

**Rekonstruktion ursprünglicher Lebensraumverhältnisse
der Fluss-Auen-Biozönose der Donau im Machland
auf Basis der morphologischen Entwicklung von
1715 – 1991**

Thesis

Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades
an der Universität für Bodenkultur Wien

verfasst und eingereicht von
composed and submitted by

DI Severin Hohensinner

betreut durch
supervised by

O. Univ. Prof. Dr. Mathias Jungwirth

begutachtet durch
reviewed by

O. Univ. Prof. Dr. Mathias Jungwirth
Ao. Univ. Prof. DI Dr. Helmut Habersack

Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG)
Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt (WAU)
Universität für Bodenkultur Wien (BOKU)

*Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management
Department of Water, Atmosphere and Environment
University of Natural Resources and Applied Life Sciences Vienna*

Wien, Juni 2008

**Rekonstruktion ursprünglicher Lebensraumverhältnisse
der Fluss-Auen-Biozönose der Donau im Machland
auf Basis der morphologischen Entwicklung von
1715 – 1991**

Severin Hohensinner & Mathias Jungwirth

2008



Universität für Bodenkultur Wien
Department für Wasser-Atmosphäre-
Umwelt



Institut für Hydrobiologie &
Gewässermanagement

Vorbemerkungen zum Aufbau der Dissertation

Die Dissertation besteht aus zwei Teilen: einem einleitenden Text mit der Zusammenfassung der Ergebnisse und 11 Artikeln bzw. Manuskripten, die den eigentlichen Kern dieser Arbeit darstellen. Bis dato wurden 7 Artikel publiziert, ein Manuskript ist in Druck, eines wurde akzeptiert und zwei weitere wurden zur Veröffentlichung eingereicht.

Die Zusammenfassung beinhaltet die Kernaussagen der Dissertation, detaillierte Daten und Informationen sind daher den einzelnen Artikeln und Manuskripten (Kapitel 8) zu entnehmen. Diese sind im Text mittels Nummern in eckigen Klammern [] zitiert.

Die Ergebnisse werden zudem anhand von 27 Kartenbeilagen im Anhang der Dissertation illustriert.

Preliminary remarks on the structure of the thesis

The dissertation consists of two parts: an introductory text with the summary of the results and 11 articles / manuscripts that constitute the core of the thesis. To date, 7 articles have been published, one manuscript is in press, another one is accepted and two further manuscripts have been submitted for publication.

The summary comprises the key statements of the thesis. Detailed data and information are referred to the individual articles or manuscripts in chapter 8. These are cited in the text by means of numbers in square brackets [].

In addition, the results are illustrated with 27 attached maps in the appendix of the dissertation.

INHALTSVERZEICHNIS

| | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| KURZFASSUNG | 1 |
| ABSTRACT | 2 |
| 1. FRAGESTELLUNGEN UND ARBEITSHYPOTHESE | 4 |
| 2. UNTERSUCHUNGSGEBIET | 12 |
| 2.1 NATURRÄUMLICHE CHARAKTERISTIK | 12 |
| 2.2 HISTORISCHE ENTWICKLUNG | 15 |
| 3. DATENQUELLEN UND METHODIK | 19 |
| 4. ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE | 23 |
| 4.1 NATÜRLICHER ZUSTAND VOR REGULIERUNG | 23 |
| 4.1.1 Flusstyp | 23 |
| 4.1.2 Gewässertypen / aquatische Habitats | 24 |
| 4.1.3 Laterale Konnektivität (Gewässervernetzung) | 25 |
| 4.1.4 Natürliche Variabilität und Dynamik der Flusslandschaft | 27 |
| 4.1.5 Räumlich-zeitliche Habitatentwicklung | 29 |
| 4.1.6 Habitatalter und Sukzessionszyklus | 31 |
| 4.1.7 Natürliche Auenvegetation | 34 |
| 4.2 ANTHROPOGEN BEDINGTE VERÄNDERUNGEN | 36 |
| 4.2.1 Flusstyp | 36 |
| 4.2.2 Gewässertypen / aquatische Habitats | 37 |
| 4.2.3 Laterale Konnektivität (Gewässervernetzung) | 38 |
| 4.2.4 Anthropogen veränderte Variabilität der Flusslandschaft | 39 |
| 4.2.5 Räumlich-zeitliche Habitatentwicklung | 40 |
| 4.2.6 Habitatalter und Sukzessionszyklus | 41 |
| 4.2.7 Veränderte Standortbedingungen und potentielle Auenvegetation | 44 |
| 4.3 VERGLEICHBARKEIT DER ALLUVIALEN DONAUABSCHNITTE | 47 |
| 5. LITERATUR | 51 |
| 6. ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS | 57 |
| 7. ABBILDUNGSVERZEICHNIS | 59 |
| 8. ARTIKEL / MANUSKRIPTE | 61 |
| [1] Hohensinner, S., Habersack, H., Jungwirth, M. & Zauner, G. (2004): Reconstruction of the characteristics of a natural alluvial river-floodplain system and hydromorphological changes following human modifications: the Danube River (1812-1991). <i>River Research and Applications</i> , 20, 1, S. 25-41 | 65 |

| | | |
|------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| [2] | Hohensinner, S., Egger, G., Haidvogel, G., Jungwirth, M., Muhar, S. & Schmutz, S. (2007): Hydrological connectivity of a Danube river-floodplain system in the Austrian Machland: changes between 1812 and 1991. In: Trémolières, M., Schnitzler, A. & Silan, P. (Eds.), <i>Floodplain Protection, Restoration, Management. Why and how ?</i> , Editions Lavoisier SAS, Paris, S. 53-69..... | 83 |
| [3] | Hohensinner, S., Haidvogel, G., Jungwirth, M., Muhar, S., Preis, S. & Schmutz, S. (2005): Historical analysis of habitat turnover and age distributions as a reference for restoration of Austrian Danube floodplains. In: Brebbia, C.A. & Antunes do Cormo, J.S. (Eds.), <i>Proceedings of the 3rd International Conference on River Basin Management. River Basin Management III</i> , Bologna, Italy, 6-8 Sept. 2005, WIT Transactions on Ecology and the Environment, Vol. 83, WIT Press, Ashurst, UK, S. 489-502. | 101 |
| [4] | Hohensinner, S., Jungwirth, M., Muhar, S. & Schmutz, S. (submitted): Spatio-temporal habitat dynamics in a changing Danube river landscape 1812 – 1991. <i>Freshwater Biology</i> | 115 |
| [5] | Hohensinner, S., Jungwirth, M., Muhar, S. & Schmutz, S. (submitted): Variability of habitat composition and hydrological connectivity in a changing Danube river landscape 1715 – 1991. <i>Ecosystems</i> | 161 |
| [6] | Hohensinner, S., Jungwirth, M., Muhar, S. & Habersack, H. (2005): Historical analyses: a foundation for developing and evaluating river-type specific restoration programs. <i>International Journal of River Basin Management</i> , 3 (2), S. 87-96. | 197 |
| [7] | Hohensinner, S. & Drescher, A. (in press): Historical change of European floodplains: the Danube River in Austria. In: Klimo, E., Hager, H., Matič, S., Anič, I. & Kulhavý, J. (Eds.), <i>The Floodplain Forests of Temperate Zone of Europe</i> . Lesnická práce, Prag. | 207 |
| [8] | Hohensinner, S., Herrnegger, M., Blaschke, A.P., Habereder, C., Haidvogel, G., Hein, T., Jungwirth, M. & Weiß, M. (accepted): Type-specific reference conditions of fluvial landscapes: a search in the past by 3D-reconstruction. <i>Catena</i> | 221 |
| [9] | Egger, G., Drescher, A., Hohensinner, S. & Jungwirth, M. (2007): Riparian vegetation model of the Danube River (Machland, Austria): changes of processes and vegetation patterns. In: Jowett, I. & Biggs, B. (Eds.), <i>Handbook, CD-Edition, extended Abstract, Proceedings of the 6th International Symposium on Ecohydraulics</i> , 18.-23. Februar 2007, Christchurch, New Zealand. | 263 |
| [10] | Jungwirth, M., Haidvogel, G., Hohensinner, S., Muhar, S., Schmutz, S. & Waidbacher, H. (2005): Leitbild-specific measures for the rehabilitation of the heavily modified Austrian Danube River. <i>Archiv für Hydrobiologie</i> , Supplementband 155, <i>Large Rivers</i> , 15 (1-4), S. 17-36. | 267 |
| [11] | Reckendorfer, W., Schmalfuß, R., Baumgartner, C., Habersack, H., Hohensinner, S., Jungwirth, M. & Schiemer, F. (2005): The Integrated River Engineering Project for the free-flowing Danube in the Austrian Alluvial Zone National Park: contradictory goals and mutual solutions. <i>Archiv für Hydrobiologie</i> , Supplementband 155, <i>Large Rivers</i> , 15 (1-4), S. 613-630. | 287 |
| 9. | CURRICULUM VITAE | 305 |
| 10. | KARTENANHANG | 307 |

DANKSAGUNG

An dieser Stelle sei all jenen gedankt, die maßgeblich zum Gelingen der vorliegenden Arbeit beigetragen haben. Zu allererst Mathias Jungwirth, der mir die Möglichkeit gab, mein persönliches Interesse an der historischen Entwicklung der Donau am Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement optimal zu verfolgen und weiterzuentwickeln. Mithilfe seiner freundschaftlichen Unterstützung und motivierenden Mitarbeit konnte ich den Forschungsschwerpunkt der Dissertation um wesentliche interessante Fragestellungen erweitern und in fundierter Weise bearbeiten.

Ebenso möchte ich Gerald Zauner herzlich danken: von ihm stammt ursprünglich die Idee für diese Arbeit. Besonders zu Beginn der Dissertation hat Gerald mich sowohl fachlich als auch organisatorisch begleitet (u. a. durch Sicherstellung der Finanzierung).

Mein Dank gilt auch mehreren Kollegen und Kolleginnen, die durch ihre fachlichen Beiträge, kreativen Denkanstöße und kritischen Diskussionen dazu beigetragen haben, dass die Dissertation deutlich an Qualität gewonnen hat: Helmut Habersack hinsichtlich hydrodynamischer Modellierungen, Stefan Schmutz betreffend Fischhabitatsimulationen, Gertrud Haidvogel in historischen Fragestellungen, Susanne Muhar in Hinblick auf den Umgang mit historischen Referenzdaten für die Leitbilderstellung und Gregory Egger sowie Anton Drescher bezüglich vegetationsökologischer Modellierungen.

Ob ein ambitioniertes Forschungsvorhaben – besonders im Bereich der Grundlagenforschung – tatsächlich durchgeführt werden kann, hängt stets von den Finanzierungsmöglichkeiten ab. Zwei Institutionen sei daher besonders gedankt: dem *Jubiläumsfonds der Österreichischen Nationalbank* (Projekt-Nr. 7086), welcher das Projekt zu Beginn unterstützt hat, und dem *Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung* (FWF; Projekt-Nr.: P14959-B06), durch den das Forschungsprojekt überhaupt erst in diesem großen Rahmen durchgeführt werden konnte.

Zum Gelingen haben schließlich auch *VERBUND – Austrian Hydro Power AG* (AHP) und *via donau* (ehemalige *Wasserstraßendirektion*) beigetragen: beide stellten für die Dissertation unentgeltlich Kartenmaterial, Vermessungsdaten und hydrologische Daten zur Verfügung.

KURZFASSUNG

Die Intensivierung menschlicher Nutzungen führt seit Mitte des 19. Jhdts. speziell an größeren Fließgewässern zu erheblich degradierten Gewässerökosystemen. Um den negativen ökologischen Auswirkungen auf die aquatischen und terrestrischen Biozönosen entgegenzuwirken, wurden zunehmend angepasste Restaurationskonzepte und Rückbaumaßnahmen erforderlich. Dem Stand der Technik entsprechend sind im Rahmen der modernen Restaurationsökologie wissenschaftlich fundierte Kenntnisse über die ursprünglichen flusstypischen Prozesse und strukturellen Ausstattungen der betreffenden Gewässer notwendig.

Vorliegende Arbeit versteht sich als Beitrag, die natürliche Charakteristik alluvialer Donau-Flusslandschaften im Sinne eines „*visionären Leitbildes*“ zu erforschen. Die Analysen beruhen auf der Rekonstruktion des flussmorphologischen Zustandes der Donau im östlichen Machland (Strom-km 2094,4-2084,0) zu verschiedenen Zeitpunkten zwischen 1715 und 1991. Diese Rekonstruktionen ermöglichen einerseits detaillierte Aussagen zur ehemaligen Habitatausstattung und damit z.B. zur Fischfauna des Fluss-Auensystems, andererseits auch zu den dynamischen Umlagerungsprozessen und der daraus resultierenden Auenvegetation.

Vor der systematischen Regulierung bestand das Donau-Auensystem aus einem komplexen Netzwerk von Flussarmen, zahlreichen Schotterbänken und großflächigen Inseln (*anabrached river type*). Obwohl zahlreiche Altwässer vorhanden waren, wurde das Gewässersystem zu mehr als 90 % vom Hauptstrom und durchströmten Nebenarmen (*Eupotamon*) dominiert. Diese Habitatbedingungen förderten primär die rheophilen Elemente der donautypischen Fischfauna. Die Ergebnisse unterstützen die zentrale Hypothese der Dissertation, dass trotz der hohen hydromorphologischen Dynamik annähernd ein dynamisches Gleichgewicht zwischen Anlandungs- und Erosionsprozessen bestand. Dieser Zustand der Flusslandschaft lässt sich als „*shifting-mosaic steady-state*“ – gekennzeichnet durch einen Gradienten unterschiedlich entwickelter Habitate – charakterisieren. Der Ausgleich von Habitatsukzession und -regeneration bzw. Alterungs- und Verjüngungsprozessen äußerte sich in einer morphologisch „sehr jungen“ Flusslandschaft und einer dementsprechend kurzen Dauer des Habitat-Lebenskreislaufes. Diese Habitatbedingungen führten dazu, dass die *potentielle natürliche Auenvegetation* in der flussmorphologisch aktiven Zone zu 80 % von Pionier- und Weidengesellschaften dominiert wurde.

