fische. Neben dem rapiden Wasserflächenverlust wirken vor allem die stark verringerten Wassertiefenverhältnisse limitierend für den Erhalt standorttypischer Zönosen. Negative Effekte werden sich nicht nur in einem Einbruch der Fischbiomassen ergeben, sondern besonders in der Veränderung der Artenzusammensetzung und den Dominanzverhältnissen. Der Wandel trifft weniger ubiquitäre Arten, sondern vielmehr autypische Faunenelemente, welche als Spezialisten auf makrophytenreiche, sichtige, tiefgründige und warme Gewässerteile angewiesen sind. Mit dem Verschwinden dieser Gewässerteile werden auch die an diese Gewässer gebundenen Arten massiv reduziert. Nicht zuletzt verschlechtern sich auch mit der fortschreitenden Sohlerosion in der Stauwurzelzone die Lebensraumbedingungen für Rheophile.

7.5 Amphibien

Ein Niedergang von Molchen, Wechselkröte und Gelbbauchunke (heute fehlend) begann sicher bereits mit der Korrektur des Inn. Unter anderem mit dem weiteren Rückgang geeigneter Laichgewässer werden die Amphibienbestände insgesamt zurückgehen. Der Springfrosch kann als wärmeliebende und trockenheitsverträgliche sowie gegenüber Laichplätzen anspruchslose Art weiter zunehmen.

Zum Stauraum fehlen ausreichende Datengrundlagen. Fest steht aber, dass die dominanten Seefrösche wahrscheinlich erst seit den 70er Jahren im Stauraum leben. Der weitere Rückgang von Wasserflächen wird zwangsläufig Amphibien stark betreffen, insbesondere auch die bei Hochwasserabfluss erfolgende Übersandung der Auen, die zum Verlust von Kleingewässern führt.

7.6 Reptilien

Der Zusammenbruch v.a. der Grauerlenwälder, der zu Totholz-reichen, strukturreichen Entwicklungsstadien mit Lichtungen führen wird, dürfte Reptilien-Bestände fördern. Sofern die Pflege von Brennen und Dammböschungen beibehalten wird, sollten die Reptilienbestände stabil bleiben.

Für die Reptilien des Gebiets sind die Dammböschungen, der begleitende Sickergraben sowie der anschließende Waldrand wichtige Lebensräume in Verbindung mit den angrenzenden Wäldern. Bei Behalten einer sachgerechten Pflege sollten sich die Bestände halten können.

7.7 Schmetterlinge

Ausblick Schilfbestände: Kurz- und mittelfristig sind keine wesentlichen Veränderungen der Schilfbestände zu erwarten. Fortschreitende Verlandungen führen zu neuen Schilfflächen, während ältere Flächen durch Silberweiden überwachsen werden. Dies wird sich die nächsten Jahre noch die Waage halten. Langfristig wird die Verlandung jedoch ein Stadium erreichen, in dem Schilfbestände langsamer entstehen, als sie von der „Silberweidenaue“ abgelöst werden. Stärkere Veränderungen der Schilfqualität könnten sich aber durch erhöhten Eintrag phosphat- und nitratreicher Abwässer oder erhöhten Mengen von Schwebstoffen ergeben. Diese führen zu höheren, dünneren und damit zu bruchempfindlicheren Halmen. Da die sich im Schilf entwickelnden Raupen für ihre Entwicklung je nach Art Halme mit bestimmter Stärke brauchen, hätte dies somit auch einen Einfluss auf deren Artzusammensetzung.

Mehr Flusssdynamik, zum Beispiel durch großzügiges Öffnen der Leitdämme an geeigneten Stellen im Wechsel für einige Jahre wäre auch für die Schilffarten wünschenswert, damit der schon stark verlangsamte Gestaltungsprozess nicht zum Erliegen kommt, auch wenn dies mit einer lokalen aber eben nur kurzzeitigen Verschlechterung für einzelne Arten einhergehen würde.

Ausblick Weichholzaue im Stauraum: Allmählich werden sich die zum Teil schon gealterten Silberweidenbestände auflichten und Platz für weitere Baumarten und Sträucher der Weichholzaue machen. Erst aber, wenn sich Arten wie Schwarzpappeln in ausreichender Zahl und entsprechendem Alter hier finden lassen, werden die eingedeichten Auen eine größere Zahl von Arten der ausgedeichten Auen übernehmen können. Dann erst werden sich hier auch weitere Arten der Weichholzaue wie Kleiner Schillerfalter

(*Apatura ilia*) (RL V), Pappelspinner (*Leucoma salicis*), Hermelinspinner (*Cerura erminea*) (RL V), Pappelauen-Zahns spinner (*Gluphisia crenata*), Rostbrauner Raufußspinner (*Clostera anastomosis*) (RL V), Schwarzgefleckter Raufußspinner (*Clostera anachoreta*) (RL V), Auenwald-Winkeleule (*Mesogona oxalina*) (RL V) und Weidenkarmin (*Catocala electa*) (RL 2) sowie bei den Käfern Moschusbock (*Aromia moschata*) und der seltenere Weberbock (*Lamia textor*) (RL 2) ansiedeln können. Die Bedeutung der eingedeichten Aue für die Schmetterlingsfauna wird daher nur langsam zunehmen, während die ausgedeichte Aue an Attraktivität allmählich eher verlieren wird. Mehr Flussdynamik wäre auch für die eingedeichte Weichholzaue wünschenswert, damit der Gestaltungsprozess nicht zum Erliegen kommt. Gedacht wäre dabei zum Beispiel die Leitdämme an geeigneten Stellen im Wechsel für einige Jahre großzügig zu öffnen (ähnlich wie in Hagenau geschehen, aber weniger halbherzig, es sollte schon eine erhebliche Menge der Hauptwassermenge durchfließen).

Ausblick Dämme: Die Artenvielfalt und deren Zusammensetzung in den verschiedenen Bereichen des Damms ist das Ergebnis aus der jahrzehntelang durchgeführten Art und Weise der Pflege und ist daher auch von der zukünftigen Art der Pflege abhängig. Jede Veränderung (Art der Mahd, Art der Entbuschung, Zeitpunkt, Häufigkeit) zieht eine Veränderung nach sich. Die Bedeutung der Dämme für unsere Insektenfauna ist in unserer ausgeräumten Landschaft immens: zum einen als Lebensraum zahlreicher seltener und bedrohter Arten, zum anderen aber auch als „Vernetzungsautobahn“ in alle Richtungen und als Ausbreitungskorridor neu oder wieder einwandernden Arten, insbesondere auch im Hinblick einer zu erwartenden Klimaveränderung. Hier muss eine für die Artenvielfalt abgestimmte Pflege absoluten Vorrang vor wirtschaftlichen Interessen haben.

Die seit kurzem in verschiedenen Bereichen (nicht nur Dämmen, sondern auch entlang von Straßen und Wegen) durchgeführte Mulchmaßnahme, bei der das Schnittgut an Ort und Stelle verbleibt und so die Fläche aufdüngt, führt bereits nach kurzer Zeit zu deren Verarmung. Es wäre geradezu paradox, wenn einerseits die Durchgängigkeit der Flüsse wiederhergestellt und andererseits die Durchgängigkeit der Dämme aus Kostengründen zerstört werden würde. Als ein Problem muss auch der zunehmende Fahrradverkehr angesehen werden. Zahlreiche Arten wie der Kleine Tatzenkäfer (*Timarcha goettingensis*) (RL V) oder der Weberbock (*Lamia textor*) (RL 2) halten sich gerne auf den schmalen, vegetationsfreien Bereichen der Dammkrone auf und werden dort häufig überfahren. Gleiches gilt für die Nester der sich dort befindlichen Sandbienen, von denen jedes Jahr viele auf diese Weise zerstört werden.

Ausblick Sickergraben: Ähnlich dem Damm ist die Artenzusammensetzung dieser Bereiche durch die kontinuierliche Pflege (Mahd sowie Freihalten von Gehölzen) über viele Jahre entstanden. Nur Arten, die mit dieser Art der Pflege zurechtkommen, haben sich hier angesiedelt. Würde die Pflege eingestellt oder wesentlich verändert (z.B. Mulchmahd), zöge das eine gravierende Verschlechterung für die aufgeführten Arten nach sich. Auch eine weiter zunehmende Verockerung des Sickergrabens könnte sich negativ auf die Vegetation in dessen Umfeld auswirken und so zu einer Verschlechterung der Artenzusammensetzung beitragen.

Ausblick ausgedämmter Auwald: Auch wenn Maßnahmen zur Erhaltung der Aue als „Weichholzaue“ durchgeführt werden, wird sich diese langfristig so nicht erhalten las-

sen. Bereits jetzt werden in der Region immer wieder Erlenbestände gerodet, um diese durch Arten der Hartholzaue wie Gemeine Esche und Berg-Ahorn zu ersetzen. Aber auch die ohne gezielte Pflanzung eingewanderten Arten wie Traubenkirsche und Schwarzer Holunder sowie die Waldbodenkräuter Buschwindröschen, Scharbockskraut, Gelbes Windröschen, Wald-Gelbstern, Gefleckte Taubnessel und Giersch zeigen, dass die Bereiche schon längst mehr einer Hartholzaue als einer Weichholzaue entsprechen. Da die eingedeichte „Silberweidenaue“ noch nicht die Reife erreicht hat, um einen Großteil der Arten der ausgedeichten Aue übernehmen zu können, ist es aber wichtig, hier einen weichholzaunahen Zustand so lange wie möglich zu erhalten. Nur eine großzügige Wiedereinbindung der Aue in das Flusssystem könnte die laufende Verschlechterung rückgängig machen.

Ausblick Brennen: Brennenstandorte sind auf eine kontinuierliche Pflege (Mahd, Entbuschung) angewiesen. Ohne Pflege würden die Brennen vergleichsweise schnell wieder von Sträuchern und trockenheitstoleranten Bäumen wie Kiefern und Eichen überwachsen werden, die in Folge die darauf angewiesenen Tier- und Pflanzenarten verdrängen. Gleiches gilt für den Biotopacker in Eglsee mit seinen verschiedenen Sukzessionsflächen. Da durch die Regulierung des Inns derartige Lebensräume auf natürliche Weise nicht mehr neu entstehen können, ist es geboten, für den Erhalt bzw. der Neuschaffung solcher Lebensräume zu sorgen. Wünschenswert wären weitere Flächen, die nach dem Vorbild des „Biotopackers“ bei Eglsee gestaltet werden. So sollten landwirtschaftlich genutzte Flächen nach und nach wieder in Auwald zurückgeführt oder als Brennenstandorte gestaltet werden.