Flussregulierungen im 19. Jhd. und Kraftwerkerrichtungen im 20. Jhd. führten zu einer zunehmenden Stabilisierung der Flusslandschaft, wodurch die durch Dynamik geprägten

Habitate, wie eupotamale Nebenarme, temporär durchströmte Altarme und junge Auenstandorte flächenmäßig zu Gunsten von Habitattypen im fortgeschrittenen Verlandungsstadium eine starke Verringerung erfuhren. Der natürliche Kreislauf von Anlandung und Erosion wurde unterbrochen, weshalb die gegenwärtige Flusslandschaft durch fehlende Habitatregeneration bzw. Überalterung gekennzeichnet ist. Folglich wird die *potentielle Auenvegetation* im aktuellen Zustand durch ältere und weiter entwickelte Gesellschaften dominiert. Dieser Zustand, charakteristisch für viele degenerierte Fluss-Auensysteme in entwickelten Ländern der nördlichen Hemisphäre, entspricht daher nicht länger einem „*shifting-mosaic steady-state*“, sondern ist vielmehr als „*static-state*“ zu bezeichnen.

Schlüsselwörter: *Flusslandschaft, Donau, Machland, Auen, historisch, Regulierung, Referenz, Leitbild, Konnektivität, Habitate, Sukzession, Regeneration*

ABSTRACT

Since the mid-19th century, amplified human demands, especially at large rivers, have substantially degraded riverine ecosystems. Adapted restoration concepts and renaturation measures are increasingly required to counteract the negative ecological consequences on aquatic and terrestrial coenoses. According to the state of the art in modern restoration ecology, sound scientific knowledge of the original river type-specific processes and structural elements of the individual water bodies is needed.

In this respect, the present study contributes to research on river type-specific reference conditions (“*visionary Leitbild*”) and is focused on the natural characteristics of alluvial Danube river landscapes. The analyses are based on reconstructions of the river morphological state of the Danube River in the eastern Machland (Upper/Lower Austria, river-km 2094.4-2084.0) at different times between 1715 and 1991. These reconstructions yield detailed information on the former habitat composition and fluvial processes. This enables conclusions to be drawn about the original fish fauna of the river-floodplain system and the development potentialities of the riparian vegetation.

Prior to systematic channelization, the Danube river landscape comprised a complex network of river channels, numerous gravel bars and large islands (*anabranched river type*). Though several backwaters (abandoned arms) existed, the channel system was

dominated (> 90 %) by the main channel and lotic side arms (*eupotamon*). These habitat conditions primarily promoted the rheophilic elements of the typical Danube fish fauna. The results support the central hypothesis of the dissertation that – despite the high degree of hydromorphological turnover – a dynamic equilibrium of aggradation and erosion processes largely existed. This state of the riverine ecosystem can be described as a “*shifting-mosaic steady-state*”, characterized by a gradient of differently developed habitats. The balance of habitat succession and regeneration is reflected by a morphologically very young river landscape with a comparably brief habitat life-time cycle. Based on the former habitat conditions, the *potential natural riparian vegetation* in the morphologically active zone of the river landscape was dominated (ca. 80%) by pioneer and willow communities.

River channelization in the 19th century and the construction of hydropower plants in the 20th century increasingly stabilized the river landscape. As a consequence, the former dynamic habitat types (eupotamal side arms, temporarily flown through backwaters and young/low-lying vegetation sites) have been heavily reduced, whereas habitats featuring strong terrestrialization have become dominant. The natural cycle of aggradation and erosion became disrupted and the current river landscape is characterized by missing habitat regeneration and prevailing senescence. Accordingly, in the current situation, the *potential natural vegetation* is dominated by matured and more advanced communities. Altogether, this state – characteristic for many degraded riverine ecosystems in developed countries of the northern hemisphere – no longer constitutes a “*shifting-mosaic steady-state system*” but rather a “*static-state system*”.

Keywords: *river landscape, Danube River, Machland, floodplain, historical, channelization, reference, target view, connectivity, habitats, succession, regeneration*

1. FRAGESTELLUNGEN UND ARBEITSHYPOTHESE

Vorliegende Dissertation stellt einen umfassenden Versuch dar, eine von menschlichen Eingriffen weitgehend unbeeinflusste, alluviale Flusslandschaft der österreichischen Donau in ihrer natürlichen Ausprägung fachlich fundiert zu rekonstruieren und zu beschreiben, sowie in weiterer Folge Auswirkungen flussbaulicher Maßnahmen auf das Fluss-Auen-Ökosystem detailliert zu analysieren.

Seit Jahrhunderten unterliegen Fließgewässersysteme weltweit zahlreichen menschlichen Nutzungsansprüchen wie Schifffahrt, Energiegewinnung, Bewässerung, Wasserversorgung und Abwasserentsorgung, stellen aber auch zugleich ein großes Gefahrenpotential dar (Petts, 1989). Besonders in den hoch industrialisierten Ländern wurden die Gewässer – einhergehend mit der Entwicklung der technischen Möglichkeiten – nachhaltig in ihrem flusstypischen Charakter verändert (Dynesius & Nilsson, 1994). Beim Versuch, ursprüngliche Fluss-Auen-Ökosysteme zu rekonstruieren, ist man heute auf historische Darstellungen, modellhafte Beschreibungen oder vergleichende Studien ähnlicher, noch naturbelassener Fließgewässer in anderen Ländern angewiesen. Teilweise ist die heutige Vorstellung von ursprünglichen Flusssystemen durch die zahlreich vorhandenen historischen Quellen (Bilder, Karten, Berichte) geprägt und spiegelt oft emotional eingefärbte Sichtweisen wider (wie z.B. das Bild vom ruhigen Auweiher inmitten der romantischen Wildnis eines Auwaldes; vgl. Abbildungen 1 und 2).



Abbildung 1: Historische Darstellung der Donau-Auen im östlichen Machland; Franziszeische Landesaufnahme 1811.

In jüngerer Zeit gewinnt das Wissen um den tatsächlichen Charakter alluvialer Ökosysteme zunehmend an Bedeutung. Dabei ist das wissenschaftliche Interesse nicht nur auf das bloße Erscheinungsbild beschränkt, sondern konzentriert sich auf die flusstypischen Strukturen, Funktionen und Prozesse, welche den ehemaligen Fluss-Auen-Lebensraum maßgeblich bestimmten (Roux et al., 1989; Kondolf & Larson, 1995; Swetnam et al., 1999; Wolfert, 2001; Middelkoop et al., 2005). Zusätzliche Bedeutung erlangen diese Kenntnisse durch die im Jahr 2000 in Kraft getretene Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Gemäß der WRRL sind zur Beschreibung des „*sehr guten ökologischen Zustandes*“ eines Gewässers (bzw. des „*maximalen ökologischen Potentials*“ im Falle eines „*heavily modified water body*“) neben physikalisch-chemischen Kriterien auch hydrologische, flussmorphologische und mehrere biologische Qualitätskomponenten heranzuziehen (EU, 2000; [10]). In Österreich beispielsweise waren im Rahmen der langjährigen Diskussion potentieller Projektvarianten zur Restauration des Donauabschnittes östlich von Wien (*Flussbauliches Gesamtprojekt*) ebenfalls fundierte Grundlagendaten bzgl. des natürlichen ökomorphologischen Referenzzustandes im Nationalpark Donau-Auen erforderlich [11].



Abbildung 2:

Altarm „Entenlacke“ im Projektgebiet
südlich von Sachsen:
bis 1857 Hauptstrom der Donau
(vgl. Karten Nr. 10 – 12 im Anhang)

Das übergeordnete Ziel der vorliegenden Arbeit besteht darin, vorhandene Wissenslücken in Hinblick auf die **natürliche Ausprägung und flussmorphologischen Prozesse von alluvialen Donau-Ökosystemen** zu füllen und fundierte Informationen für die Erstellung

eines „*visionären Leitbildes*“ bzw. für die Definition des „*sehr guten ökologischen Zustandes*“ für zukünftige Restaurationsmaßnahmen zu liefern (Muhar, 1994; Muhar et al., 1995).

Dabei lässt sich das zentrale Thema dieser Arbeit durch folgende Kernfragen veranschaulichen:

- Was waren die flusstypischen Elemente des Fluss-Auensystems ?
Welcher Gewässertyp war charakteristisch für alluviale Donauabschnitte ?
(Altarme, Totarme oder durchströmte Flussarme)
- Waren Fluss und Augebiet über längere Zeiträume annähernd stabil bzw. welchen zeitlichen und räumlichen Veränderungen war das System unterworfen ?
(Ausbildung neuer Flussarme und Inseln, Ufererosion/Anlandung, usw.)
- Wenn es Umlagerungsvorgänge gab, wie intensiv waren diese ausgeprägt und welche Auswirkungen hatten sie für die Entwicklung des Ökosystems ?
- Welche Fischgesellschaften wurden durch die vorherrschenden Lebensraumbedingungen besonders gefördert ?
- Welche Vegetationstypen waren charakteristisch für das Augebiet und welches Entwicklungspotential hatten sie ? Uralte Baumriesen im Auwald – waren diese tatsächlich häufig anzutreffen ?

Die Beantwortung dieser vereinfacht formulierten Fragestellungen erfordert umfangreiche und fundierte Analysen der langfristigen strukturellen Ausstattung dieses Lebensraumes sowie der systemimmanenten Prozesse, die das Ökosystem nachhaltig prägten.

Beim Studium historischer Kartenwerke und Vermessungsoperare wird rasch ersichtlich, dass sich die Auenlandschaft der Donau ursprünglich oft innerhalb weniger Jahre wesentlich veränderte. Diesbezüglich war zunächst zu klären, ob die historisch dokumentierten Veränderungen tatsächlich stattgefunden haben, oder ob sie lediglich kartografische Ungenauigkeiten, Vermessungsfehler oder die persönliche Wahrnehmung der damaligen Betrachter wiedergeben. Falls das Donausystem tatsächlich hohe morphologische Umlagerungsraten aufwies, stellt sich weiters die Frage, ob langfristig ein Ausgleich zwischen Anlandungs-/Verlandungsprozessen einerseits und Erosionsprozessen andererseits erfolgte. Diese Frage orientiert sich am „*shifting-mosaic steady-state model*“, welches von Bormann & Likens (1979a, 1979b) für terrestrische Ökosysteme definiert wurde. Das Modell geht davon aus, dass unter gleich bleibenden externen Rahmenbedingungen (Klima, hydrologisches Regime, Landbedeckung im Einzugsgebiet, ...) zwar bestimmte „*Patches*“ eines Ökosystems (z.B. Teilbiotope, Sukzessionsstadien, Teilpopulationen) verändert werden oder sogar verschwinden, dafür

aber an anderen Stellen ähnliche „Patches“ neu entstehen. Dadurch bleibt das System auf einer höheren räumlichen Ebene annähernd stabil und befindet sich im Zustand eines *dynamischen Gleichgewichtes* (*sensu* Huston, 1979, 1994). Wenn es kein dynamisches Gleichgewicht der Verlandungs- und Erosionsprozesse bzw. der Alterungs- und Regenerations-/Verjüngungsprozesse gäbe, müsste eine gerichtete Entwicklungstendenz erkennbar sein; die Flusslandschaft würde sich folglich allmählich zu einem stärker terrestrisch oder aquatisch geprägten Ökosystem entwickeln.

In der Dissertation werden unterschiedliche Aspekte des natürlichen und vom Menschen geprägten Flusslandschaftsraumes behandelt, die Annahme einer ursprünglichen „*Meta-Stabilität*“ – der **Ausgleich antagonistisch wirksamer, hydromorphologischer und ökologischer Prozesse** – stellt jedoch die **zentrale Hypothese** dieser Arbeit dar und spiegelt sich in den verschiedenen Artikeln sowie in den einzelnen Teilergebnissen der Zusammenfassung (Kapitel 4) wider.

Darauf aufbauend ergeben sich weitere interessante Fragen: wie wirkten sich die hydromorphologischen Prozesse auf die Entwicklung einzelner Habitats und damit auf deren Biozöosen aus? Gab es eine donautypische Entwicklung aquatischer und terrestrischer Habitats, beginnend bei den eupotamalen Gewässerlebensräumen, wie Hauptstrom und Nebenarmen, über Altarme und Totarme hin zur vollständigen Verlandung, bis schließlich das Alluvium mit Auwaldgesellschaften besiedelt wurde?

Die Einbeziehung der unterschiedlichen Formen der Habitatentwicklung im Ökosystem verleiht der bisher primär räumlichen Betrachtungsebene somit eine zusätzliche zeitliche Dimension.

Die beschriebene Habitatentwicklung vom Hauptstrom zum festen Auegebiet basiert in vorliegender Arbeit auf dem funktionellen Klassifikationsschema der Fluss-/Auenbiotope nach Amoros et al. (1982, 1987). Demzufolge bilden die verschiedenen Habitats und ihre assoziierten Biozöosen so genannte „*functional units*“, welche innerhalb einer Sukzessionsreihe in funktioneller Beziehung zueinander stehen. Angewendet auf die natürliche Donau wird aufgezeigt, welcher Zeitraum im Durchschnitt für das vollständige Durchlaufen dieser Sukzessionsreihe theoretisch erforderlich war. Dabei stellt sich die Frage, ob zumeist eine Entwicklung der Fluss-/Auenbiotope ohne Unterbrechung bis zur Erreichung des Endpunktes (Ausbildung eines harten Auwaldes) möglich war, oder bereits zuvor durch die hohe hydromorphologische Dynamik der Donau unterbrochen und zurückgesetzt wurde (z.B. wenn ein einseitig angebundener Altarm anstatt weiter zu verlanden durch die laterale Erosion des Hauptstromes wieder erodiert wurde).