Ausblick offene Gewässer: Derzeit sind derartige Gewässer noch in ausreichender Anzahl vorhanden. Zunehmende Verlandungen werden deren Lebensräume aber langfristig verkleinern. Dem kann durch Anlage neuer Gewässer (vgl. „Biotopacker“ in Eglsee) entgegen gewirkt werden. Auch sollte man bei etwaigen Maßnahmen zur Dynamisierung des Flusssystems darauf achten, dass diese Lebensräume in ausreichender Zahl erhalten bleiben.

7.8

Libellen

Für Libellen nachteilig können folgende Auswirkungen des Betriebs des Kraftwerks Ering-Frauenstein angeführt werden:

In den eingedeichten Bereichen sind folgende Auswirkungen relevant:

- Mangel an Kies-/ Sandufern durch verringerter bzw. ausbleibender Geschiebetransport (Kies)
- Verlust von Altgewässern durch Anstieg des Wasserspiegels im Staubereich
- Fehlende Dynamik (Hoch-/ Niedrigwasser) durch Regulierung des Abflusses (Stauziel):
 - Eutrophierung (Anreicherung von Nährstoffen, Faulschlammabildung, Sauerstoffmangel, raschere Verlandung von Altgewässern)
 - Ausbleibendes „Zurücksetzen“ von Auegewässern
 - Verockerung
 - Zunahme beschattender Vegetation
 - Monotonisierung der Vegetationsstruktur (Klimax)

In den ausgedeichten Bereichen sind folgende Auswirkungen relevant:

- Ausgeglichene, durch Pumpwerke und Sammelgräben regulierte Grundwasserstände und in Folge ausbleibende Wasserstandsschwankungen in der grundwassernahen Aue führen zu einer konstanten Wasserführung in Altgewässern.
- Aufstau und technische Entkopplung des Flusses von der Aue führen zum Erliegen des Grundwasserstroms, zur reduzierten Selbstreinigung der Altgewässer und begünstigen somit die Eutrophierung/ Verockerung.
- Eutrophierung und sukzessive Verlandung von Auegewässern durch ausbleibenden Hochwassereinfluss
- Keine natürliche Neubildung von temporären oder permanenten Gewässern durch Hochwässer
- Zerstörung/ Beeinträchtigung von Gewässern durch landwirtschaftliche Nutzung auf hochwassersicher gewordenen Flächen
- Grundwasserabsenkung durch Eintiefung der Sohle im Unterwasser

Als positive Auswirkung des Betriebs auf die Libellenfauna kann die Entstehung eines Binnendeltas mit Nebenarmen und Altgewässern durch Anlandung von Feinsedimenten im Stauraum betrachtet werden.

Flussausbau, Uferverbau, Geschiebetransport

Der Einstau, Uferbefestigung und der unterdrückte Geschiebetransport hat besonders auf Fließgewässerarten einen sehr nachteiligen Effekt durch Zerstörung ihrer Reproduktionsstätten. Hier ist allem voran der Mangel an heterogenen, fließberuhigten Uferstrukturen und der Mangel an kiesig-sandigen Ufern zu nennen.

Hochwasserdynamik

Bedingt durch den Einstau, der Regulation der Wasserstände und den damit verbundenen Ausbau der Deichanlagen ist die natürliche Zonierung des Inns weiter eingeschränkt worden. Wo früher entsprechend der Einflussintensität der Hochwässer eine Abfolge unterschiedlicher Gewässertypen senkrecht zur Fließrichtung bestand, gibt es bedingt durch den Einstau einen abrupten Wechsel zwischen Fluss und von ihm abgekoppelter Altaue.

Folgende unmittelbare Auswirkungen auf die Libellenfauna können festgestellt werden:

Pionierarten: Durch das Ausbleiben von Hochwasserereignissen kommt es kaum mehr zur Neubildung von vegetationsarmen Rohbodengewässern durch „Zurücksetzen“ des Sukzessionsstadiums älterer Gewässer; diese Arten sind derzeit meist auf künstlich entstandene Rohbodengewässer angewiesen (Kiesgruben, Naturschutzmaßnahmen)

Altwasserarten: Durch das Fehlen von periodischen oder episodischen Hochwässern folgen die vom Fluss abgeschnittenen Altwässer einer natürlichen Sukzession. Durch Laubeintrag und ggf. Einträge aus der Landwirtschaft kommt es zur Anreicherung von Nährstoffen, verstärktem Pflanzenwachstum (Röhrichte, Lemna etc.) und entsprechender Detritus-/ Faulschlamm-Bildung. Damit einher geht eine übermäßige Sauerstoffzehrung. Sukzession und Verlandung von Auegewässern führen letztlich zum Verschwin-

den von Larvallebensräumen. Die hohe prozessbedingte Sauerstoffzehrung selbst entwertet die Gewässer als Larvallebensraum für diverse Arten (Besiedler oligo- bis mesotropher Gewässer).

Wasserstandsschwankungen

Durch den Mangel an Wasserschwankungen in der grundwassernahen Altaue bleiben die Wasserspiegel in den Gewässern relativ konstant. Speziell Rohbodenarten, konkurrenzschwache Arten und Besiedler von flachen Wiesentümpeln benötigen diese unstablen Verhältnisse für ihre Reproduktion.

Zudem stellen trockengefallene Flachufer beliebte Aufenthaltsorte von Adulten einiger Arten dar.

Fazit: Mit zunehmender und letztlich abgeschlossener Verlandung des Stauraums außerhalb der Hauptfließrinnen werden Libellenlebensräume sukzessive abnehmen. Die verbleibenden Seitengerinne mit höheren Fließgeschwindigkeiten werden noch für mehr oder weniger rheophile bzw. rheotolerante Arten als Reproduktionsgewässer dienen. Die Gewässer- und damit die Libellenvielfalt im unmittelbaren (eingedeichten) Stauraum wird jedoch mittel- bis langfristig abnehmen.

Die Zunahme an aufkommendem Gehölz wird langfristig für eine starke Verschattung von Gewässern führen, was besonders für Libellenlarven, aber auch Adulte von Nachteil ist. Das Ablösen von Röhrichtvegetation durch Auwald führt langfristig zum Verlust von Jagdhabitaten und Ruhestätten adulter Libellen.

Auch die ausgedeichten Altwässer, welche nicht durch einen Graben be- und entwässert werden, unterliegen der Eutrophierung und Sukzession und werden langfristig keine Funktion als Reproduktionsstätte für Libellen mehr haben, sofern die Gewässer keiner Nutzung unterliegen oder Gegenmaßnahmen stattfinden.

7.9 Scharlachkäfer

Die Auswirkung des Staus Ering-Frauenstein auf die Population des Scharlachkäfers sind differenziert zu betrachten und jeweils positiv, als auch negativ zu bewerten.

Das in direkter Folge des Staustufen- und Dammbaus, aber auch schon der vorhergehenden Flusskorrekturen, Nachlassen bzw. Ausbleiben der sommerlichen Hochwässer ermöglichte eine landwirtschaftliche Nutzung von bis dahin allenfalls nur forstwirtschaftlich (niederwaldartig) nutzbaren Auwaldbereichen. Dies führte zu einem hohen Verlust an Auwald, was wahrscheinlich zu einer beträchtlichen Reduktion von Lebensraum für den Scharlachkäfer geführt hat.

Bedingt durch die Stauhaltung erfolgt starke Sedimentanlandung im Stauraum. Auf den dort entstandenen Inseln konnte sich großflächig ein relativ stabiler, von Silberweiden und Grauerlen dominierter Auwald etablieren. Mit zunehmendem Reifegrad dürfte sich in den letzten Jahrzehnten in dieser, vor menschlichen Eingriffen geschützten Situation, größere Mengen an Brutmaterial für den Scharlachkäfer akkumuliert und seine Situation am Unteren Inn nachhaltig verbessert haben.

Die durch im Stauraum entstandenen und nach wie vor entstehenden bzw. reifenden Auwälder bieten dem Scharlachkäfer zukünftig geeigneten und ausreichend dimensionierten Lebensraum. Durch die unter Schutz gestellten Auwälder entlang des Inns und der Salzach (Naturschutzgebiet „Unterer Inn“, FFH-Gebiete „Inn und Salzach“, „Inn und Untere Alz“) dürfte die lokale Subpopulation im Wirkraum gut vernetzt sein.

7.10

Großmuscheln

Die Abnahme der Muschelhäufigkeit wird auch die Bisamratte zu spüren bekommen, was sich zu einem Desaster für die Großmuschel-Population aufschaukeln könnte: Der Bisam taucht im Wasser nach Muscheln und bevorzugt dabei nach REICHHOLF (1975) Exemplare mit einer mittleren Schalenlänge von 7 - 7,5cm. Damit es sich für den Nager rentiert, darf er während des Tauchgangs nicht mehr Energie „verbrauchen“ als ihm das Muschelfleisch bringt. Damit wird die Bisamratte bei sinkender Muscheldichte auch auf Muscheln mit einer vom bevorzugten Längenspektrum abweichenden Größe zurückgreifen (müssen). Diese Fresstätigkeit kann für den zukünftigen Restbestand der Großmuscheln von beträchtlicher Bedeutung werden. Die Tragweite dieser Bestandsbeeinflussung ist gegenwärtig noch nicht abschätzbar. Angemerkt sei hier jedoch, dass der Mensch nicht den Platz des Bisam-Räubers einnehmen sollte. → Daten über die gegenwärtige Ausbreitung des Fischotter (*Lutra lutra*), der vielleicht beste natürliche Regulator der Bisamratte, am Unteren Inn hat SAGE (2012) zusammengestellt. Demnach ist von einer bereits weitgehenden Besiedlung des unteren Inns bis über die Salzachmündung hinaus auszugehen (Ergänzungen in Reichholf 2013).

Im Gegensatz zur ökologischen Wechselwirkung Fischotter - Bisamratte sind Faktoren, die generell zur Abnahme der Muscheldichte im Untersuchungsgebiet führten, anders zu betrachten. Wie bereits erwähnt, ist die nachhaltige „Verbesserung“ der Wasserqualität auf Güteklasse II der Hauptgrund für die Abnahme der Großmuschel-Abundanz der letzten Jahrzehnte. REICHHOLF (1994): „Da diese Entwicklung kein Ausnahmefall für den unteren Inn ist, sondern allgemein in Mitteleuropa die Wasserqualitätsverhältnisse verbessert werden (sollen), erhebt sich die Frage, wie weit diese Tendenz gehen soll. Ein zu hoher Grad an Wasserqualität beeinträchtigt die biologische Produktivität der Gewässer. Die Standards und Zielsetzungen sollten auf der Basis der Entwicklungen bei Wasservögeln, Fischen und anderen aquatischen Lebewesen neu überdacht und diskutiert werden.“

Fazit: Der die Großmuschelbestände begrenzende und dezimierende Faktor der letzten Jahrzehnte war die anhaltende Verringerung des Nahrungsangebots, anthropogen verursacht und angestrebt.

Die landschaftliche Veränderung der Bucht wirkte und wirkt doppelt bestandsdezimierend:

- Es verhindert(e) die großflächige Ausbreitung der Unterwasservegetation: In Folge dessen sank sowohl die Detritusproduktion der hier lebenden und pflanzenfressenden Wasservögel (Blässhuhn, Höckerschwan, Schnatterente) als auch die sich zu Detritus umbildende tote submerse Flora auf ein Minimum.
- In weiterer Zukunft wird das Verschwinden des Lebensraums direkt dafür verantwortlich sein. Die fortschreitende Verlandungsdynamik im Stauraum wird weitere,

sich jetzt noch knapp unter der Wasseroberfläche befindende Schlickbänke exponieren. Den Großmuscheln wird von der Verlandung der Lebensraum genommen.

8 Zusammenfassung

8.1 Entwicklung des Stauraums

Der untere Inn war vor Beginn der Korrektionsarbeiten im Bereich Ering ein typischer verzweigter Wildfluss. Er nahm ein breites Flussbett ein, hatte mehrere, sich ständig verlagernde Flussarme zwischen sich mit jedem Hochwasser verändernden Inseln, Schotter- und Sandbänken. Bereits geringere Wasserstandsänderungen führen zu erheblichen Veränderungen der Ausdehnung von jeweils Land- und Wasserfläche und zu unterschiedlichen Vernetzungssituationen unter Teilgewässern. Aufgrund der hohen Dynamik wird ein Großteil der Inseln nicht alt.

Ab 1860 beginnen Korrektionsarbeiten, die zur Fixierung eines Hauptstroms und zur Abtrennung von Nebenarmen führen. Einsetzende Sohlerosion führte zunehmend zur Abtrennung von Seitengerinnen. Im Flussschlauch waren aber noch wildflusstypische Elemente wie Kiesbänke, die auch noch Dynamik zeigten, vorhanden.

Der Einstau 1942 führt zur Differenzierung zunächst in einen noch rasch fließenden Flussabschnitt, der dem korrigierten Inn entspricht, im obersten Bereich des Stauraums, und den breiten Stausee. In den Stauseen bestehen die Fließrinne, in der sich mittlerweile ein Gleichgewichtszustand zwischen Sedimentation und Erosion eingestellt hat, sowie verschiedene große Seitenbuchten, die durch Leitwerke vom Hauptfluss getrennt sind und fortschreitender Sedimentation unterliegen.

Sedimentation setzte sehr schnell ein und führte sehr schnell zu Inselbildung, die teilweise zur Aufteilung des Abflusses führte. Um diese Entwicklung zu lenken wurden nachträglich noch Leitwerke eingebaut, die die Abtrennung von Seitenbuchten vom Hauptfluss verstärkten.

Fließgefälle und Strömungsgeschwindigkeit entsprechen im Bereich der Stauwurzel noch den Verhältnissen des korrigierten Inns, nehmen aber mit Annäherung an das Kraftwerk (etwa ab Inn-km 57,00) zunehmend und stark ab. Mit zunehmender Verfüllung des Stauraums mit Sedimenten nahm die Fließgeschwindigkeit in gewissem Umfang wieder zu (im Oberwasser des Kraftwerks von 0,1 m/s bei MQ nach Einstau zu 0,3 m/s bei MQ im Jahr 1948). Fließgeschwindigkeiten kleiner als 0,3 m/s führen zum Absetzen von Feinsedimenten.

Wasserstandsschwankungen finden im Stauraum nicht mehr oder nur noch gedämpft statt, nur noch im Bereich der Stauwurzel finden sich annähernd die früheren Verhältnisse auch mit niedrigen Wasserständen. Aufgrund nur geringer Wasserstandsschwankungen ändert sich – völlig anders als am Wildfluss – der Umfang der Wasserflächen im Jahresverlauf kaum. Aufgrund der mittlerweile weit fortgeschrittenen Sedimentation und daraus resultierenden geringen Wassertiefen abseits der Hauptrinne bedeuten aber auch geringe Wasserstandsschwankungen bereits erhebliche Veränderungen des Wasservolumens mit großer Bedeutung für den aquatischen Lebensraum. Während nach Einstau noch große Wassertiefen im Stauraum vorherrschten, herrschen mittlerweile geringe Wassertiefen bzw. vollständig verlandete Bereiche (Inseln) vor. Während bei der Verlandung des Hauptgerinnes nach dem Hochwasser 1954 etwa ab 1970 wieder ein Gleichgewichtszustand erreicht war, schreitet die Verlandung der Seitenbuchten bei zunehmendem Rückgang offener Wasserflächen fort. So nahm beispielsweise in

der Hagenauer Bucht der Anteil von mit Gehölzen bewachsenen Inseln von 1956 mit 3 ha auf 42 ha 2014 zu, während sogar Röhrichte und Schlammflächen deutlich rückläufig sind. Wasserflächen beschränken sich mittlerweile auf einen Haupt- und wenige Nebenarme, der frühere seenartige Charakter ist völlig verschwunden. Der dynamische Prozess in der Entwicklung v.a. der Seitenbuchten lässt sich als Verlandungsdynamik bezeichnen, im Gegensatz zur Morphodynamik eines Wildflusses. Nach Errichtung der Staustufe Braunau Simbach fand an der Stauwurzel zunehmend Sohlerosion statt, der Übergang zur Sedimentation liegt etwa im Bereich der Inn-km 53,00 – 55,00.

Die Differenzierung in durchströmte Hauptrinne und m.o.w. stagnierende Seitenbuchten führte auch zur starken Differenzierung der Wassertemperaturen. Während der Hauptfluss allenfalls in besonders warmen Sommermonaten bis zu 17°C erreicht, sind in den Flachwasserbereichen der Seitenbuchten über 30°C möglich. Ähnlich großflächig wären derartige Temperaturverteilungen an einem Wildfluss wohl undenkbar.

Während das Sohlsubstrat zur Zeit des korrigierten Flusses noch jenem des Wildflusses grundsätzlich entsprochen hat (v.a. Kiese verschiedener Körnigkeit, Sand), stellte sich mit Einstau, der Abnahme der Fließgeschwindigkeit und damit völlig neuem Sedimentationsverhalten ein grundsätzlicher Wandel ein. Bereits elf nach Einstau treten ab Inn-km 56,00 bis Inn-km 50,00 in allen Querprofilen Schlick und Sand als Sohlsubstrat auf, ab Inn-km 50,00 bis zum Kraftwerk ausschließlich Schlick.

Während der Wildfluss mit seinen Auen und auch der korrigierte Fluss zumindest im Bereich des Flussschlauchs nährstoffarme Systeme waren, entwickelte sich der Stausee zu einem ausgesprochen produktiven Ökosystem. Der Nährstoffhaushalt änderte sich im Zuge der fortschreitenden Verlandung durch Rückgang produktiver Wasserpflanzenbestände (auch in Abhängigkeit von Überflutungsereignissen) sowie aufgrund exogener Faktoren wie zunehmender Wirksamkeit von Kläranlagen (was die meisten mitteleuropäischen Flüsse betrifft). Trotzdem unterscheiden sich die großflächig eutrophen Verhältnisse markant von der nährstoffarmen Situation eines Wildflusses.

Entwicklung der ausgedämmten Aue

Mit der Korrektur wurden Seitengewässer vom Fluss getrennt und fielen mit absinkenden Grundwasserspiegeln zunehmend trocken. Diese Auen wurden mit Einstau entweder überstaut oder ausgedämmt, im Bereich der Stauwurzel wurde der Zustand des korrigierten Inns in etwa erhalten. Die ausgedämmten Auen unterliegen einem künstlich regulierten Grundwasserstand ohne wesentliche Schwankungen, Verbindungen mit den Innwasserständen bestehen kaum noch. In der Eringer Au findet bei größeren Hochwässern Überflutung durch Rückstau statt. Nach wie vor sind Auengewässer vom Inn getrennt, die frühere laterale Vernetzung fehlt. Die gleichmäßigen Grundwasserstände führen zu einer „Versumpfung“ der Auen. Altwässer unterliegen erheblichen Alterungsprozessen (zunehmende Verlandung, Eutrophierung). Insgesamt haben Auengewässer an Fläche stark abgenommen.

Grundwassergespeiste Altwässer unterlagen außerdem starken Verockerungsprozessen, derartige Altwässer sind für Tiere und Pflanzen als Lebensraum nicht mehr nutzbar. Der Effekt als solcher kann zwar beispielsweise an der „Restwasserstrecke“ des

Inns bei Töging auch beobachtet werden, kommt am fließenden Fluss aber nicht in derartigem Umfang und derartigen Auswirkungen zum Tragen.

8.2 Entwicklungstendenzen, Prognosen: Resümee

8.2.1 Vorüberlegungen

In den vorausgehenden Kapiteln wurde aus verschiedenen Blickwinkeln die Entwicklung des Stauraums Ering-Frauenstein seit Einstau beschrieben sowie - soweit möglich - Prognosen für die weitere Entwicklung im Falle eines unveränderten Weiterbetriebs gegeben.

Da die vorgebrachten Hinweise aus Sicht der einzelnen Artengruppen sich insgesamt oft wiederholen, wird abschließend eine Zusammenschau der wesentlichen Punkte gebracht.