Ein dynamisches Gleichgewicht des Gesamtsystems würde auch bedeuten, dass die strukturelle Ausstattung des Lebensraumes und dessen Altersaufbau langfristig annähernd konstant bleibt (räumlich-zeitliches Gleichgewicht). Demnach wäre ein solches System auch durch eine typische Ausstattung unterschiedlicher Elemente der Flusslandschaft gekennzeichnet. Welche Elemente bzw. Gewässertypen waren somit charakteristisch für die alluvialen Donauabschnitte? Diese Frage berührt auch den Aspekt der Intensität der lateralen Konnektivität (Gewässervernetzung) zwischen dem Hauptstrom und den diversen Gewässern im Auegebiet. In alluvialen Flusslandschaften ist diese für den Austausch von Wasser, organischem/anorganischem Material sowie von Organismen von grundlegender Bedeutung und spielt daher für die ökologische Integrität des Ökosystems eine wesentliche Rolle (Amoros & Roux, 1988; Ward & Stanford, 1995a). Der durch die räumlich und zeitlich variierende Expansion bzw. Kontraktion des Wasserkörpers hervorgerufene „*Flow pulse*“ bzw. „*Flood pulse*“ stimuliert nicht nur die verschiedensten Austauschprozesse zwischen Fluss und Auegebiet, sondern bietet auch ein sich ständig änderndes Habitat-Spektrum für aquatische Organismen (Junk et al., 1989; Puckridge et al., 1998; Tockner et al., 2000a, 2000b; Ward & Tockner, 2001).

Dieser Ansatz legt es nahe, Fluss und Auegebiet nicht nur als getrennte Komponenten eines Systems anzusehen, sondern vielmehr als integrale Bestandteile einer multidimensionalen Flusslandschaft mit zahlreichen lateralen, longitudinalen, vertikalen und zeitlichen Interaktionen (Naiman & Decamps, 1990, 1997; Stanford & Ward, 1993; Ward & Stanford, 1995a, 1995b; Petts & Amoros, 1996; Jungwirth, 1998; Ward & Wiens, 2001).

Ein weiteres Ziel der Dissertation war es, aufbauend auf der Analyse der aquatischen und terrestrischen Habitatbedingungen vor Beginn der Donauregulierung, eine fundierte Rekonstruktion der ehemals „donautypischen“ Fischfauna und der vom Menschen unbeeinflussten Auevegetation zu ermöglichen. Diese Teilstudien erfolgten im Rahmen des vom *Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung* (FWF) finanzierten Projektes „*Rekonstruktion ursprünglicher Lebensraumverhältnisse der Fluss- und Auenbiozönose der Donau im österreichischen Machland auf Basis der morphologischen Entwicklung von 1715 – 1991*“ (Projekt-Nr.: P14959-B06, Leitung: Mathias Jungwirth). Dabei wurde die Eignung (*suitability*) der aquatischen Habitatausstattung der Donau für die Reproduktion und Aufwuchs juveniler Stadien der rheophilen Leitarten Huchen, Äsche, Nase und Barbe mittels einer 2D-tiefengemittelten hydrodynamischen Habitatmodellierung (River2D) ermittelt. Die Rekonstruktion der ursprünglichen Auevegetation erfolgte auf Basis eines eigens erstellten digitalen Geländemodelles (DGM) der Flusslandschaft im Jahr 1812, historischer Vegetationsbeschreibungen, mit

Hilfe von Herbar- und Literaturangaben sowie mittels modifizierter Sukzessionsmodelle. Die Modellierung der historischen Auenvegetation und der potentiellen Vegetation zum gegenwärtigen Zeitpunkt erfolgte durch A. Drescher und G. Egger (vgl. [9]).

Die Ergebnisse in Hinblick auf den natürlichen Zustand der Flusslandschaft ermöglichen eine genauere Analyse und Beurteilung der **Auswirkungen menschlicher Eingriffe (Regulierungen, Kraftwerke) auf das Fluss-Auen-Ökosystem**. Hier stehen folgende Fragestellungen im Vordergrund:

- Wie stark wurde die hydromorphologische Charakteristik der Flusslandschaft bereits durch erste, lokal durchgeführte Regulierungsarbeiten verändert ?
- Wie reagierte das Flusssystem auf die Regulierungseingriffe ?
Gab es morphologische Ausgleichsprozesse ?
- Ab welchem Stadium der Regulierung war das Fluss-Auen-Ökosystem signifikant und nachhaltig anthropogen verändert ?
- In welcher Weise und wie intensiv wurden die ehemals flusstypischen Prozesse verändert (Anlandung/Verlandung – Erosion, Habitatalterung – Regeneration) ?
- Wie äußert sich die Veränderung der hydromorphologischen Prozesse in Hinblick auf die Flussstrukturen und Habitatausstattung ?
- Welche Unterschiede zwischen dem natürlichen und dem anthropogen stark veränderten Lebensraum sind am entscheidendsten für die weitere Entwicklung der Flusslandschaft und deren Biozönose ?
- Wie naturnah sind die Donau-Auen heute ?

Ebenso wie bei der Analyse der natürlichen Entwicklung des Lebensraumes werden im Rahmen der vorliegenden Arbeit auch die vom Menschen geprägten Entwicklungen und ihre Auswirkungen sowohl für einzelne Habitate (z.B. Gewässertypen) als auch für das gesamte Ökosystem diskutiert. In Hinblick auf die zentrale Arbeitshypothese („*shifting-mosaic steady-state system*“) wird untersucht, inwiefern sich die anthropogenen Eingriffe auf die ursprünglich aufgetretenen Alterungs- und Regenerationsprozesse auswirkten.

Aus der Zusammenschau von beidem – der ehemals natürlichen Ausprägung dieses Lebensraumes und den Veränderungen seit Beginn der Regulierung – lässt sich die weitere Entwicklung der Flusslandschaft im Machland aber auch in anderen alluvialen Donauabschnitten genauer prognostizieren. Zudem existiert damit auch eine fundierte Grundlage um die Auswirkungen potentieller Restaurationsmaßnahmen besser beurteilen zu können.



Abbildung 3:
regulierte Donau westlich
von Wallsee mit Kraftwerk
Wallsee-Mitterkirchen

Neben den Untersuchungen der Auswirkungen auf die abiotischen und ökologischen Lebensraumverhältnisse (Hydromorphologie, Fisch- und Vegetationsökologie) wurde aufbauend auf den Ergebnissen dieser Dissertation im Rahmen des FWF-Forschungsprojektes auch der Wandel der Landnutzungsformen in der ehemaligen Auenlandschaft rekonstruiert (Haidvogel, 2008). Da das Auengebiet schon seit Jahrhunderten in verschiedenster Weise bewirtschaftet wurde, steht hier vor allem die räumliche Ausweitung und Intensivierung der Nutzungsformen als Folge der Donauregulierung im Vordergrund.

In den folgenden Kapiteln werden die wesentlichen Ergebnisse der Dissertation zusammengefasst. Die ausführlichen Auswertungen und Ergebnisse sind den anschließenden Artikeln zu entnehmen. Bis dato wurden insgesamt **11 Manuskripte** zur Publikation eingereicht, davon 7 bereits publiziert, eines akzeptiert und ein Manuskript ist in Druck. Bezüglich der Rekonstruktion der ehemaligen Auenvegetation liegt aktuell ein Kurzartikel vor [9], ein umfangreicher Artikel mit einer detaillierten Beschreibung der Methodik und der Resultate ist zur Zeit in Ausarbeitung. Die Auswertungen zur historischen Landnutzung sind der Dissertation „*Von der Flusslandschaft zum Fließgewässer. Die Entwicklung ausgewählter österreichischer Flüsse im 19. und 20. Jahrhundert mit besonderer Berücksichtigung der Kolonisierung des Überflutungsraumes.*“ von Gertrud Haidvogel (Universität Wien & BOKU Wien) zu entnehmen.

Im Anhang sind mehrere Karten des untersuchten Donauabschnittes beigelegt. Die Karten 1715, 1775, 1812, 1817 und 1821 zeigen den flussmorphologisch natürlichen Zustand vor Beginn der Regulierung; die Karten 1829, 1832, 1835 und 1838 dokumentieren die Auswirkungen der ersten flussbaulichen Maßnahmen; die Karten 1859

und 1925 zeigen die Situation am Ende bzw. nach Beendigung der Regulierung und die Karte 1991 stellt die Situation nach Errichtung der Donaukraftwerke dar. Weitere Karten illustrieren die unterschiedlichen hydromorphologischen Charakteristika der Flusslandschaft bzw. deren Entwicklungen bis 1991.

2. UNTERSUCHUNGSGBIET

2.1 NATURRÄUMLICHE CHARAKTERISTIK

Der untersuchte Donauabschnitt liegt im östlichen Machland zwischen Wallsee und Ardagger (Strom-km 2094,4-2084,0) an der Grenze von Ober- und Niederösterreich und ist 10,25 km lang (Luftlinie) (Abbildung 4). Als Machland wird die östlichste der drei oberösterreichischen Donau-Niederungen bezeichnet, welche jeweils durch anschließende Donaudurchbrüche durch die Böhmisches Masse voneinander getrennt sind. Das Machland ist stark von den drei großen alpinen Zubringern Inn, Traun und Enns beeinflusst, die im natürlichen Zustand reich an Geschiebe und Schwebstoffen waren.

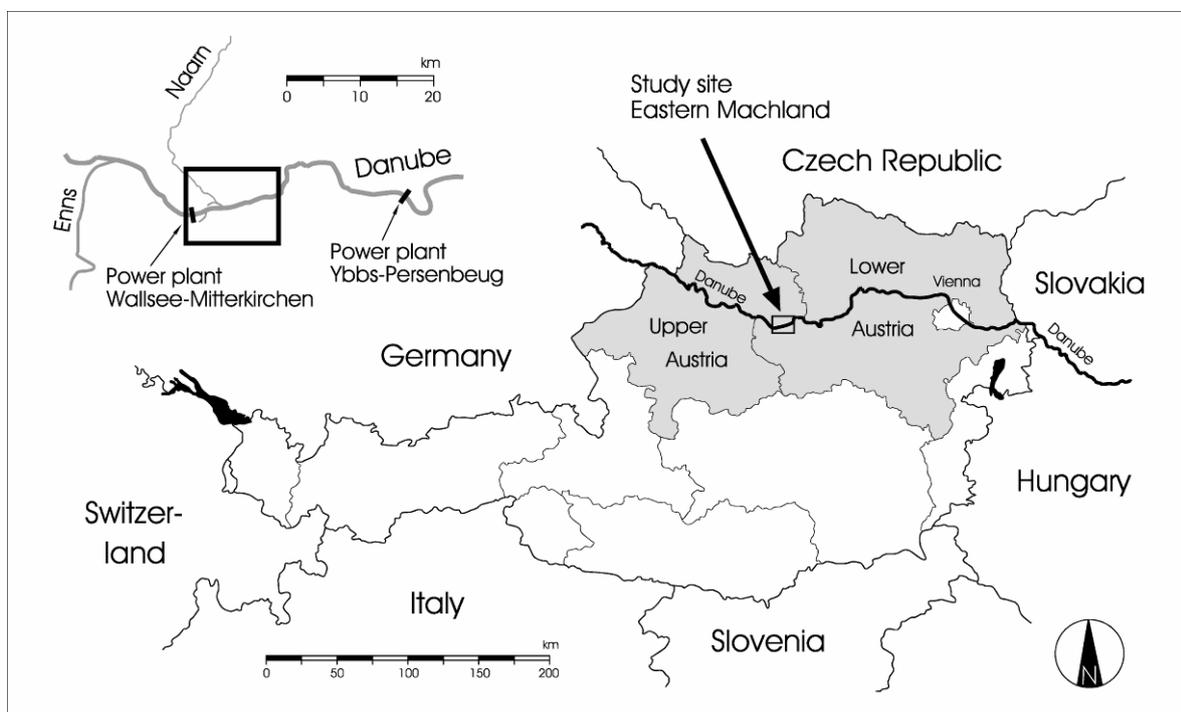


Abbildung 4: Lage des Untersuchungsgebietes im östlichen Machland (Strom-km 2094,4-2084,0).

Bis 1859 hatte die Donau im Untersuchungsgebiet den Charakter eines großen, durch Inseln verzweigten, alluvialen Flusses (Abbildung 5 und Karten Nr. 1 – 5 im Anhang), der primär vom alpinen Abfluss- und Geschieberegime beeinflusst war. In Folge der Schneeschmelze treten die Abflussmaxima generell im Frühjahr/Sommer auf. Als Grenze des gesamten Untersuchungsgebietes gilt ungefähr die Wasseranschlaglinie des 10-jährlichen Hochwassers, welche im Norden durch die Niederterrasse des Würmglaziales und im Süden durch das tertiäre Hügelland gebildet wird. 1812 betrug diese Fläche 33,8 km², wobei nur 22,2 km² (66 %) von der flussmorphologisch aktiven Zone der Donau eingenommen wurden (Abbildung 5 und Karte Nr. 20).

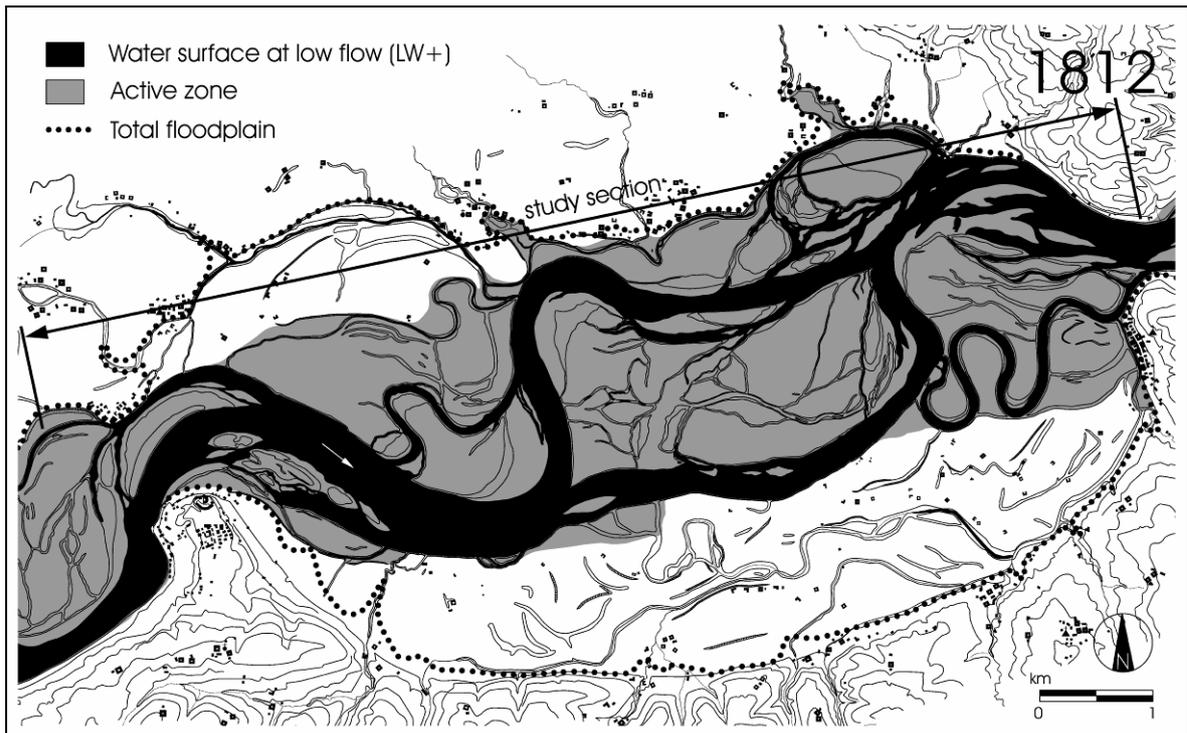


Abbildung 5: Abgrenzung des Untersuchungsgebietes in der Situation von 1812 – gesamtes Auegebiet/Untersuchungsgebiet (total floodplain: punktierte Linie) und aktive Zone (grau).