Der Beurteilung der Prognosen wohnt häufig unausgesprochen ein Leitbild für die zukünftige Entwicklung inne, das im Grunde einer Maximierung der Bedeutung des Stausees für den Artenschutz (maximale Artenzahl, maximaler Anteil seltener Arten) entspricht. Auch die verbindlichen Erhaltungsziele, die aus naturschutzfachlicher Sicht für FFH- und SPA-Gebiet formuliert wurden, sind entsprechend gehalten. Dies ist aus naturschutzfachlicher Sicht wohl verständlich, da es hier wohl nicht Ziel sein kann, der ablaufenden Entwicklung im Stauraum ihren unbeeinflussten Lauf zu lassen. Es wurde ja deutlich, dass das mittlerweile absehbare Endstadium dieser Entwicklung von relativ einheitlichen Strukturen mit eher geringer Lebensraum- und Artenvielfalt bestimmt sein wird. Aus naturschutzfachlicher Sicht war es daher zwangsläufig, als gewünschten Zustand des Stauraums ein Zwischenstadium der Entwicklung zu wählen, in dem ein mögliches naturschutzfachliches Bewertungskriterium, die Artenvielfalt, maximiert war. Den Schwerpunkt beispielsweise auf Prozessschutz zu legen, verbietet sich in den Stauräumen am Inn, da die Verlandungsdynamik einen gerichteten Prozess mit relativ klar umrissenem Endstadium darstellt, innerhalb dem dann nur mehr recht kleinflächige Dynamik möglich sein wird. Abgesehen davon muss bemerkt werden, dass auch der Klimawandel Änderungen und Notwendigkeiten für den Betrieb des Stauraums ergeben kann, die derzeit wohl noch nicht absehbar sind (vgl. z.B. SIEBER 2014).

Es ist aus naturschutzfachlicher Sicht also verständlich, wenn der Schwerpunkt bei der Bewertung und Entwicklung des Stauraums Ering-Frauenstein auf Belange des Artenschutzes gelegt wird. Schließlich war es ja auch vor allem die unterwartete Entwicklung der Vogelwelt, die die Stauräume am unteren Inn zu Feuchtgebieten internationaler Bedeutung werden ließ und bekannt gemacht hat. Trotzdem soll an dieser Stelle bemerkt werden, dass diese Diskussion auf Naturschutzseite noch nicht in letzter Konsequenz geführt wurde, genau dieses aber für die Begründung weiterführender Maßnahmenhinweise von Bedeutung wäre. Schließlich muss man Wege finden, auf Dauer der zwangsläufig ablaufenden Verlandungsdynamik im Stauraum bzw. der "Alterungsdynamik" der ausgedämmten Auen zumindest partiell entgegenzuwirken.

Letztendlich wäre es bei der hier zu betrachtenden Stauseenkette auch möglich, in einzelnen Stauseen die Leitbilder unterschiedlich zu justieren und einen über mehrere Stauseen übergreifenden Rahmenplan aus naturschutzfachlicher Sicht zu installieren.

8.2.2 Entwicklungsprognose

8.2.2.1 Stauraum

Abseits der Hauptfließrinne, in der sich bereits seit längerem ein Gleichgewicht zwischen Sedimentation und Erosion eingestellt hat, wird weiterhin Sedimentation stattfinden und damit die Grundstruktur der Stauraumlandschaft schaffen. Der Anteil offener Wasserflächen ist mittlerweile bereits stark zurückgegangen, jetzt noch verbliebene Wasserkörper sind häufig nur mehr von geringer Wassertiefe und werden ebenfalls zusehends an Ausdehnung verlieren. Bestehende Inseln und Schlammbänke werden weiter auflanden. Neben der relativ rasch durchströmten Hauptrinne werden nur mehr einige kanalartige Nebenarme bestehen bleiben.

Die Vegetation wird sich mit zunehmender Auflandung zu zunächst vorherrschenden, in ihrer Struktur einheitlichen Silberweidenwäldern entwickeln. Die weitere Entwicklung dieser Bestände, die nach 60-70 Jahren zu vergreisen beginnen, ist derzeit noch unklar. Bei weiterer Sedimentation im Zuge von Hochwässern werden die Standorte jedenfalls kontinuierlich trockener werden. Aktuelle Beobachtungen lassen vermuten, dass in Lichtungen, die nach Zusammenbruch der Baumschicht entstehen, Waldreben-Holunder-Gebüsche entstehen, teilweise könnte aber auch eine neue Waldgeneration mit Grauerlen und anderen Baumarten höherer Auenniveaus entstehen. Eine derartige Sukzession ist derzeit jedenfalls kaum zu beobachten.

Schilfröhrichte werden auf allenfalls schmale, häufig unterbrochene Säume entlang der kanalartige Nebengewässer reduziert werden und nur an größeren Nebenrinnen noch einige Zeit als Verlandungsphase bestehen. Gehölzfreie Pionierflächen finden sich allenfalls noch im unmittelbaren Oberwasser des Kraftwerks und kleinstflächig an Nebenarmen.

Entsprechend ist die derzeit im Stauraum vor allem wertbestimmende Flora der offenen Pionierstandorte weitgehend verschwunden. Bemerkenswerte Vorkommen werden sich, wie auch derzeit, unbeständig im Bereich der Stauwurzel zeigen. Es ist zumindest unklar, ob die sekundären Weichholzauen der Stauräume sich floristisch an die Altauen annähern können, sicher ist aber, dass Arten der Kiesauen wie Lavendelweide nicht mehr vorkommen werden.

Die geschilderte Entwicklung im Stauraum wird sich auf einzelne, weitere Artengruppen etwa folgendermaßen auswirken:

- Vögel: weitere Abnahme von Wasservögeln, Limikolen und Röhrichtbrütern; es wird ein eher eingeschränktes Artenspektrum aus eher verbreiteten, häufigen Arten bleiben. Die Alterstadien der Silberweidenwälder bieten zumindest vorübergehend einigen Waldarten (z.B. Spechte) gute Bedingungen, insgesamt wird der Anteil an Wald- und Gebüscharten prägend werden.
- Amphibien: Zum Stauraum fehlen ausreichende Datengrundlagen. Fest steht aber, dass die dominanten Seefrösche wahrscheinlich erst seit den 70er Jahren im Stauraum leben. Der weitere Rückgang von Wasserflächen wird zwangsläufig Amphibien stark betreffen, insbesondere auch die bei Hochwasserabfluss erfolgende Übersandung der Auen, die zum Verlust von Kleingewässern führt.

- Schmetterlinge: Die hohe Bedeutung der Schilfbestände für Schmetterlinge wird mit abnehmenden Flächenanteilen zurückgehen. Die jetzt noch strukturarmen Silberweidenbestände können dagegen an Bedeutung gewinnen, sofern sich weitere Baumarten wie Schwarzpappel etablieren können (?).
- Libellen: mit zunehmender Verlandung des Stauraums wird dessen Bedeutung für Libellen zurückgehen. Auch der zunehmende Gehölzaufwuchs, der zu Verschattung führt, trägt dazu bei.
- Scharlachkäfer: die Situation für den Scharlachkäfer wird auf absehbare Zeit als positiv eingeschätzt.
- Großmuscheln: Die weitere Verlandung der Hagenauer Bucht wird zum Erlöschen entsprechender Vorkommen im Stauraum Ering-Frauenstein führen.

8.2.2.2 Dämme

Die Dämme sind als technische Bauwerke grundsätzlich dem Stauraum zuzuordnen. Dank ihrer Ausführung mit nur mageren Oberbodenauflagen haben sich auf ihnen aber von Anfang an artenreiche Wiesenlebensräume entwickelt, die den Auewiesen und den Brennen sehr nahe stehen. Abschnittsweise wurden die Dammböschungen allerdings auch mit Gehölzen bepflanzt, die sich zu dichten Gebüschern entwickelt haben, die teilweise den Charakter von Grauerlenauen erreicht haben. Die artenreichen Wiesen der Dammböschungen (sowohl land- als auch wasserseits) haben hohe naturschutzfachliche Bedeutung erreicht. Der Erhalt dieser Qualität ist von dem Beibehalt der geeigneten Pflegemaßnahmen abhängig. Umstellungen auf andere Pflegeverfahren und Maschinen haben teilweise zu graduellen Verschlechterungen geführt, die bei Beibehaltung der gegenwärtigen Vorgehensweisen zunehmend deutlich werden dürften.

- Flora: Die hochwertige floristische Ausstattung der Dämme hat sich bis dato erhalten, steht teilweise aber wegen nicht optimaler Pflege unter Druck.
- Reptilien: Für die Reptilien des Gebiets sind die Dammböschungen, der begleitende Sickergraben sowie der anschließende Waldrand wichtige Lebensräume in Verbindung mit den angrenzenden Wäldern. Bei Behalten einer sachgerechten Pflege sollten sich die Bestände halten können.
- Schmetterlinge: Nach Von Mulchmahd auf Dammböschungen und am Sickergraben geht eine ungünstige Wirkung auf die Schmetterlingsbestände aus, bei Beibehalten der gegenwärtigen Pflegepraxis ist mit weiteren Verschlechterungen zu rechnen.

8.2.2.3 Ausgedämmte Altauen

In der Altaue konnten sich lange Vegetationsbestände erhalten, die ihren Ursprung noch in der Zeit des korrigierten Inns hatten und ähnlich wohl auch am Wildfluss vorgekommen waren. Unter den seit 1942 eingetretenen, grundlegend geänderten standörtlichen Verhältnissen und daraus folgend auch anderen Nutzungen zeichnet sich ab, dass diese Vegetationsbestände endgültig verschwinden, sofern nicht entsprechende Nutzungsformen bewusst beibehalten werden, standörtliche Verhältnisse wieder dem ursprünglichen zumindest angenähert werden oder sonstige Pflegemaßnahmen ergriffen werden.

So unterliegen die meisten Grauerlenauen einem flächigen Vergreisungs- und Zerfallsprozess, da die ursprüngliche Niederwaldnutzung seit langem nicht mehr betrieben wird, die standörtlichen Verhältnisse ansonsten aber nicht mehr dazu geeignet sind, naturnahe Grauerlenauen hervorzubringen (fehlende Flusssdynamik). Ebenso zerfallen die reliktsichen Silberweidenauen zusehends, da auch sie ihre Altersgrenze erreicht haben, Verjüngung ohne dem Einfluss von Flusssdynamik aber nicht möglich ist. Diese Prozesse können im Moment beobachtet werden und werden zusehends um sich greifen, was zur Folge hat, dass der FFH-LRT "Weichholzaue" zusehends an Fläche verlieren wird. Andererseits greift das derzeit grassierende Eschentriebsterben strukturell stark in Eschenauen ein, die als Folgegesellschaft der zerfallenden Grauerlen- und Silberweidenbestände zu erwarten wären. Die Zukunft der Auwälder in den ausgedämmten Bereichen ist also ungewiss, zumindest sofern keine geeigneten Nutzungen oder andere Maßnahmen ergriffen werden (s. dagegen den guten Zustand der Auwälder in der Miniinger Au oder auch der Aigener / Irchinger Au im Stauraum Eggfling-Obernberg, wo die Tradition der Niederwaldwirtschaft nie unterbrochen wurde).

Als weitere bestimmende Lebensräume in den Altauen haben sich Altwasserzüge erhalten. Sofern diese, wie im Fall der Eringer Au, durch Heberleitungen mit sedimenthaltigem Innwasser gespeist wurden, finden sich nach dadurch beschleunigter Verlandung erhebliche flachgründige, meist verschluffte Bereiche, auf die auch zunehmend Verbuschung vorrückt. Auch durch Einflüsse aus landwirtschaftlichen Flächen außerhalb der Auen wird Eutrophierung und damit Verlandung und Verarmung dieser Altwasserzüge gefördert.

Die Brennen, typische Trockenlebensräume in den Auen der kiesgeprägten Alpenflüssen, konnten sich dagegen dank umfangreicher Naturschutzmaßnahmen mit ihrem Arteninventar gut halten. Sofern die derzeit durchgeführten Pflegemaßnahmen beibehalten werden, werden sich auch diese offenen Trockenlebensräume in charakteristischer Ausprägung halten können.

Entsprechend der Entwicklung der wesentlichen Lebensräume reagieren auch einzelne Artengruppen:

- Flora: Rückgang von Auwaldarten, v.a. von solchen mit Pioniercharakter wie Schwarzpappel und Lavendelweiden. Rückgang der Arten der Altwasserzüge, v.a. der Wasserpflanzen, dagegen weitgehend stabile Situation bei den Arten der offenen Trockenlebensräume.
- Amphibien: Ein Niedergang von Molchen, Wechselkröte und Gelbbauchunke (heute fehlend) begann sicher bereits mit der Korrektur des Inn. Unter anderem mit dem weiteren Rückgang geeigneter Laichgewässer werden die Amphibienbestände insgesamt zurückgehen. Der Springfrosch kann als wärmeliebende und trockenheitsverträgliche sowie gegenüber Laichplätzen anspruchslose Art weiter zunehmen.
- Reptilien: Der Zusammenbruch v.a. der Grauerlenwälder, der zu Totholzreichen, struktureichen Entwicklungsstadien mit Lichtungen führen wird, dürfte Reptilienbestände fördern. Sofern die Pflege von Brennen und Dammböschungen beibehalten wird, sollten die Reptilienbestände stabil bleiben.
- Schmetterlinge: Mit dem Zusammenbruch der Weichholzaunen würde ein wichtiger Schmetterlingslebensraum verloren gehen, der durch die jungen Silberweidenbestände des Stauraums noch nicht zu ersetzen ist, erhebliche Bestandseinbußen bei

Schmetterlingen wären daher die Folge. Auch der Rückgang offener, an Wasserpflanzen reichen Altwasserabschnitten wird sich ungünstig auswirken. Vorkommen von Offenlandarten, die auf Brennen und anderen Pflegeflächen ("Biotopacker") vorkommen, werden stabil bleiben, solange die Pflege gewährleistet bleibt.

- Libellen: Eutrophierung und Sukzession (Verlanden, Zuwachsen) der Altwässer führt zum Verlust von deren Bedeutung als Lebensraum für Libellen und damit Rückgang der Libellenbestände.
- Scharlachkäfer: Wie beschrieben, entstehen derzeit aus verschiedenen Gründen Waldbestände, die an frischem Totholz reich sind. Auf absehbare Zeit wird sich die Situation des Scharlachkäfers daher nicht verschlechtern.

Literatur

AMAND KRAML, P. (2007): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Oberösterreichs. Hrsg.: Sternwarte Kremsmünster. Digitale Fassung, Copyright P. Amand Kraml.

ANONYM (1884): Die Fischerei-Verhältnisse des Inn und der Salzach nach den Erhebungen des Oberösterreichischen Fischerei-Vereines in Linz.

AQUASOLI (2008): Wasserspiegellagenberechnung Stauraum Ering. 1. Zwischenbericht: Datengrundlage. Unveröff. Gutachten i.A. e.on Wasserkraft GmbH

AQUASOLI (2010): Wasserspiegellagenberechnung Stauraum Ering. 3. Zwischenbericht: Verlandung unterstrom Leitwerk. Unveröff. Gutachten i.A. e.on Wasserkraft GmbH

ASSMANN, O. & SOMMER, Y. (2004): Amphibien: „In Zustandserfassung Gewässer und Altlaufsenken in den nicht als NSG ausgewiesenen Teilen des Projektgebietes LIFE-Natur Unterer Inn mit Auen“ von Landschaft+Plan – Passau, im Auftrag der Regierung von Niederbayern

AUBRECHT, G. (1987): Die Innstauseen (Oberösterreich, Bayern) als Lebensraum für Wasservögel von internationaler Bedeutung. Kataloge des OÖ. Landesmuseums, Neue Folge Nr. 8: 37-42.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1995): Naturschutzgebiete in Bayern – Zustandserfassung – Teil I: Arbeitsanleitung. Unveröff., München

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1999): Landschaftsentwicklungskonzept (LEK) Region Landshut – CD-Version.

BILLINGER, K. (2003b): Brandgans. Pp. 132-133 in Brader, M. & G. Aubrecht: Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz, 543 pp.

BILLINGER, K. (2003c): Lachmöwe. Pp. 218-219 in Brader, M. & G. Aubrecht: Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz, 543 pp.

BINOT-HAFKE, M., S. BALZER, N. BECKER, H. GRUTTKE, H. HAUPT, N. HOFBAUER, G. LUDWIG, G. MATZKE-HAJEK & M. STRAUCH (Red.) (2011): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1) Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (3), 716 S.

BOGENRIEDER, A. & A. FRISCH (2000): Gebüsche, Pioniergesellschaften, Trockenrasen und Staudenfluren der „Trockenaue Südlicher Oberrhein“. In: Vom Wildstrom zur Trockenaue; Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Naturschutz-Spectrum: Themen 92); Karlsruhe; S. 51 – 116

BURMEISTER, E.-G. (1990): Makroinvertebraten der Isar und ihrer Nebengewässer in und südlich von München. *Lauterbornia* 4, S. 7-23

BUSSLER, H. (2002): Untersuchungen zur Faunistik und Ökologie von *Cucujus cinnaberinus* (Scop., 1763) in Bayern (Coleoptera, Cucujidae). *Nachrichtenblatt bayerischer Entomologen* 51 (3/4), S. 42-60

BUSSLER, H., M. Blaschke, H. Walentowski (2010): Bemerkenswerte xylobionte Käferarten in Naturwaldreservaten des Bayerischen Waldes (Coleoptera). *Entomologische Zeitschrift, Stuttgart* 120 (6), S. 263-268

BRUSCHEK, E. (1953): Untersuchungen über den Einfluss von Kraftwerksbauten auf die Barbenregion des Inn. Diss. Uni Wien.

CONRAD-BRAUNER, M. (1994): Naturnahe Vegetation im Naturschutzgebiet „Unterer Inn“ und seiner Umgebung. Beiheft 11 zu den Berichten der ANL, Laufen.

CONRAD-BRAUNER, M. (1995): Eine vegetationskundlich-ökologische Studie zu den Auswirkungen des Wasserbaus am Beispiel der Stauhaltung Ering am unteren Inn. *Erdkunde*, Band 49, S. 269-284+Anh.

DIEM, H. (1964): Beiträge zur Fischerei Nordtirols. Veröffentlichungen des Museums Ferdinandeum Innsbruck. Innsbruck. Band 43: 5-132.

DÜRINGEN, B. (1897): Deutschlands Amphibien und Reptilien, Magdeburg

DVWK (Hrsg, Bearb. W. GOEBEL; 1996): Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen. DVWK-Schriften 112, Bonn

ERLINGER, G. (1965): Die Vogelwelt des Stauseegebietes Braunau-Hagenau. — *Jb. OÖ. Mus.-Ver.* 110: 422-445.

ERLINGER, G. (1965): Purpurreiher und Nachtreiher brüten am Inn. — *Egretta* 8: 8-9.

ERLINGER, G. (1969): Erste Ergebnisse der Limicolen-Beringung am „Unteren Inn“. — *Mitt. Zool. Ges. Braunau* 1: 61-62.

ERLINGER, G. (1972): Eine Bodenbrut der Waldohreule (*Asio otus*) am Unteren Inn. — *Anz. Orn. Ges. Bayern* 11: 318-319.

ERLINGER, G. (1974): Die Bestandsentwicklung von Rabenkrähe (*Corvus corone*) und Elster (*Pica pica*) nach Einstellung der Jagd im NSG „Hagenauer Bucht“ am unteren Inn. — *Anz. Orn. Ges. Bayern* 13: 245-247.

ERLINGER, G. (1977): Nestfunde und Nestformen der Beutelmeise (*Remiz pendulinus*) in Oberösterreich. — *Jb. OÖ. Mus.-Ver.* 122: 263-267.

ERLINGER, G. (1981): Der Einfluß kurz- bis langfristiger Störungen auf Wasservogelbrutbestände. — *Öko-L* 3/4: 16-19.

ERLINGER, G. (1981): Vogelparadies aus Menschenhand - die Hagenauer Bucht. — Öko-L 3/2: 3-9.

ERLINGER, G. (1982): Erstbrut-Nachweise von Rohrweihe, Uferschnepfe und Kolbenente für Oberösterreich im Bereich des Unteren Inns. — Öko-L 4/4: 14-18.

ERLINGER, G. (1983): Beobachtungen zum Schlafplatzflug bzw. Frühjahrsdurchzug der Lachmöwe im Bereich des Stauraumes Ering-Frauenstein. — Öko-L 5/1: 19-25.

ERLINGER, G. (1983): Der Wasservogel-Brutbestand 1982 in der Reichersberger Au- und Hagenauer Bucht. — Öko-L 5/2: 30-31.