Die aktive Zone (AZ) inkludiert das aktive Flussarmsystem (Gewässer und unbewachsene Schotter-/Sandflächen), bewachsene Inseln und das angrenzende rezente Auegebiet. Das rezente Auegebiet entspricht der jüngsten und somit niedrigsten Terrasse der Flusslandschaft, welche unter den hydrologischen Bedingungen der Neuzeit (seit ca. 1500) entstanden ist. Die restliche Fläche des Untersuchungsgebietes ist bereits einer älteren und daher geringfügig höheren alluvialen Terrasse, dem so genannten „*Unteren Hochflutfeld*“ (UHF) zuzuordnen (Abbildung 6; Kohl, 2000). Das UHF entstand bereits während der Römerzeit oder im Früh-/Hochmittelalter und ist teilweise besiedelt (Kohl, 1990).

Durch das flussabwärts anschließende enge Durchbruchstal des Strudengauges (Dornacher Enge) kam es vor der Regulierung bereits bei kleineren Hochwässern zu einem erheblichen Rückstau, welcher bis zu 10 km flussauf nach Wallsee reichte. Dadurch variierte die Höhe der Überstauung bei Hochwasser je nach Lage im Untersuchungsgebiet bis zu mehrere Meter (Friderich, 1812; Höchsmann, 1848; Streffleur, 1851; Roidtner, 1859; vgl. Abbildung 6). Zudem lagerten sich während den Überstauungsphasen große Mengen an Sedimenten ab. Diese naturräumlichen Rahmenbedingungen trugen wesentlich zum hohen Ausmaß der Umlagerungsprozesse bei und beeinflussten intensiv die morphologische Entwicklung der gesamten Flusslandschaft.

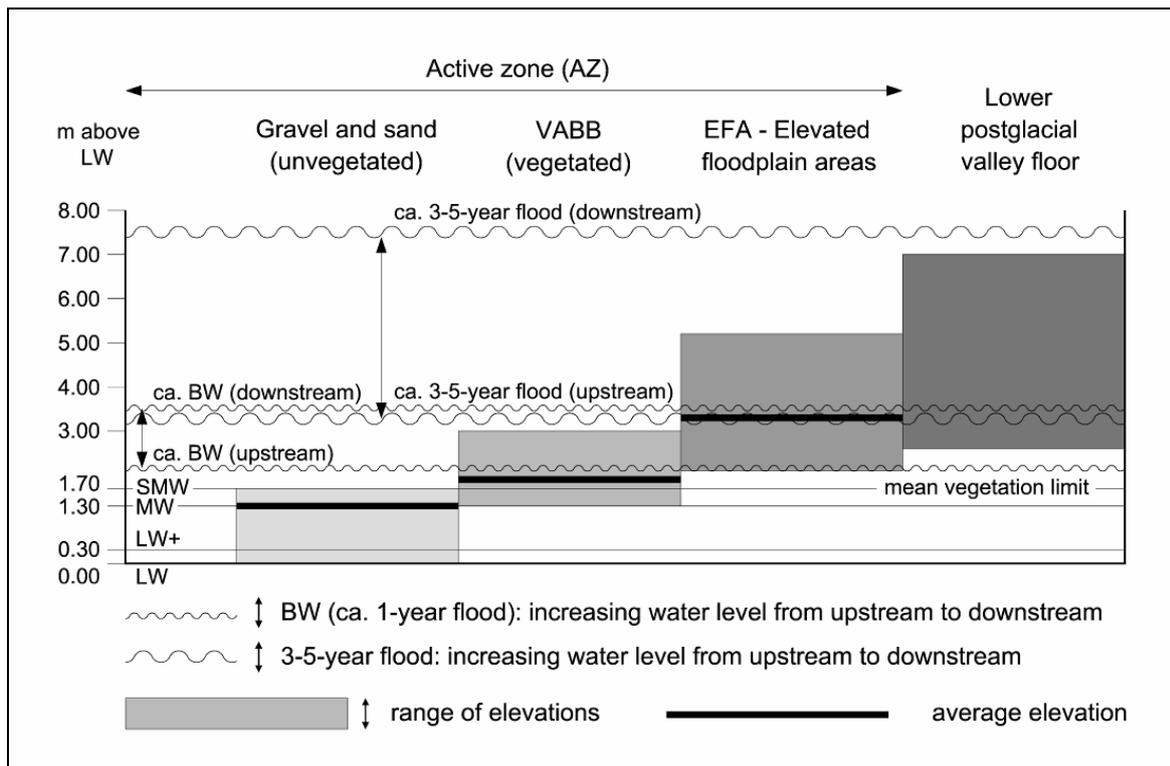


Abbildung 6: Schematische Höhenzonierung unterschiedlicher Auenbereiche im Machland 1812 in Relation zum Pegelnullpunkt (= Niederwasser) basierend auf Auswertungen historisch gemessener Höhenkoten; LW = low water (NW), MW = Mittelwasser, SMW = sommerliches MW, BW = ca. bordvoller Wasserstand, VABB = vegetated area below bankfull, Lower postglacial valley floor = Unteres Hochflutfeld; für BW und HW_{3-5} sind die durch Rückstau im Projektgebiet unterschiedlich hohen Spiegellagen eingezeichnet (vgl. Kapitel 4.1.1; [1, 5]; Grundlage: Friderich, 1812; OÖLA).



Abbildung 7: Überflutungen im Projektgebiet beim 100-jährlichen Hochwasser 2002; Blick von Ardagger flussauf Richtung Wallsee; im Vordergrund: enge Talpforte des Strudengaus (Dornacher Enge); Bildmitte: die schmalen Auwaldstreifen zeigen den Verlauf des südlichen Hauptstromarmes und eines mäandrierenden Nebenarmes im Jahr 1821 (Karte Nr. 5 im Anhang); vgl. ähnliche Perspektive im Jahr 1812 (siehe Beilage Nr. 27).

Als Folge von Regulierungsmaßnahmen (Beseitigung von größeren Abflusshindernissen flussab im Strudengau bei Grein) tritt heute nur mehr bei über 5-jährlichen Hochwässern ein merkbarer Rückstau auf (Abbildung 7; Gruber, 1960; Werner Consult & ARGE 2D-Modell Machland, 2005).

2.2 HISTORISCHE ENTWICKLUNG

Bereits vor Jahrhunderten war der untersuchte Donauabschnitt bei den Schiffsleuten an der oberen Donau als „Holler“ bekannt. Dieses „seeartige Donaugebiet ... war in manchen Epochen weit gefürchteter als der berüchtigte Donau-Strudl“ flussabwärts von Grein (Roidtner, 1859). Aufgrund von plötzlich auftretenden, nicht vorhersehbaren Veränderungen der Flussarme (wie Laufverlagerungen, Entstehung neuer Flachwasserbereiche, Schotterbänke und Inseln) verlagerte sich ständig die Naufahrtlinie (Talfahrtlinie ungefähr dem Stromstrich entsprechend). Zudem betrug die Fahrwassertiefe bei Niederwasser abschnittsweise weniger als ein Meter (Roidtner, 1859; vgl. Karte Nr. 19 im Anhang). Zahlreiche Schiffshavarien waren die Folge, wobei die liegen gebliebenen Wracks – sofern sie nicht weggeschwemmt wurden – die Entstehung neuer Schotterbänke begünstigten und auf diese Weise neuerliche Veränderungen der Naufahrtlinie verursachten. Zudem waren seit jeher mehrere Ortschaften durch die Prallufererosion der Donau stark gefährdet. Aus den historischen Karten geht hervor, dass dadurch der linksufrig gelegene, ehemalige Markt Hütting zwischen 1715 und 1812 rund 150 m seines Ortszentrums einbüßte (siehe Abbildung 9 für Ortsnamen und Karten Nr. 1 – 3). Folglich waren die Bewohner wiederholt dazu gezwungen, ihre Gebäude weiter landeinwärts neu zu errichten (Pillwein, 1827). Deshalb versuchte man bereits im 18. Jhdt. das Ufer bei Hütting – ohne Erfolg – unter anderem mittels Faschinenbuhnen vor weiterer Erosion zu schützen (Anmerkung: im Rahmen des Hochwasserschutzprojektes „Machland Nord“ wird Hütting gegenwärtig zur Gänze abgesiedelt). Ein ähnliches Schicksal erlitten die Einzelgehöfte in der Franzenau westlich von Wallsee, die zwischen 1775 und 1812 verschwanden (Karten Nr. 2 und 3). Dabei erodierte die Donau das gesamte rechtsufrige Augebiet bis hin zum tertiären Hügelland im Bereich des heutigen Altarmes Wallsee. Dadurch kam es im neuen Pralluferbereich – dem sogenannten „G'sinkerts“ – zu starken Hangrutschungen, die im 19. Jhdt. aufwändig stabilisiert werden mussten (Schweiger-Lerchenfeld, 1896). Ebenso fielen zwischen 1812 und 1821 rechtsufrig kleinere Gehöfte im Bereich des heutigen Greinerarmes der Donau zum Opfer (z.B. sogenannte Fischer-Häuser).

So ist es nicht verwunderlich, dass bereits zu Beginn des 19. Jhdts. erste Überlegungen zur Regulierung der Donau im östlichen Machland erfolgten. Jedoch konnte erst nach Beendigung der *Napoleonischen Kriege* an eine systematische Regulierung dieses Donauabschnittes gedacht werden ([7]; Pasetti, 1862).

Als erste größere Regulierungsmaßnahme im Untersuchungsgebiet wurde um 1826 ein Leitwerk aus Faschinen (zusammengeschnürte Bündel aus Ästen und Steinen) errichtet um das oberstromige Ende des damaligen südlichen Hauptarmes zu schließen und die Wasserführung im nördlichen Arm zu konzentrieren (Karte Nr. 6).

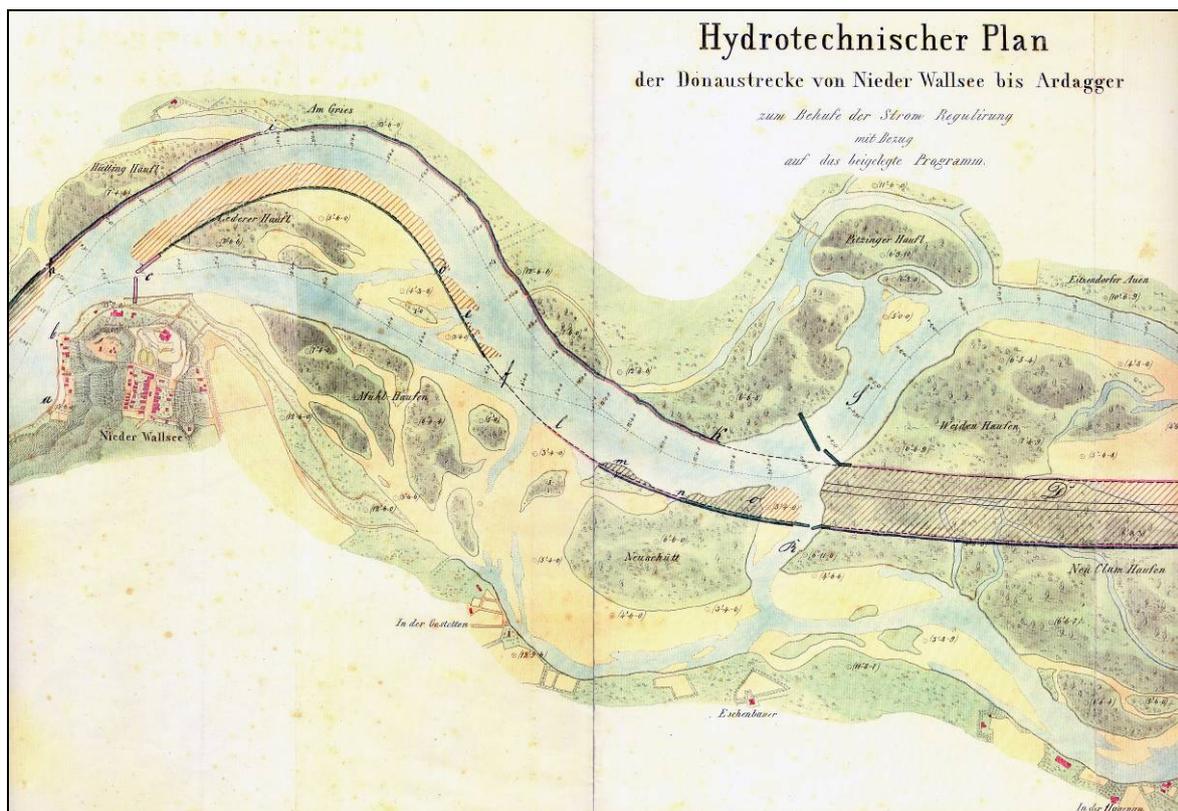


Abbildung 8: Vorschlag zur Regulierung der Donau östlich von Wallsee; rechte Bildhälfte: projektierte Durchstichkanal durch den Weidenhaufen; die Ausführung erfolgte im Jahr 1832 in abgeänderter Form (Höchstmann, 1848).

Im Jahr 1832 wurde ein künstlicher Durchstich durch jene große Insel (Weidenhaufen) ausgehoben, welche vormals die beiden Arme des Hauptstromes voneinander trennte (Abbildung 8 und Karte Nr. 7). Jedoch führten diese Maßnahmen keineswegs zur erwünschten Verbesserung der Schifffahrtsverhältnisse, sondern verursachten neuerlich Hindernisse in Form von Schotterbänken und Inseln („*neuer Holler*“ genannt). Durch die künstliche Laufverkürzung des Hauptstromes erhöhte sich das Sohlgefälle und die Fließgeschwindigkeit im engen Durchstichkanal beträchtlich. Folglich kam es zu einer rückschreitenden Sohl- und Seitenerosion im Hauptstrom; das dadurch mobilisierte Material lagerte sich unkontrollierbar flussab des Kanals ab (Karten Nr. 8 und 9). Diese

Situation war für die Schifffahrt „so gefährlich, dass kaum ein Tag verstrich, an welchem nicht Unglücksfälle oder Schifffahrtshemmungen zu beklagen waren“. Somit war man gezwungen, die Regulierungsarbeiten möglichst rasch flussabwärts bis zur Talpforte des Strudengauges weiterzuführen. Am 12. Mai 1857 wurde schließlich der ehemalige Hauptstrom der Donau (Binderwasser genannt) in sein neues Gerinne umgeleitet (Roidtner, 1859; Karte Nr. 10). Die Phase der intensiven Donauregulierung wurde bereits im Jahr 1859 abgeschlossen; bis 1875 erfolgten noch die oberstromige Abtrennung des heutigen Hüttinger Altarmes sowie einige kleinere Maßnahmen (Karte Nr. 11).

Da die Regulierungsarbeiten im 19. Jhd. auf hohes Mittelwasser bzw. kleine Hochwässer ausgerichtet waren, lagerten sich im Regulierungsprofil mehrere Schotterbänke/-inseln ab, die vor allem bei kleinerer Wasserführung Schifffahrtshindernisse darstellten. Daher wurde im Projektgebiet um 1898 mit der Niederwasserregulierung in Form von Leitwerken und Buhnen begonnen; diese wurde bis zum Jahr 1918 fortgeführt (Karte Nr. 11).

Im 20. Jhd. erfuhr die Flusslandschaft nochmals gravierende Veränderungen durch die Errichtung der beiden Donau-Kraftwerke Ybbs-Persenbeug (1957, 23 km flussab) und Wallsee-Mitterkirchen (1968, flussauf direkt an der Grenze des Projektgebietes; Abbildung 3). Dadurch bildet der untersuchte Donauabschnitt nunmehr die Stauwurzel des Kraftwerkes Ybbs-Persenbeug (Abbildung 4).

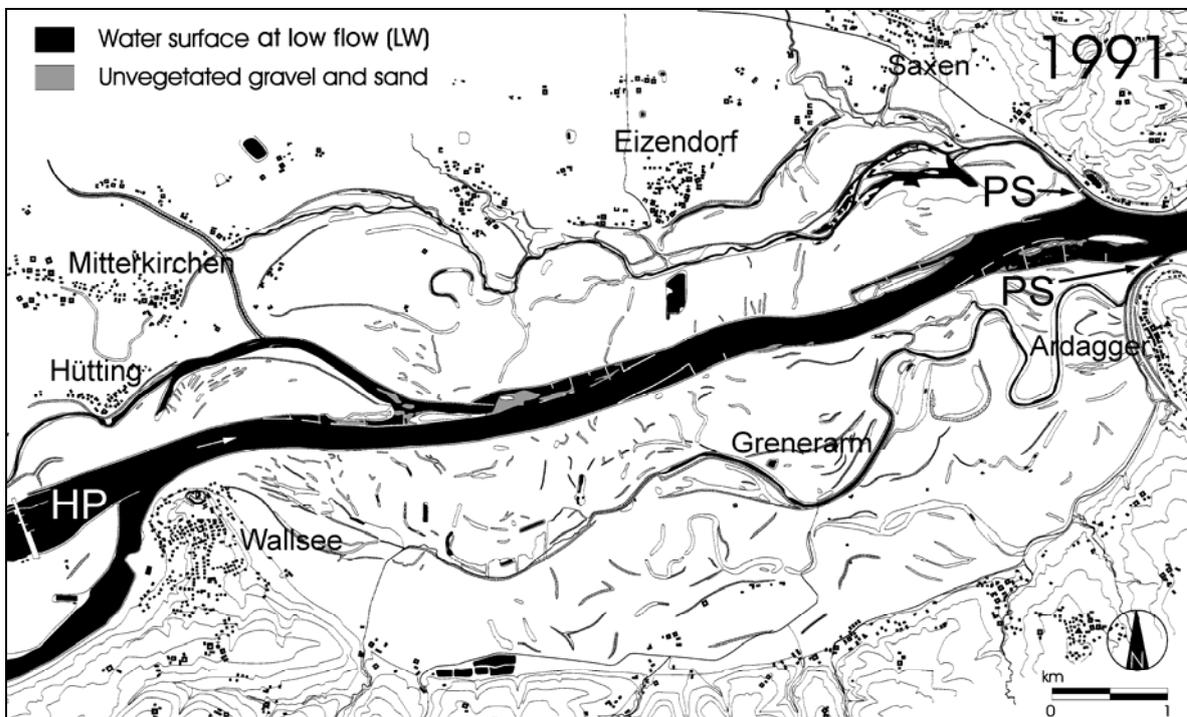


Abbildung 9: Untersuchungsgebiet im Jahr 1991 (HP = Hydropower plant – Kraftwerk Wallsee-Mitterkirchen; PS = Pumpstationen zur Polderentwässerung).

Im Zuge der Kraftwerksbauten wurde die Donausohle im untersuchten Abschnitt um bis zu einem Meter eingetieft (Unterwassereintiefung KW Wallsee-Mitterkirchen) und ein Großteil des Auegebietes durch Uferabdämmungen von der Donau abgetrennt. Dadurch liegen nun die meisten Augewässer innerhalb zweier Poldersysteme (rechts- und linksufrig). Die Entwässerung des Auegebietes und die Regulierung des Grundwasserspiegels im Poldersystem wird mittels zweier Pumpwerke gesteuert (Abbildung 9 und Karte Nr. 12).

Da die Ortschaften und Gehöfte im Bereich der älteren Flussterrasse (*Unteres Hochflutfeld*) bei größeren Hochwässern auch nach Errichtung der Kraftwerke immer wieder überflutet wurden, erfolgte zwischen 1972 und 1992 im südlichen Machland östlich von Ardagger eine Absiedelung von 33 Gebäuden (Schmidthaler, 1997). Gegenwärtig wird im Rahmen des Hochwasserschutzprojektes „Machland Nord“ ein Großteil der Orte nördlich des Untersuchungsgebietes geschliffen (u. a. die Orte Hütting, Pitzing und Eizendorf; Abbildung 9). Damit findet die rund 1000jährige Siedlungsgeschichte in bzw. nahe der Flusslandschaft des östlichen Machlandes ein vorläufiges Ende.

Tabelle 1 vermittelt einen Überblick über die unterschiedlichen Phasen der Donauregulierung im Untersuchungsgebiet sowie über die ausgewerteten historischen Situationen.

Tabelle 1: In der Dissertation behandelte Zeitperioden und ausgewertete historische Situationen entsprechend dem Fortschritt der Donauregulierung.

| Phasen der Regulierung | Zeitperiode | ausgewertete Situationen |
|-------------------------------|--------------------|---------------------------------|
| natürlicher Zustand | bis ca. 1826 | 1715, 1775, 1812, 1817, 1821 |
| beginnende Regulierung | ca. 1826 – 1838 | 1829, 1832, 1835, 1838 |
| intensive Regulierung | 1838 – 1859 | 1859 |
| nach Regulierung | 1859 – 1957 | 1925 |
| nach Kraftwerkerrichtung | 1957 bis heute | 1991 |

3. DATENQUELLEN UND METHODIK

Da die Donau im östlichen Machland seit jeher die Grenze zwischen verschiedenen Herrschaftsgebieten bildete, existieren bereits seit 1714 genaue Vermessungen des Augebietes zur Festlegung der Besitz- und Jagdreviergrenzen (Marinoni, 1714/15; Roidtner, 1859). Außerdem gab es hier schon seit ca. 1800 konkrete Planungen zur Verbesserung der Schifffahrtsverhältnisse, wodurch heute noch zahlreiche detaillierte Stromkarten aus dieser Zeit vorliegen (vgl. Kapitel 2.2). Wiederholte Aktualisierungen der Karten ermöglichen es, auch kleine Veränderungen der Flussmorphologie exakt nachzuvollziehen (z.B. wandernde Inseln oder Erosion von Flussufern).

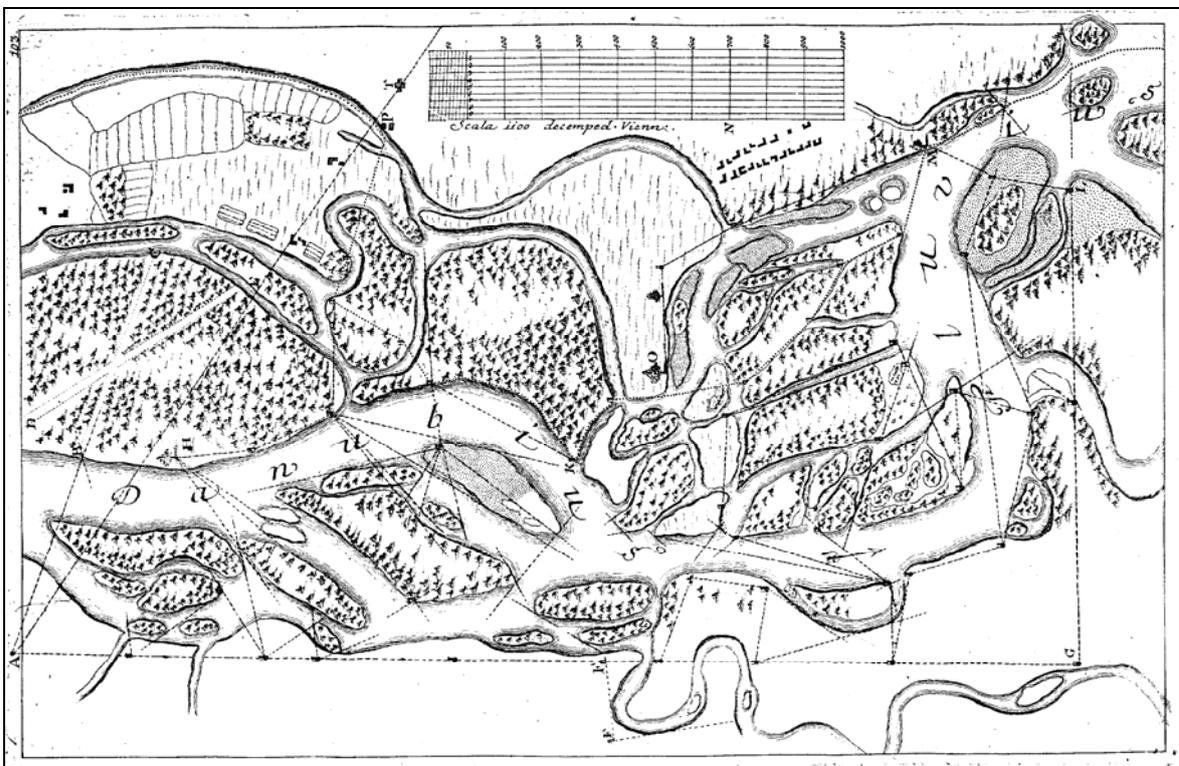


Abbildung 10: Methodik der Vermessungsarbeiten im Projektgebiet zwischen Wallsee und Ardagger in den Jahren 1714/15; Illustration aus dem Lehrbuch zur Vermessungskunde „*De re ichnographica ...*“ von J. J. Marinoni, 1751 (der kaiserliche Hofmathematiker und Mitbegründer der Ingenieur-Akademie Marinoni führte die Messstisch-Methode in der Landvermessung ein und beschäftigte sich im hier zitierten Werk u. a. mit Fragen des Fehlerausgleiches; vgl. Karte Nr. 1 im Anhang).

Rund 120 historische Unterlagen dieses Donauabschnittes wurden in österreichischen Bundes-, Landes-, Herrschafts-, Stifts- und Privataarchiven gesichtet. Davon beinhalten 41 Kartenwerke brauchbare Informationen zur Geländetopographie, Flussmorphologie und Landnutzung. Die genauesten Karten wurden mit Hilfe von Autodesk Overlay/Raster Design auf aktuelle detaillierte topographische Vermessungen projiziert und die

Lagegenauigkeit mittels 20 – 30 Passpunkten (Kirchen, Straßen, Geländestrukturen, ...), welche sich seit den Aufnahmen nicht verändert haben, kontrolliert. Um Lagefehler auszugleichen wurden die Karten an Hand der Passpunkte entzerrt und anschließend vektorisiert (Originalmaßstäbe 1 : 6.900 bis 1 : 25.000). Diese Arbeitsschritte erfolgten schrittweise beginnend mit der genauesten Karte aus dem Jahr 1991 in chronologischer Reihenfolge rückwärts bis zum Jahr 1715.

Für die Erstellung eines digitalen Geländemodelles (DGM) der Flusslandschaft vor Beginn der Regulierung wurde das detaillierteste Kartenwerk – jenes aus dem Jahr 1812 mit Höhenangaben – ausgewählt (Abbildung 11; [2]). Auf Basis des DGM und historisch gemessener Wasserspiegellagen wurden die ehemaligen Grundwasserspiegellagen im Auegebiet grob rekonstruiert und daraus Flurabstände bzw. Überflutungen bei verschiedenen charakteristischen Wasserständen berechnet [6]. Unter anderem dienten diese Daten auch zur Beschreibung der abiotischen Standortbedingungen für die Rekonstruktion der potentiellen natürlichen Auenvegetation im Jahr 1812 [9].