ERLINGER, G. (1984): Der Verlandungsprozess der Hagenauer Bucht – Einfluß auf die Tier- und Pflanzenwelt – Teil 1. ÖKO-L 6/3; S. 15-18: Linz

ERLINGER, G. (1984): Untersuchung zum Kuckucks-Brutparasitismus in einer Teichrohrsängerpopulation.— Öko-L 6/1: 22-29.

ERLINGER, G. (1985): Der Verlandungsprozess der Hagenauer Bucht – Einfluss auf die Tier und Pflanzenwelt – Teil 2. ÖKO L 7/2, 6-15

ERLINGER, G. (1986 und 1987): Die Rohrsänger der Hagenauer Bucht. — Öko-L 8/1: 26-31, 8/4: 19-24 und 9/1: 29-32.

ERLINGER, G. (1987): Von Eulen und Käuzen. — Öko-L 9/3: 25-31.

ERLINGER, G. & J., REICHHOLF (1969): Neue Beobachtungen zum Vorkommen der Wasservogel an den Stauseen des Unteren Inn. — Anz. Orn. Ges. Bayern 8: 604-609.

ERLINGER, G. & J., REICHHOLF (1969): Schreiadler (*Aquila pomarina*) im Bezirk Braunau am Inn. — Mitt. Zool. Ges. Braunau 1: 116.

ERLINGER, G. & J., REICHHOLF (1974): Störungen durch Angler in Wasservogel-Schutzgebieten. — Natur und Landschaft 49: 299-300.

ERLINGER, G. REICHHOLF, J. & F. SEIDL (1974): Unsere Tierwelt. — In: Der Bezirk Braunau am Inn. Ein Heimatbuch, gestaltet von einer Arbeitsgemeinschaft unter dem Vorsitz des Bezirkshauptmannes Dr.Franz GALLNBRUNNER (Braunau). 77-100.

EZB – TB ZAUNER & LANDSCHAFT+PLAN PASSAU (2011): Ökologisches Restrukturierungspotential der Innstufen and er Grenzstrecke zwischen Österreich und Deutschland. Unveröff. Gutachten i.A. ÖBK & e.on Wasserkraft.

FISCHEREIBUCH Kaiser Maximilian I. (16. Jhdt., 1980): Jagd- und Fischereibücher. Text von F. Niederwolfsgruber

FRITZE, M.-A., KROUPA, A. & LORENZ, W. (2004): Der Deutsche Sandlaufkäfer *Cylindera germanica* (Linnaeus, 1758) im Landkreis Lichtenfels (Oberfranken / Bayern) - Angewandte Carabidologie 6 (2004): 7-14

- GEHLKEN, B. (2003): Das *Dipsacetum pilosi* Tx. 1942. Tuexenia 23: 181-198, Göttingen
- GEOLOGISCHE BUNDESANSTALT (2006): Geologie der österreichischen Bundesländer – Oberösterreich. Geologische Karte 1 : 200.000. Wien
- GISTL, J. (1829): Bemerkungen über einige Lurche. – Isis von Oken XXII: 1069-1073.
- GOETTLING, H. (1968): Die Waldbestockung der bayerischen Innauen. Beihefte zum Forstwissenschaftlichen Centralblatt Heft 29. Hamburg und Berlin
- GRABHERR, G. & L. MUCINA (Hrsg., 1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II; Natürliche waldfreie Vegetation. Jena-Stuttgart-New York.
- GUGERBAUER, A. & E. DÜRR; (1999): Vom Zorn des Inn: Hochwasserkatastrophen in Schärding und den bayerischen Nachbargemeinden. Wernstein
- HAIDVOGL G. & H. WAIDBACHER (1997): Ehemalige Fischfauna an ausgewählten österreichischen Fließgewässern. Studie gefördert durch die Österreichische Nationalbank
- HAUF, E. (1952): Die Umgestaltung des Innstromgebietes durch den Menschen. Hrsg. Innwerk AG, münchen-Töging
- HELLER (1871): Die Fische Tirols und Vorarlbergs. Separat-Abdruck aus der Ferdinandeums-Zeitschrift vom Jahre 1871
- HENRICHFREISE, A. (2000): Zur Erfassung von Grundwasserstandsschwankungen in Flussauen als Grundlage für Landeskultur und Planung – Beispiele von der Donau. Angewandte Landschaftsökologie H. 37, 13-21
- HERRMANN, Th. (2002): Das EU-LIFE-Natur-Projekt „Unterer Inn mit Auen“ - Grundlagen und Beispiele für angewandte Vegetationsgeographie. In: RATUSNY, A. (Hrsg.): Flusslandschaften an Inn und Donau. Passauer Kontaktstudium Erdkunde 6; Passau
- HOFMANN, B. (1978): Bodenkarte von Bayern 1 : 25.000; Erläuterungen zum Blatt Nr. 7644 Triftern. München
- HOHLA, M. (2001): *Dittrichia graveolens* (L.) GREUTER, *Juncus ensifolius* WIKSTR. und *Ranunculus penicillatus* (DUMORT.) BAB. neu für Österreich und weitere Beiträge zur Kenntnis der Flora des Innviertels und des angrenzenden Bayerns. Beitr. Naturk. Oberösterreichs 10, 275-353; Linz
- HOHLA, M. (2004): Kostbarkeiten der heutigen Flora am unteren Inn. In: grenzenlos-Die Geschichte der Menschen am Inn. 390-393
- HOHLA, M, et al. (2009): Katalog und Rote Liste der Gefäßpflanzen Oberösterreichs. – Stapfia 91, Land Oberösterreich, Linz.

HOHLA, M. (2012): Wasser- und Uferpflanzen am unteren Inn. ÖKO-L 34/1, S. 18-35

HORION, A. (1960): Faunistik der Mitteleuropäischen Käfer. Bd. VII: Clavicornia, 1. Teil. Überlingen-Bodensee, S. 170-172

JACOB, U. (1969): Untersuchungen zu den Beziehungen zwischen Ökologie und Verbreitung heimischer Libellen. Faun. Abh. Staatl. Mus. f. Tierk. in Dresden, 2/24, S. 197-239

JERZ, H., SCHAUER, Th. und K. SCHEURMANN (1986): Zur Geologie, Morphologie und Vegetation der Isar im Gebiet der Ascholdingen und Pupplinger Au. Jahrbuch Verein zum Schutz der Bergwelt 51; München, S. 87 – 151

JUNGWIRTH, M. & WAIDBACHER, H. (1989): Fischökologische Zielsetzungen bei Fließgewässer-revitalisierungen. Wiener Mitteilungen Band 88; 105 – 119.

KELLER, Th. & Th. VORDERMEIER, (1994): Einfluß des Kormorans auf die Fischbestände ausgewählter bayerischer Gewässer unter Berücksichtigung fischökologischer und fischereiökonomischer Aspekte. Studie im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten und des Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen

KITTEL, G. (1878): Systematisches Verzeichnis der Käfer, die in Baiern und der nächsten Umgebung vorkommen. Correspondenz-Blatt des zool.-mineralogischen Vereins in Regensburg.

KLAUS, I., BAUMGARTNER, C. & TOCKNER, K. (2001): die Wildflusslandschaft des Tagliamento (Italien, Friaul) als Lebensraum einer artenreichen Amphibiengesellschaft, Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 21-30.

KRISAI, R. (2000): Floristische Notizen aus dem Oberen Innviertel (Bezirk Braunau). Betr. Naturk. Oberösterreichs 9, 659-699. Linz

KUHN, J. (2001): Biologie der Erdkröte (*Bufo bufo*) in einer Wildflusslandschaft (obere Isar, Bayern), Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 31-42.

KUHN, K & K. BURBACH (1998): Libellen in Bayern. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz und Bund Naturschutz in Bayern e.V. (Hrsg.), Ulmer, Stuttgart, 333 S.

LANDSCHAFT+PLAN PASSAU (2004): Zustandserfassung Gewässer und Altlaufsenken in den nicht als NSG ausgewiesenen Teilen des Projektgebietes LIFE-Natur „Unterer Inn mit Auen“. Unveröff. Gutachten i.A. Reg. v. Niedb., Neuburg a. Inn

LANDSCHAFT + PLAN PASSAU (2009): Ergänzende Erfassung und Gesamtdarstellung von Vegetation und Flora im geplanten Naturschutzgebiet „Auen am unteren Inn“ Endbericht; unveröff. Gutachten im Auftrag der Regierung von Niederbayern.

LANDSCHAFT+PLAN PASSAU (2014): Variantenvergleich FAA Ering-Frauenstein – Fachbeitrag Natur und Landschaft. Unveröff. Gutachten i.A. Verbund AG

- LINHARD, H. (1968): Naturnahe Vegetation zwischen Inn und unterer Rott. Berichte des Naturwiss. Vereins Landshut, Bnd. 25; S. 29-42, Landshut
- LINHARD, H. und J. WENNINGER (1980): Die naturnahe Vegetation des unteren Inn-ales. unveröff. Gutachten im Auftrag des Bayer. Landesamtes f. Umweltschutz.
- LOHER, A. (1887): Aufzählung der um Simbach am Inn wildwachsenden Phanerogamen und Gefäßkryptogamen. Bericht Bot. Ver. Landshut **10**, S. 8-37, Landshut
- LOHMANN, M. & M. VOGEL (1997): Die bayerischen Ramsar-Gebiete. Laufener Forschungsbericht 5; Laufen/Salzach
- LÜDERITZ, V., U. LANHEINRICH, Ch. KUNZ (2009): Flussaltwässer – Ökologie und Sanierung, 232 S.; Stuttgart
- MANGELSDORF, J. und K. SCHEURMANN (1980): Flußmorphologie. München, Wien
- MARGRAF, Chr. (2004): Die Vegetationsentwicklung der Donauauen zwischen Ingolstadt und Neuburg. Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 65, 295-703; Regensburg
- MAYENBERG, J. (1875): Aufzählung der um Passau vorkommenden Gefäßpflanzen. Jahresberichte des Naturhistorischen Vereins Passau, Band **X**, Passau
- MAYER, G & G. ERLINGER (1971): Der Zug österreichischer Lachmöwen. Natkd. Jb. Linz: 157-201.
- MÜLLER, N. (1995): Wandel von Flora und Vegetation nordalpiner Wildflußlandschaften unter dem Einfluß des Menschen. Ber. ANL **19**; S. 125-187, Laufen/Salzach
- MÜLLER, N. und A. BÜRGER (1990): Flußmorphologie und Auenvegetation des Lech im Bereich der Forchacher Wildflußlandschaft. Jahrb. Verein Schutz d. Bergwelt **55**, S.123 - 154
- MÜLLER, N., DALHOF, I., HÄCKER, B. und G.VETTER (1992): Auswirkungen von Flußbaumaßnahmen auf Flußdynamik und Auenvegetation am Lech. Ber. ANL **16**, S. 181-214; Laufen/Salzach
- OBERDORFER, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I. Stuttgart-New York
- OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil IV: Wälder und Gebüsche. Jena-Stuttgart-New York
- OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora, Achte Auflage. Stuttgart (Hohenheim)

ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV) (2000): Feststoffmanagement in Kraftwerksketten. Selbstverlag des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes, Wien.