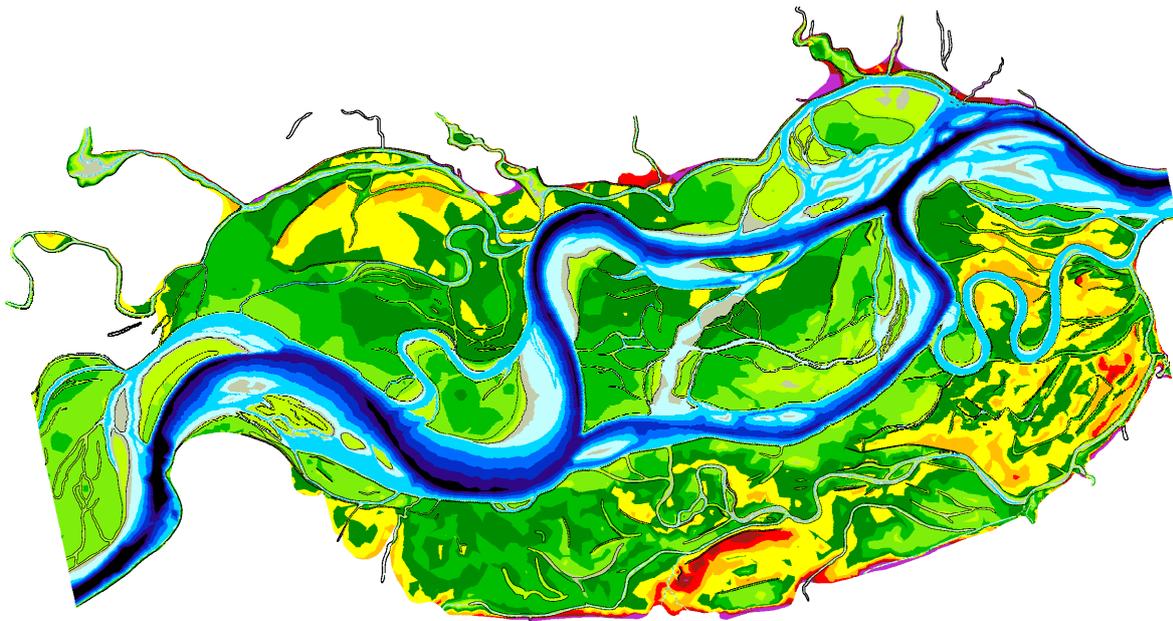


Abbildung 11: Digitales Geländemodell 1812 erstellt mittels Autodesk Land Desktop als trianguliertes irreguläres Netzwerk (TIN) auf Basis historischer Vermessungsdaten (primäre historische Grundlage: Friderich, 1812); ergänzt durch Höhendaten einer Luftbildinterpretation der AHP in morphologisch weitgehend unverändertem Auegebiet (größtenteils außerhalb der aktiven Zone).

Für die Analysen räumlich-zeitlicher Prozesse und Veränderungen einzelner Habitattypen wurden die Karten im Vektorformat (AutoCAD) gerastert, wobei jede Rasterzelle in der Natur einer Flächenausdehnung von 10 x 10 m entspricht. Die insgesamt 7 natürlicherweise vorkommenden Habitattypen (5 aquatische + 2 terrestrische), die auf Basis der historischen Daten identifiziert werden konnten, wurden mit Farb- bzw. Zahlencodes versehen.

Diese Habitattypen wurden in Anlehnung an Amoros et al. (1982, 1987) entsprechend ihrer Intensität der hydrologischen Konnektivität – gleichbedeutend den Stufen der morphologischen Habitatentwicklung – unterschieden.

Dabei wird eine hypothetische Sukzessionsreihe der Habitattypen vom Hauptstrom (Eupotamon A) über permanent durchströmte Nebenarme (Eupotamon B), bei erhöhtem Mittelwasser beidseitig angebundene Altarme (Parapotamon A), einseitig angebundene Altarme (Parapotamon B), Totarme (Plesiopotamon) bis hin zu tief liegenden Vegetationsflächen (VABB: *vegetated area below bankfull* = vegetationsbedeckte Uferzonen, kleine Inseln, Gräben und Senken des Augebietes ca. unter bordvollem Wasserstand) und hoch liegendem, älterem Augebiet (EFA: *elevated floodplain area*) als Endpunkt der möglichen Habitatsukzession angenommen (Abbildung 6; vgl. [4]: Tabelle 1).

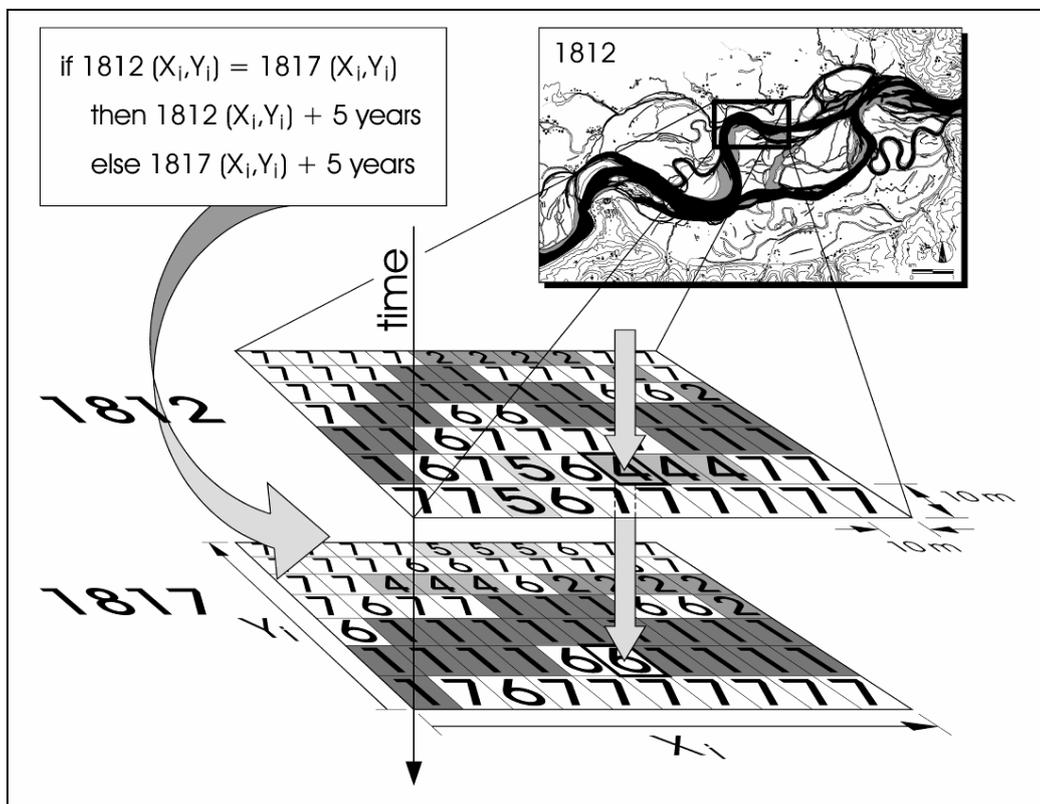


Abbildung 12: Methodik der räumlich-zeitlichen Analysen dargestellt am Beispiel der Periode 1812 – 1817: chronologische Aufzeichnung des Habitattypwechsels und Berechnung des maximal möglichen Habitatalters je Rasterzelle [4].

Für die Analysen der morphologischen Sukzession und der Altersstruktur der einzelnen Habitattypen wurde die Abfolge von Habitattypen in jeder Rasterzelle chronologisch aufgezeichnet (Abbildung 12). Daraus wurden räumliche und zeitliche Verteilungsmuster der Habitate sowie der gesamten Flusslandschaft ermittelt.

Diese Methode ermöglicht es, z.B. die mittlere Lebensdauer eines bestimmten Habitattyps unter natürlichen und anthropogen veränderten Bedingungen grob zu rekonstruieren sowie morphologische Sukzessionszyklen (Aufeinanderfolge von Habitaten verschiedenen Entwicklungsgrades bzw. Intensität der hydrologischen Konnektivität) darzustellen [4, 5].

4. ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE

4.1 NATÜRLICHER ZUSTAND VOR REGULIERUNG

4.1.1 Flusstyp

Bis zum Jahr 1826, als die ersten Regulierungsmaßnahmen durchgeführt wurden, war die Donau im Machland durch zahlreiche Schotterbänke und kleine sowie großflächige Inseln in mehrere Arme verzweigt (siehe Karten Nr. 1 – 5). Der Hauptstrom teilte sich zeitweise in zwei annähernd gleich große Arme, die beide einen stark gewundenen Lauf aufwiesen. Großflächige Schotterbänke an den Gleitufeln (point bars) aber auch Schotterinseln in der Strommitte (mid-channel bars) sowie kleine bewachsene Inseln waren charakteristische Elemente dieser Hauptstromarme.

Im Mittel wies die Flusslandschaft bei sommerlichem Mittelwasser (SMW) 6 mehr oder weniger parallel verlaufende aktive Gerinne (*active channels* = Wasser- und Sedimentflächen) auf, wovon durchschnittlich 4 Gerinne bei SMW durchströmt wurden (Anzahl gemessen entlang von Transekten senkrecht zur Talachse). Während die meisten Flussarme gestreckt oder gewunden waren, entwickelten sich einige Seitenarme zu ausgeprägten Mäandern, bis schließlich in Folge von Mäanderdurchbrüchen wieder ein geradliniger Lauf entstand. Da die historische Donau sowohl Elemente eines verzweigten als auch eines gewunden-mäandrierenden Flusstyps aufwies, ist sie am Besten als *gravel-dominated, laterally active anabranching river* verbunden mit einer *medium-energy non-cohesive floodplain* einzuordnen (entsprechend der Flusstyp-Klassifikation von Nanson & Knighton 1996 und der Auen-Klassifikation von Nanson & Croke 1992). Als Gründe für die Entstehung derartiger Flusslandschaften sind neben einem stark schwankenden hydrologischen Regime einhergehend mit hohen Geschiebeeinstößen (vor 1850 im Machland ca. 490.000 m³/Jahr; Schmutz et al., 2000) auch Abflusshindernisse, hervorgerufen durch unterstromige Profileinengung, größere Holzagglomerationen (*large woody debris*) oder Eisstöße (*ice jams*), zu nennen (Nanson & Knighton, 1996). Im östlichen Machland treffen all diese Gründe zu: die geschiebereichen alpinen Zubringer Traun und Enns münden 29 bzw. 15 km flussauf in die Donau; flussab ist die Donau durch das enge Tal des Strudengauges (Böhmische Masse) erheblich eingeengt, wodurch ursprünglich bereits bei kleineren Hochwässern ein erheblicher Rückstau erfolgte (vgl. Spiegellagen für BW und HW₃₋₅ in Abbildung 6; [2, 7]; Friderich, 1812; Streffleur, 1851). Ebenso waren vor der Regulierung sowohl Eisstöße als auch Ablagerungen von großen Mengen an Treibholz typisch (Raab, 1770/71; Slezak, 1975). Durch diese Rahmenbedingungen wird die Ausbildung eines komplexen

Gerinnesystems – gekennzeichnet durch plötzlich auftretende Gerinneverlagerungen (*channel avulsion*) – begünstigt ([7]; Streffleur, 1851).

4.1.2 Gewässertypen / aquatische Habitate

Im Zeitraum vor Beginn der Regulierung 1715 – 1821 nahm der Hauptstrom (Eupotamon A) 20 – 23 % der gesamten Flusslandschaft (= Augebiet + Gewässer) ein (bezogen auf sommerliches Mittelwasser, SMW; [5]). Den flächenmäßig zweitgrößten Anteil wiesen mit 5 – 6 % permanent durchströmte Nebenarme auf (Eupotamon B; Abbildung 13). Somit nahmen die eupotamalen Gewässer unter natürlichen Bedingungen die weitaus größten Anteile des Gewässerlebensraumes ein: abhängig vom Wasserstand und vom betrachteten Gebiet (aktive Zone oder gesamtes Augebiet) erreichte ihr Flächenanteil zwischen 89 % und 97 % der gesamten Wasseroberfläche. Angebundene Altarme und Totarme (Para-, Plesio-, Paläopotamon) waren flächenmäßig zwar von untergeordneter Bedeutung, boten aber eine große Vielfalt unterschiedlich ausgeprägter lenitischer Habitate (Ruhigwasserhabitate) und trugen so zur hohen Diversität aquatischer Habitate bei [1].

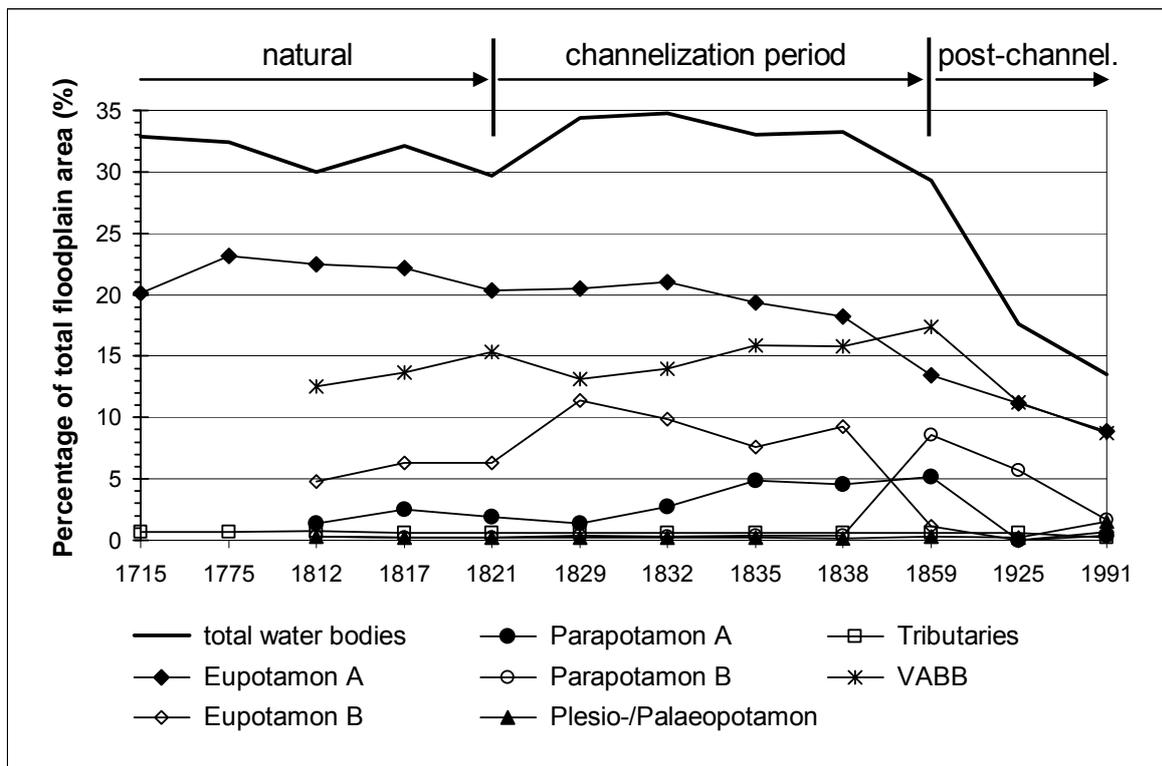


Abbildung 13: Flächenentwicklung ausgewählter Habittypen in % des gesamten Untersuchungsgebietes 1715 – 1991 (bez. auf SMW; VABB = vegetated area below bankfull, vgl. Abbildung 6; [5]).

Durch den extrem hohen Anteil eupotamaler Habitate wurden folglich primär die rheophilen Elemente der Gewässerzönose gefördert, wie die donautypischen Leitarten Huchen (*Hucho hucho*), Nase (*Chondrostoma nasus*), Barbe (*Barbus barbus*) und Äsche (*Thymallus thymallus*). Besonders die Kombination von flach überströmten Schotterbänken als Laichhabitate und strömungsberuhigten, buchtartigen Bereichen als Juvenilhabitate in räumlicher Nähe zueinander bot adäquate Reproduktionsbedingungen für die donautypische Fischfauna ([1]; im Rahmen des FWF-Projektes wurde auch die Eignung der ehemaligen Gewässer als Fischhabitate für verschiedene Altersklassen der Leitarten untersucht, die Ergebnisse werden in einer späteren Publikation veröffentlicht).

Die Auswertung historischer Sondierungsdaten unterstreicht die Bedeutung von ausgedehnten Flachwasserbereichen im Hauptstrom. So betrug der Anteil der Flachwasserbereiche mit einer Tiefe bis zu 1 m unter (Pegel-)Null (ausgeprägtes NW) im Jahr 1821 ca. 27 % der gesamten Hauptstrom-Wasserfläche (ca. 54 % waren bis zu 2 m unter Null tief). Der gesamte Wasserlebensraum war vor der Regulierung flächenmäßig wesentlich größer und daher auch erheblich flachgründiger ausgeprägt als heute. Gemäß einer groben 3D-Rekonstruktion betrug die mittlere Tiefe des Hauptstromes 1821 lediglich ca. 2,0 m bezogen auf Null und ca. 2,6 m bei MW (inkl. sämtlicher Nebengewässer ca. 1,7 m bzw. 2,2 m; der geringe Unterschied der Tiefen zwischen Null und MW beruht auf den ausgedehnten, bei MW seicht überströmten Sedimentflächen; siehe Karte Nr. 19).

4.1.3 Laterale Konnektivität (Gewässervernetzung)

Flächenauswertungen auf Basis historischen Quellen und die Erstellung eines digitalen Geländemodells der Flusslandschaft im Jahr 1812 ermöglichen Rückschlüsse auf die Bedeutung der hydrologischen Konnektivität innerhalb des gesamten Untersuchungsgebietes [1, 2]. Als Maße zur Beurteilung der Konnektivität (Gewässervernetzung) dienen hierbei der wasserbedeckte Flächenanteil der AZ (%), die summierten Anbindungsbreiten (m/km Luftlinie) sowie das Verhältnis der Profilflächen zwischen Hauptstrom und Nebengewässern (%) bezogen auf einen bestimmten Wasserstand.

Der „*Flow pulse*“ (*sensu* Puckridge et al., 1998; Tockner et al., 2000a) gemessen als Expansion/Kontraktion der Wasserflächen unter bordvollem Wasserstand (BW) gibt Aufschluss über die von häufig auftretenden Wasserspiegelschwankungen direkt betroffenen Flächenanteile der AZ. Im Jahr 1812 waren 33 % der AZ bei NW+ (Niederwasserstand + 0,3 m), 44 % bei SMW und 57 % bei BW mit Wasser bedeckt. Somit wurden 24 % der AZ unmittelbar durch den „*Flow pulse*“ beeinflusst [1, 2]. Während der „*Flow pulse*“ auf die niederen Geländelagen beschränkt ist, erstreckt sich der durch

Hochwässer hervorgerufene "*Flood pulse*" (*sensu* Junk et al., 1989) auch über die Hochflächen des Auegebietes und – abhängig vom Hochwasserstand – über das gesamte Untersuchungsgebiet.

Untersucht man die vom „*Flow pulse*“ beeinflussten Bereiche näher, so zeigt sich, dass fast alle in irgendeiner Weise an den Hauptstrom angebunden waren. Primär handelt es sich hierbei um tief liegende, bewachsene Inseln und das weitläufige natürliche Grabensystem im Auegebiet (Habitattyp VABB). Lange, miteinander verbundene Gräben und Senken waren bei steigendem Wasserspiegel entscheidend für die rasche Expansion aquatischer Habitate und die Ermöglichung vielfältiger Austauschprozesse (Transport von Nährstoffen, Sedimenten und Biomasse) zwischen den Flussarmen und dem Auegebiet. Das großflächig zusammenhängende Gewässer- bzw. Grabensystem bot durchgehende Migrationskorridore und spielte daher eine zentrale Rolle für die aquatischen Organismen der Augewässer.

Die hohe Intensität der hydrologischen Konnektivität (Gewässervernetzung) ist auch an Hand der summierten Breiten aller Anbindungen zwischen dem Hauptstrom und den Augewässern bzw. Teilbereichen des Auegebietes ersichtlich. Während der Vernetzungsgrad bei einer ausgeprägten Niederwassersituation mit 80 m/km Luftlinie noch relativ gering war, erreichte er bei Mittelwasser (MW) mit 230 m/km LI. (SMW: 250 m/km LI.) bereits rund 1/4 der Lauflänge des Hauptstromes.

Eine abschätzende Rekonstruktion der Profilflächen des Hauptstromes und der Nebengewässer im Auegebiet für das Jahr 1821 zeigt, dass letztere bei NW rund 5 % der gesamten Profilfläche aufwiesen (gemessen entlang von Transekten durch das Auegebiet). Dieser Anteil erhöhte sich bei MW auf 13 % und bei SMW auf 17 % der Gesamtprofilfläche (bzw. 5 %, 15 % und 20 % bezogen auf die mittlere Profilfläche des Hauptstromes; Hohensinner & Schuch, 2008). Aufgrund der unterschiedlich hohen Fließgeschwindigkeiten in den einzelnen Gewässern ist es nicht möglich, direkt auf die damalige Aufteilung des Durchflusses zwischen dem Hauptstrom und den Nebengewässern zu schließen, die ermittelten Verhältnismerte der Profilflächen veranschaulichen dennoch den hohen Grad der Gewässervernetzung in der ehemaligen Flusslandschaft.

4.1.4 Natürliche Variabilität und Dynamik der Flusslandschaft

Die Analyse sieben ausgewählter Habitatparameter (Flächenanteile der Gewässer-/Habitatypen, Expansion der Wasserflächen bei charakteristischen Wasserständen, mittleres Habitatalter, Intensität der Konnektivität, usw.) zwischen 1715 und 1821 zeigt, dass die abiotischen Rahmenbedingungen für die aquatischen Zönosen im natürlichen Zustand zwar variierten, deren Schwankungsbreiten aber vergleichsweise gering waren. So betragen die mittleren Abweichungen der untersuchten Parameter von ihren jeweiligen Mittelwerten vor Regulierung lediglich 3 – 15 % (Abbildung 14) und die maximalen Abweichungen bis zu 35 % [5].

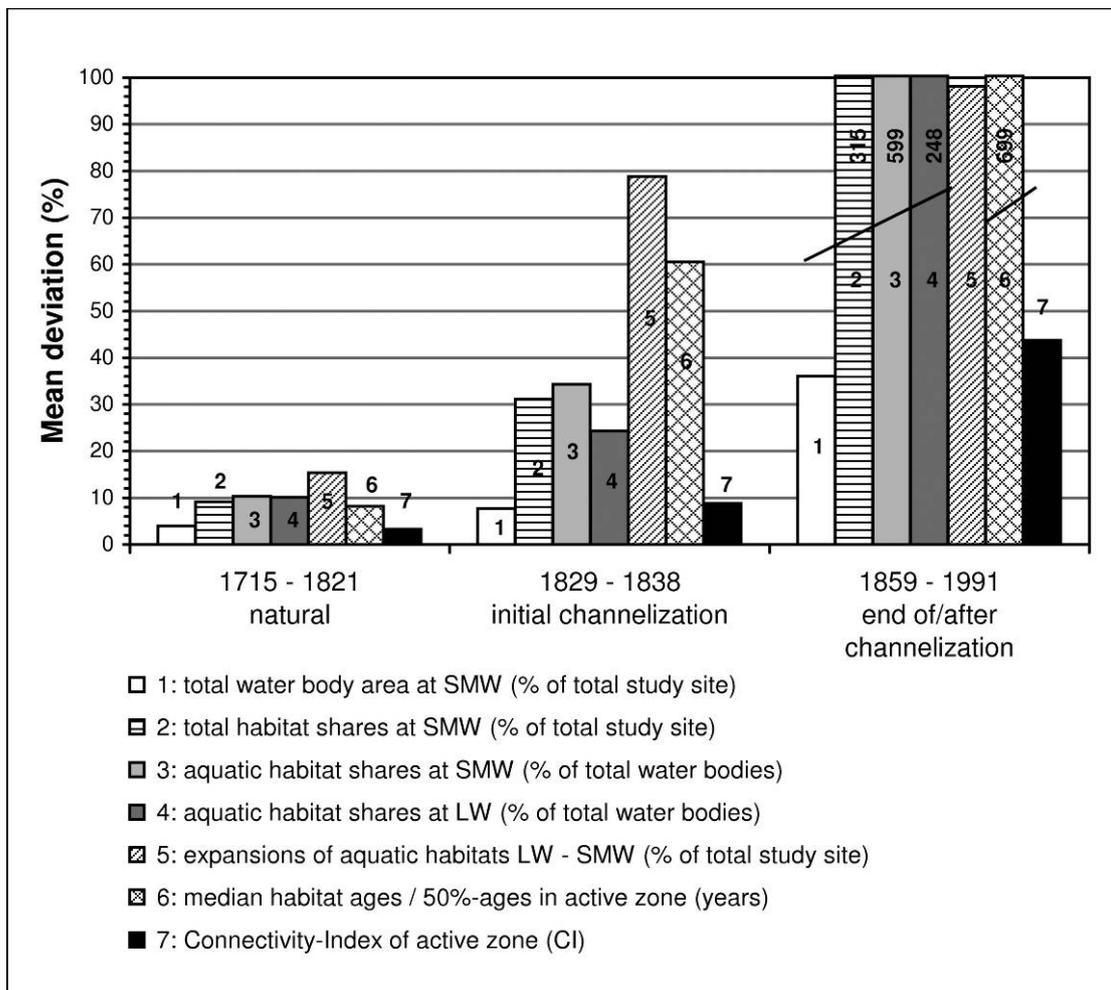


Abbildung 14: Mittlere Abweichungen ausgewählter Habitatparameter vom jeweiligen Mittelwert, der natürlicherweise zwischen 1715 und 1821 auftrat (%) – Vergleich mit der Anfangsphase der Regulierung und zu Ende/nach der Regulierung [5].

Die geringen mittleren Schwankungsbreiten aber auch die Maximalwerte sind umso bemerkenswerter, wenn man den hohen Grad der morphologischen Dynamik in diesem Donauabschnitt bedenkt. Innerhalb von 46 Jahren zwischen 1775 und 1821 wiesen 76 % der aktiven Zone (AZ) zumindest einmal Gewässer (Wasser- oder Sedimentflächen) auf

(vgl. Karte Nr. 14). In diesem Zeitraum traten 32 historisch aufgezeichnete Hochwässer auf (darunter 5 Katastrophenhochwässer wie jenes von 1787). Demzufolge konnten sich bis zum Jahr 1821 nur in 24 % der gesamten AZ Auwaldgesellschaften entwickeln, die älter als 46 Jahre waren (betrachtet man ausschließlich die Landflächen innerhalb der AZ, so konnte nur rund ein Drittel davon älter gewesen sein; vgl. Kapitel. 4.1.6).

Aber auch innerhalb des kurzen Zeitabschnittes von nur 5 Jahren zwischen 1812 und 1817 mit vier Hochwässern traten bereits großflächige Umlagerungsvorgänge auf (Karte Nr. 15). Davon waren rund 35 % der AZ betroffen, wobei es in ca. 30 % der AZ zu einem Wechsel des jeweiligen Habitattyps kam (z.B. Verlandung von Flussarmen oder Erosion von Augelände) [4].

Das dabei umgelagerte Volumen an Sedimenten kann mittels DGM 1812 und Profilen 1817 näherungsweise bestimmt werden. Daraus ergibt sich, dass innerhalb von nur 5 Jahren insgesamt 28 Mio. m³ Material (5,6 Mio. m³ pro Jahr) umgelagert wurden. Aus der Gegenrechnung von erodiertem und angelandetem Volumen ist darauf zu schließen, dass jährlich netto 0,4 Mio. m³ durch Erosionsprozesse aus dem Untersuchungsgebiet flussabwärts ausgetragen wurden [7]. In der folgenden – morphologisch stabileren – Periode von 1817 bis 1821 wurden hingegen jährlich nur ca. 1,5 Mio. m³ umgelagert, wovon weniger als 0,1 Mio. m³ im untersuchten Flussabschnitt abgelagert wurden. Die genannten Zahlen verdeutlichen, dass von den natürlich auftretenden Umlagerungsprozessen große Flächen betroffen waren und riesige Volumina bewegt wurden. Zudem wechselten hydromorphologisch dynamischere Phasen (Regenerationsphasen) und stabilere Phasen (Sukzessionsphasen) einander ab.