PALM, T. (1941): Über die Entwicklung und Lebensweise einiger wenig bekannter Käfer-Arten im Urwaldgebiete am Fluss Dalälven (Schweden). Opuscula Entomologica Supplementum VI, Lund, S. 20-26

RAAB, R., CHOVANEC, A. & PENNERSDORFER, J. (2007): Libellen Österreichs. Umweltbundesamt Wien, Springer Wien New York, 343 S.

REICHHOLF, J. (1966): Untersuchungen zur Ökologie der Wasservögel der Stauseen am unteren Inn. Anz. Orn. Ges. Bayern 7, Heft 5, 536-604

REICHHOLF, J. (1972): Die Bedeutung der Stauseen am unteren Inn für den Wasservogelbestand Österreichs. Egretta 15: 21-27.

REICHHOLF, J. (1975): Der Einfluß von Erholungsbetrieb, Angelsport und Jagd auf das Wasservogel-Schutzgebiet am unteren Inn und die Möglichkeiten und Chancen zur Steuerung der Entwicklung. Schriftenreihe Landschaftspflege Naturschutz 12: 109-116

REICHHOLF, J. (1975): Die quantitative Bedeutung der Wasservögel für das Ökosystem eines Innstausees. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Wien, 247-254

REICHHOLF, J. (1976): Dämme als artenreiche Biotope. Natur und Landschaft, 51, Heft 7/8, S. 209-212

REICHHOLF, J. (1976): Die Wasservogelfauna als Indikator für den Gewässerzustand. *Landschaft + Stadt* 3: 125-129

REICHHOLF, J.H. (1977): Bemerkenswerte Funde von Insekten am unteren Inn (1) Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 3, Nr.1/2: 37-44

REICHHOLF, J. (1977): Die Ökostruktur der Innstauseen – Bilanz eines Forschungsprojektes. Bild der Wissenschaft 8: 36-41.

REICHHOLF, J. (1978): Rasterkartierung der Brutvögel im südostbayerischen Inntal. Garmischer vogelkundliche Berichte 4: 1 – 56.

REICHHOLF, J. (1979): Der Eisvogel, *Alcedo atthis*, am unteren Inn. Anz. orn. Ges. Bayern 18: 171-176.

REICHHOLF, J. (1981): Ökosystem Innstausee – Wie „funktioniert“ ein Vogelparadies? ÖKO-L 3, 9-14.

REICHHOLF, J. (1981): Schutz den Schneeglöckchen. Ber. ANL 5, S. 176-183; Laufen

REICHHOLF, J. (1982): Der Niedergang der kleinen Rallen. - Anz.orn.Ges.Bayern 21:165-174.

REICHHOLF, J. (1983): Bestandstendenzen bei der Lachmöwe *Larus ridibundus*. Anz. Orn. Ges. Bayern 22: 211 - 217.

REICHHOLF, J. (1987): Erste Brut der Weißkopfmöwe *Larus cachinnans* in Bayern. Anz. Orn. Ges. Bayern 26: 270.

REICHHOLF, J. (1988): Die Wassertrübung als begrenzender Faktor für das Vorkommen des Eisvogels (*Alcedo atthis*) am unteren Inn. Egretta 31: 98-105.

REICHHOLF, J.H. (1992): Kriterien für die ökologische Bilanzierung von Stauhaltungen. Laufener Seminarbeiträge 1/92, S. 34-42, Laufen/Salzach

REICHHOLF, J. (1993): Comeback der Biber: Ökologische Überraschungen, C.H.Beck, München: 135 – 165.

REICHHOLF, J. (1994): Die Wasservögel am unteren Inn. Ergebnisse von 25 Jahren Wasservogelzählung: Dynamik der Durchzugs- und Winterbestände, Trends und Ursachen. Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 6.

REICHHOLF, J.H. (1998): Stauseen – Tod oder Wiedergeburt der Flüsse ? In: Biologie in unserer Zeit/28. Jahrg.1998/Nr.3 WILEY-VCH Verlag GmbH

REICHHOLF, J. (1999): Stauseen – Tod oder Wiedergeburt der Flüsse? DVWK Landesverband Bayern, Mitglieder Rundbrief 2/99, 6-11

REICHHOLF, J. (2000): Veränderungen in Vorkommen und Häufigkeit der Brutvögel am unteren Inn: I. Abnahmen und Verluste seit 1960. Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 7: 271-292

REICHHOLF, J. (2001a): Der Inn – ein sommerkalter Fluss: Ökologische und klimatologische Aspekte seiner Wassertemperatur. Mitteilungen Zoolog. Ges. Braunau 8, Nr. 1, 1-19

REICHHOLF, J. (2001b): Die Entwicklung des Silberweiden-Auwaldes auf den Anlandungen in den Stauseen am unteren Inn. Mitteilungen Zoolog. Ges. Braunau 8, Nr. 1, 27-39

REICHHOLF, J. (2002): Der Niedergang der Amphibien am Unteren Inn: Bilanz von 1960 – 2000. Mitteilungen Zoolog. Ges. Braunau 8, Nr. 2, 169-188

REICHHOLF, J. (2004): Der untere Inn – Rückblick auf ein Jahrtausend Flussgeschichte. In: grenzenlos- Die Geschichte der Menschen am Inn. 394-397

REICHHOLF, J. (2005): Ökologische und naturschutzfachliche Problematik längerfristiger Entwicklungen in Stauräumen: Fallbeispiel Europareservat Unterer Inn. Natur in Tirol – Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz 12, S. 144-157, Innsbruck

REICHHOLF, J.H. (2005): Letzte Funde der Pappelglucke *Gastropacha populifolia* (DENNIS & SCHIFFERMÜLLER, 1775) am unteren Inn und ihre mutmaßlichen Gründe ihres Aussterbens (Lepidoptera, Lasiocampidae) NachrBl. bayer. Ent. 54 (3/4): 70-73

REICHHOLF, J.H. (2005): Früher Fund und neue Feststellung des Skabiosenschwärmers *Hemaris tityus* L., 1758, am unteren Inn Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 9, Nr.1: 41-47

REICHHOLF, J. (2006): Heidelibellen *Sympetrum* sp. folgen den Hochwässern an Isar und Inn (Anisoptera, Libellulidae). NachrBl. bayer. Ent. 55 (3/4), S. 76-84

REICHHOLF, J.H. (2007): Lichtfallenfänge des Hermelinspinners *Cerura erminea* ES-
PER, 1784, im niederbayerischen Inntal (Zahnspinner, Notodontidae) Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 9, Nr.3: 199-204

REICHHOLF, J.H. (2008): Starker Rückgang des Rotrandspanners *Calothysanis amata* L. am unteren Inn Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 9, Nr.4: 283-287

REICHHOLF, J. (2009a): Hochwässer als bestimmender Faktor für die Mengemauernder Brachvögel *Numenius arquata* an den Stauseen am unteren Inn? Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 9: 329-333

REICHHOLF, J. (2009b): Brütet der Schwarzspecht *Dryocopus martius* in den Auwäldern am unteren Inn? Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 9: 335-338

REICHHOLF, J.H. (2009c): Häufigkeit, Häufigkeitsentwicklung und Flugzeit des Achat-Eulenspinners *Habrosyne pyritoides* Hfn., 1766, im niederbayerischen Inntal von 1969 bis 1995 Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 9, Nr.5: 341-345

REICHHOLF, J.H. (2009d): Das Vorkommen des Wiesenrauten-Kapselspanners *Gagittodes sagittata* (FABRICIUS, 1787) im niederbayerischen Inntal und das Problem der Seltenheit dieser Spannerart im nördlichen Alpenvorland NachrBl. bayer. Ent. 58 (3/4): 93-97

REICHHOLF, J. (2010): Die ökologische Entwicklung der Reichersberger Au im Innstausee Schärding-Mittich nach der Einstauung. Mitteilungen Zoolog. Ges. Braunau 10, Nr. 1, 95-106

REICHHOLF, J. (2001): Die Entwicklung des Silberweiden-Auwaldes auf den Anlandungen in den Stauseen am unteren Inn. Mitteilungen Zoolog. Ges. Braunau 8, Nr. 1, 27-39

REICHHOLF, J. (2014): Welche Umstände führten zum Brüten des Seeadlers (*Haliaeetus albicilla*) am unteren Inn. Vogelkdl. Nachr. Oberösterreich 22: 81-92.

REICHHOLF, J. & H. REICHHOLF-RIEHM (1982): Die Stauseen am unteren Inn – Ergebnisse einer Ökosystemstudie. Ber. ANL 6; S. 47-89; Laufen/Salzach

REICHHOLF, J.H. & SAGE, W. (2000): Nachtkerzenschwärmer *Proserpinus proserpina* (PALLAS, 1772) am unteren Inn Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 7, Nr.4: 321-325

REICHHOLF, J.H. & SAGE, W. (2011): Massenansammlung von Ölkäfern *Meloe violaceus* in einem Auwald am unteren Inn, Niederbayern Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 10, Nr.2: 215-218

REICHHOLF, J. & SCHMITTKE (1977): Status und Entwicklung des Brutbestandes der Lachmöwe in Bayern. Ber. ANL 1: 4-8.

REICHHOLF, J. & H. UTSCHICK (1972): Vorkommen und relative Häufigkeit der Spechte (Picidae) in den Auwäldern am Unteren Inn. Orn. Anz. 11: 254-262

REICHHOLF-RIEHM, H. (1993): Der Lebensraum Aue Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 5, Nr.17/19: 315-327

REICHHOLF-RIEHM, H. (1995): Die Verockerung von Altwässern am unteren Inn - Ursachen und ökologische Folgen. Ber. ANL (Laufen) 19:189-204.

REICHHOLF-RIEHM, H. & K. BILLINGER (1998): Die Entwicklung der Reiher- und Rohrdommelbestände (Ardeidae) am Unteren Inn 1968-1998. Vogelkdl. Nachr. Oberösterreich 6: 1-22.

RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. SchrR. Vegknde H. 35, Bonn-Bad Godesberg.

RÖDL, T., RUDOLPH, B.-U., GEIERSBERGER, I., WEIXLER, K. & GÖRGEN, A. (2012): Atlas der Brutvögel in Bayern, Verbreitung 2005 bis 2009. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer. 256 S.

RUCKDESCHEL, W. (2011): Schilfeulen in Südostbayern NachrBl. bayer. Ent. 60 (3/4): 74-85

SAGE, W. (1996): Die Großschmetterlinge (Macrolepidoptera) im Inn-Salzach-Gebiet, Südostbayern Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 6, Nr.4: 323-434

SAGE, W. (2007): Überraschung beim GEO-Tag der Artenvielfalt 2007 in Bad Füssing: Östlicher Resedafalter *Pontia edusa* (Fabricius, 1777) und Kurzschwänziger Bläuling *Cupido argiades* (Pallas, 1771) neu für den „Unteren Inn“ Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 9, Nr.3: 189-197

SAGE, W. (2011): Schabrackenlibelle *Hemianax ephippiger* (Burmeister, 1839) und Östlicher Blaupfeil *Orthetrum albistylum* (Sélys, 1848), zwei Großlibellenarten neu für den Unteren Inn (Odonata, Anisoptera). Mitt. Zool. Ges. Braunau, Bd. 10, Nr.2, S. 219-226

SAGE, W. (2013): Obere Donau und Unterer Inn als Ausbreitungskorridor wärmeliebender Tier- und Pflanzenarten Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 11, Nr.1: 1-13

SAGE, W. (unveröffentlicht): Die Schmetterlinge (Lepidoptera) im Inn-Salzach-Gebiet, Südostbayern

SAGE, W. & MAIER, A. (2003): Einige auffällige und bemerkenswerte Käferfunde (Coleoptera) im Inn-Salzach-Gebiet, Südostbayern, mit besonderer Berücksichtigung des NSG „Untere Alz“ Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 8, Nr.3: 325-340

SCHEUERER, M. & W. AHLMER (2003): Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz, SchrR. H. 165 (=Beiträge zum Artenschutz 24). Augsburg

SCHIEMER, F., JUNGWIRTH, M. & IMHOF, G. (1994): Die Fische der Donau – Gefährdung und Schutz. Ökologische Bewertung der Umgestaltung der Donau. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie. Band 5.

SCHMELZ, A. (o.J.): Geschichte der Auwälder, Eigenverlag

SCHMIDL, J. & H. BUSSLER (2004): Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands. Einsatz in der landschaftsökologischen Praxis – ein Bearbeitungsstandard. Naturschutz und Landschaftsplanung 36 (7), S. 202-217

SCHMIDL, J. & ESSER, J. (2003): Rote Liste gefährdeter Cucujoidea (Coleoptera: „Clavicornia“) Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umwelt.

SCHMIDT, B. (1990): Faunistisch-ökologische Untersuchungen zur Libellenfauna (Odonata) der Streuwiesen im NSG Wollmatinger Ried bei Konstanz. Auswirkungen und Bedeutung der Streuwiesenmahd und Überschwemmungen auf die Libellenbesiedlung. Naturschutzforum 3/4, S. 39-80

SCHNELL, G. (1988): Schilfrohr *Phragmites australis* Ökoporträt 15, Naturschutzverband Niedersachsen (NVN) SCHUSTER, S. (2007): Mausern Große Brachvögel am Unteren Inn ihre Flügelfedern?, Mitt. Zool. Ges. Braunau, Band 9 (3): 165-167.

SCHUSTER, S. (2007): Mausern Große Brachvögel am unteren Inn ihre Flügelfedern? Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 9: 165 - 169

SCHUSTER, S. (2011): Drei traditionelle Mauserplätze des Großen Brachvogels *Numenius arquata* (Linnaeus 1758) in Österreich. Egretta 52: 67 – 71

SCHÖPS, A. (2001): „Brennen“ – Trockenstandorte am Unteren Inn: Geographische Abgrenzung, Genese, Vegetation, Böden und Nährstoffhaushalt. Unveröff. Magisterarbeit im Fach Geographie, Universität Passau.

SEIBERT, P. (1962): Die Auenvvegetation an der Isar nördlich von München und ihre Beeinflussung durch den Menschen. Landschaftspflege und Vegetationskunde Heft 3, München

SEIBERT, P. (1987): Der Eichen-Ulmen-Auwald (Quercu-Ulmetum Issl. 24) in Süddeutschland. – Natur und Landschaft 62, Nr. 9, S. 347-352

SEIBERT, P. & M. CONRAD-BRAUNER (1995): Konzept, Kartierung und Anwendung der potentiellen natürlichen Vegetation mit dem Beispiel der PNV-Karte des unteren Innraumes. *Tuexenia* 15: 25-43, Göttingen.

SEIDEL, B. (1997): Die Struktur eines *Rana dalmatina*-Bestandes in einem Überschwemmungsgebiet an der Donau (Österreich): ein Indikator für die Sedimentbelastung aus Stauwerken, in: *Rana*, Sonderheft 2 Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) Ökologie und Bestandssituation, *Natur & Text* 1997.

SIEBER, H.-U. (2014): Anpassungsstrategien für Stauanlagen an den Klimawandel. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 7, Heft 11, S. 625-629

SPRINGER, S. (2006): Die Vegetation des Landkreises Altötting in Bayern. *Beitr. Naturk. Oberösterreichs* 16, 223-434. Linz

STEIN, Chr. (1994): Das Isar-Inn-Hügelland im Spiegel seiner Moos-, Farn- und Blütenpflanzenflora. Unveröff. Diplomarbeit FH Weihenstephan, Freising

STEINHÖRSTER, U. (1998): Untersuchung der Fischbestände in der Staustufe Ering. Zwischenbericht II. Studie im Auftrag des Landesfischereiverbandes Bayern e.V.

STRAKA, U. (2007): Zur Biologie des Scharlachkäfers *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763). *Beiträge zur Entomofaunistik* 8, S. 11-26

TESTER, U. (2001): Zusammenhänge zwischen den Lebensraumsansprüchen des Laubfrosches (*Hyla arborea*) und dynamischen Auen, *Zeitschrift für Feldherpetologie* 8: 15-20.

UNGER, H.J. & W. BAUBERGER (1985): Geologische Karte von Bayern 1 : 25.000; Erläuterungen zum Blatt Nr. 7546 Neuhaus a. Inn. München

UTSCHICK, H. (1994): Entwicklung der Libellenfauna durch Anlage und Management der Innstaustufe Perach 1975-1987 (Odonata), *NachBl. bayer. Ent.* 43 (1/2), S. 1-15

WAIDBACHER, H. (1989): Veränderungen der Fischfauna durch die Errichtung des Donaukraftwerkes Altenwörth. In: Hary, N. & H.P. Nachtnebel: Ökosystem-Studie Donauaustauraum Altenwörth, Veränderungen durch das Donaukraftwerk Altenwörth. Österr. Akademie der Wissenschaften. Veröff. D. MAB Programmes; Bd. 14, Wien

WEICHHART, P. (1979): Naturräumliche Gliederung Deutschlands: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 182/183 Burghausen. *Geographische Landesaufnahme* 1 : 200000. Bonn-Bad Godesberg.

WILLNER, W. & G. GRABHERR (Hrsg., 2007): Die Wälder und Gebüsche Österreichs. Ein Bestimmungswerk mit Tabellen in zwei Bänden. München.

WINTERHOLLER, M. (2003): Rote Liste gefährdeter Libellen (Odonata) Bayerns. Internet: www.lfu.bayern.de/natur/daten/rote_liste_tiere/doc/tiere/odonata.pdf

ZAHLHEIMER, W.A. (1979): Vegetationsstudien in den Donauauen zwischen Regensburg und Straubing als Grundlage für den Naturschutz. Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. **38**; S. 3 – 398, Regensburg

ZAHLHEIMER, W.A. (1994): Vergleich der ökologischen Situation der Isar im ausgebauten und nicht ausgebauten Teil. Laufener Seminarbeiträge 3/94, S. 105-111, Laufen/Salzach

ZAHLHEIMER, W.A. (2000): Neue und besondere Vorkommen von Farn- und Blütenpflanzen in Niederbayern. Hoppea, Denkschr. Regensburg Bot. Ges. 61, S. 711-733.

ZAHLHEIMER, W.A. (2001): Die Farn- und Blütenpflanzen Niederbayerns, ihre Gefährdung und Schutzbedürftigkeit, mit Erstfassung einer Roten Liste. Hoppea, Denkschr. Regensburg Bot. Ges. 62, S. 5 – 347.

ZAUNER & EBERSTALLER (1998): Klassifizierungsschema der österreichischen Flussfischfauna in bezug auf deren Lebensraumansprüche. Österreichs Fischerei 52 (8/9), 198-205

ZAUNER, G., GLATZEL, J. & PINKA, P. (2001): Fischbiologische Untersuchung der Reichersberger Au. Studie im Auftrag der OÖ. Landesregierung im Rahmen des Life-Projektes "Unterer Inn mit Auen". Univ. f. Bodenkultur, Abt. f. Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur.

ZAUNER, G., MÜHLBAUER, M., RATSCHAN, C. & HERRMANN, T. (2010): Gewässer- und Auenökologisches Restrukturierungspotential der Innstufen an der Grenzstrecke zwischen Österreich und Deutschland. Studie im Auftrag der ÖBK & E.ON Wasserkraft. 174 S. + 21 Pläne.

ZAUNER, G., RATSCHAN, C. & MÜHLBAUER, M. (2010): Erhebung der Fischwanderung aus dem Inn in den Unterlauf der Antiesen. Studie i. A. Land OÖ, Wasserwirtschaft, Abt. Gewässerschutz. 117 S.

ZODER, S. (2010): *Libellula fulva* MÜLLER, 1764 (Spitzenfleck) am Unteren Inn (Odonata, Anisoptera, Libellulidae). Mitt. Zool. Ges. Braunau, Bd. 10, Nr.1, S. 91-94