Das hohe Ausmaß der Umlagerungen im Projektgebiet ist auch durch historische Veröffentlichungen von Valentin Streffleur (1851; siehe Kapitel 4.3) und von Joseph Roidtner (1859), dem ehemaligen Leiter des k. k. Donau-Baudistrikts in Grein, belegt. Letzterer schreibt in seiner Abhandlung über die Regulierung des „Donau-Hollers“ (Untersuchungsgebiet):

„Bei den Herrschaftsverwaltungen sind noch ältere Situationspläne vorhanden, welche im Jahre 1733, 1792 und 1793 zum Behufe der Grundvermarkung im Holler aufgenommen worden sind. Aus diesen Plänen ist ersichtlich, dass im ganzen Stromgebiete nicht eine Stelle vorhanden ist, die der Flußgott nicht schon mehrmals launenhaft wegnahm und wiederschuf.“

4.1.5 Räumlich-zeitliche Habitatentwicklung

Angesichts des hohen Ausmaßes der Umlagerungsvorgänge in diesem Donauabschnitt stellt sich die Frage, ob damals bestimmte räumlich-zeitliche Muster der Veränderungen auftraten. Die näheren Untersuchungen auf der Ebene der einzelnen Habitattypen (vgl. [4]: Tabelle 1) unterstützen die Hypothese, dass vor den direkten Eingriffen durch den Menschen annähernd ein ausgeglichenes Verhältnis zwischen Anlandungs- und Erosionsprozessen und damit der morphologischen Habitatsukzession bzw. -regeneration bestand [4]. Abbildung 15 zeigt die Entwicklung der einzelnen Habitattypen zwischen 1812 und 1817 als Prozentsatz des jeweiligen Typs, der Veränderungen aufwies bzw. gleich blieb (die Habitattypen sind entsprechend der hypothetischen Sukzessionsreihe beginnend beim Hauptstrom Eu A bis hin zum älteren/höheren Augelände EFA gereiht).

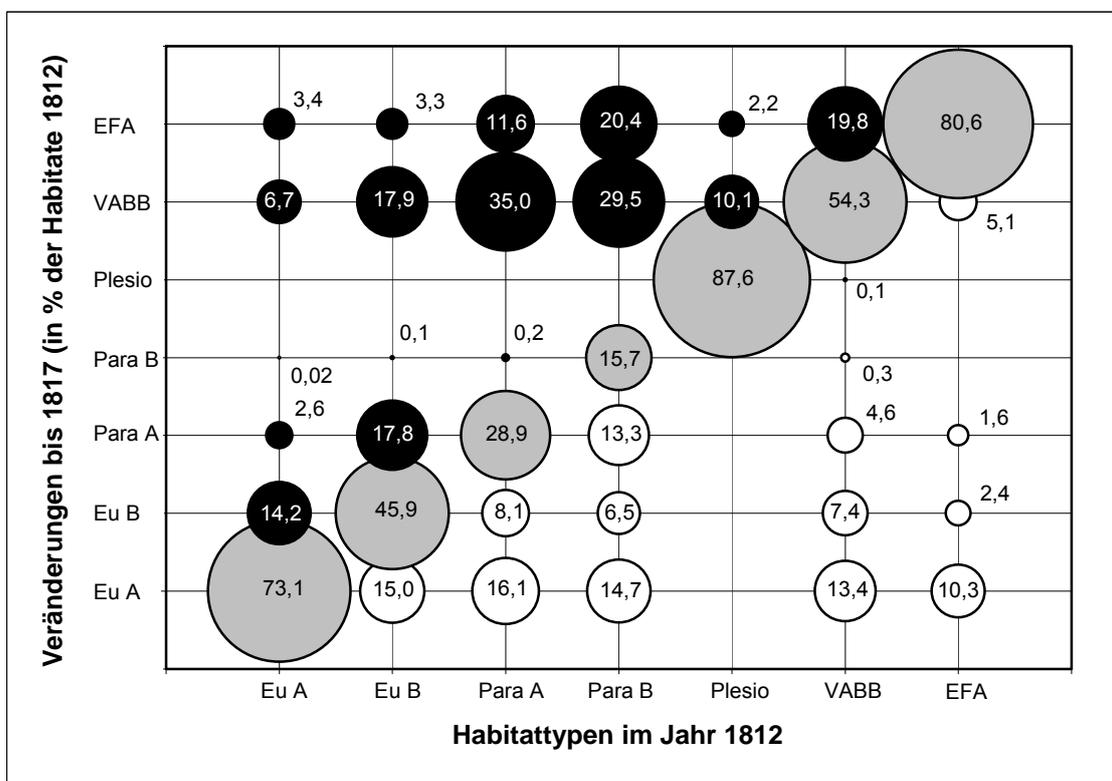


Abbildung 15: Veränderungen der Habitate zwischen 1812 und 1817 (schwarz: Habitatsukzession/Verlandung, weiß: Habitatregeneration/Erosion, grau: gleichbleibend; für die Bezeichnungen der Habitattypen siehe Abkürzungsverzeichnis im Anhang) [3].

Dementsprechend entwickelten sich große Anteile der Habitate in Folge von Verlandungsprozessen zu einer höheren Stufe der morphologischen Sukzession (z.B. durch Verlandung von Altarmen), während beinahe ebenso große Habitatanteile regeneriert wurden (z.B. indem ein Teil des älteren Auegebietes wieder vom Hauptstrom erodiert wurde).

Hinweise hinsichtlich der Auswirkungen derartiger Habitatveränderungen auf aquatische Zönosen sind alten Urbaren der Grundherrschaften zu entnehmen. In Bezug auf ein ehemaliges Augewässer im Jahr 1636 bei der heutigen Ortschaft Gang nordwestlich des Kraftwerkes Wallsee-Mitterkirchen ist z.B. überliefert:

„Abgekhombenes Vischwaßer der Gang genanth gegen dem Schloß Walsee vber, in Mütterkircher pfarr ... Es hats aber seidhero die Thonaw dermassen Verschüttet, das der Zeit darinnen khain fisch. Vnd nur Zu Zeiten noch in ainem gräbl Vom Vrsprung ein Klain lackhen gefunden wierdt.“ (Urbar Windhag, OÖLA, Herrschaftsarchiv Windhag; Quelle: Hohensinner & Wiesinger, 2003).

In Summe betrug das Verhältnis zwischen Habitatsukzession und -regeneration im Zeitraum 1812 – 1817 $1 : 0,88$. Das bedeutet, dass die Verlandungserscheinungen quantitativ betrachtet zu 88 % wieder durch gegenläufige Prozesse ausgeglichen wurden. Bezieht man nicht nur die betroffenen Flächenanteile, sondern auch die Qualität des Habitatwechsels, gemessen als Anzahl von Habitat-Entwicklungsstufen oder Habitattyp-Klassen, die übersprungen wurden, in die Untersuchung mit ein, so zeigt sich, dass die gesamte Flusslandschaft im selben Zeitraum insgesamt eine geringfügige Regeneration erfuhr (vgl. [4]: *Habitat turnover index* in Tabelle 2 und in Abbildung 8). Diese Regeneration wurde jedoch im darauf folgenden Zeitraum 1817 – 1821 durch verstärkte Habitatsukzession fast zur Gänze wieder ausgeglichen.

Auch wenn die beobachtete Zeitreihe relativ kurz ist, so unterstützen die Ergebnisse die zentrale Hypothese der Dissertation, dass sich die natürliche Donau-Flusslandschaft im Zustand eines „*shifting-mosaic steady-state systems*“ befand, solange sich die äußeren Rahmenbedingungen nicht signifikant veränderten (*sensu* Borman & Likens, 1979a, 1979b). Dementsprechend können sich zwar einzelne Habitate verändern indem sie sich zu einer höheren Sukzessionsstufe weiterentwickeln, auf der Ebene des Gesamtsystems betrachtet bleibt aber die Habitatzusammensetzung annähernd gleich, da gleichzeitig in anderen Teilen des betrachteten Systems neue Habitate desselben Typs entstehen (z.B. wenn die Verlandung eines Altarmes an einem anderen Ort durch die Umwandlung eines durchströmten Nebenarmes zu einem Altarm wieder ausgeglichen wird). Daraus ergibt sich ein Mosaik morphologisch unterschiedlich entwickelter Habitate, das ständigen Veränderungen unterworfen ist, in Summe aber eine annähernd stabile Zusammensetzung von Habitaten der Flusslandschaft aufweist. Diese „*Meta-Stabilität*“ des morphologisch unbeeinträchtigten Fluss-Auen-Ökosystems kann auch als *dynamisches Gleichgewicht* verschiedenartiger und unterschiedlich alter Teillebensräume bezeichnet werden (*sensu* Huston, 1979). Derartige Ökosysteme sind durch einen hohen Grad der Resilienz gegenüber Störungseinflüssen (Hochwässer) gekennzeichnet und bieten einem breiten Spektrum aquatischer, semi-aquatischer und terrestrischer Arten adäquate Lebensbedingungen (vgl. „*intermediate disturbance hypothesis*“ *sensu* Connell, 1978; Stanford, 1998; Ward et al., 1999; Robinson, 2002; Tockner et al., 2006).

4.1.6 Habitatalter und Sukzessionszyklus

Das morphologische Alter (Persistenz) eines Habitats ist entscheidend für die ökologische Sukzession eines Standortes und somit für die Entwicklungsmöglichkeiten dessen aquatischen bzw. terrestrischen Zönosen. Durch das hohe Ausmaß der natürlich auftretenden Umlagerungsvorgänge wiesen die Habitate/Standorte der Flusslandschaft eine vergleichsweise junge Alterstruktur auf. Die Modellierungsergebnisse zeigen, dass das Median-Alter (Alter, das von 50 % der Fläche eines Habitattyps unter- bzw. überschritten wird) der Hauptstrom-Habitate nur 15 Jahre betrug, während das mittlere gewichtete Alter mit ca. 40 Jahren bedeutend höher war (wobei die älteren Flächenanteile stärker ins Gewicht fallen; vgl. [4]: Tabellen 4 und 5). Dies bedeutet, dass der Hauptstrom durchschnittlich nur 15 Jahre (bzw. 40 Jahre) an einer bestimmten Stelle der Flusslandschaft vorhanden war, bevor er sich durch allmähliche laterale Migration oder plötzliche Laufveränderung (*Avulsion*) in ein neues Gerinne verlagerte.

Nebenarme und die verschiedenen Typen von Altarmen erreichten ein Median-Alter von nur 5 – 13 Jahren, bevor diese entweder weiter verlandeten und sich so zu einem anderen Habitattyp entwickelten oder von aktiven Flussarmen wieder erodiert wurden. So wiesen einseitig angebundene Altarme ebenfalls ein Median-Alter von nur 5 Jahren auf und 90 % waren zwischen 0 und 19 Jahre alt (Abbildung 16).

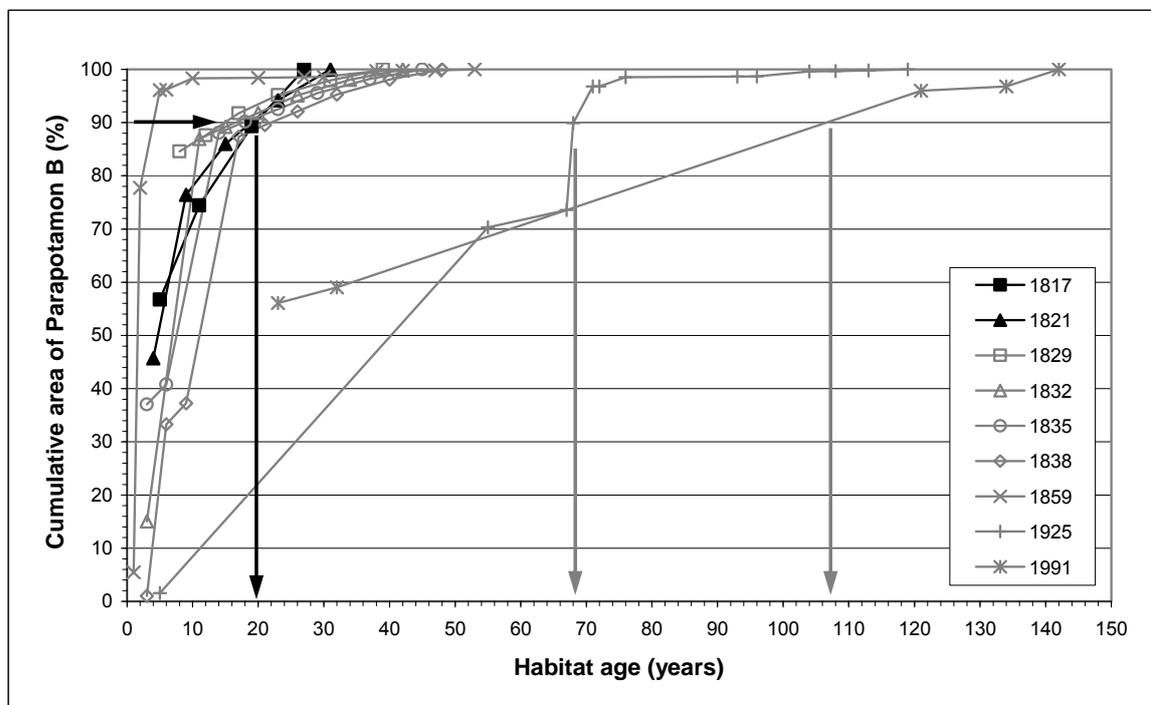


Abbildung 16: Altersverteilung einseitig angebundener Altarme 1817 – 1991; die schwarzen Pfeile zeigen das 90%-Alter im Zustand vor der Regulierung, die grauen Pfeile jenes während bzw. nach der Regulierung [3].

Nicht nur aquatische Habitattypen, sondern auch die terrestrischen Habitate der VABB (*vegetated area below bankfull* = zumeist jüngere Stufe des Verlandungsprozesses: tief liegende Uferzonen, kleine Inseln, vegetationsbedeckte Gräben) waren durch ein geringes Median-Alter von nur 5 Jahren gekennzeichnet (vgl. Altersverteilungskurve in [4]: Abbildung 9a). Betrachtet man die gesamten terrestrischen Habitate (permanent bewachsenes Augebiet) innerhalb der aktiven Zone (AZ), so ergibt die Altersmodellierung ein Median-Alter von nur 30 Jahren und ein mittleres gewichtetes Alter von 73 Jahren (Abbildung 17).

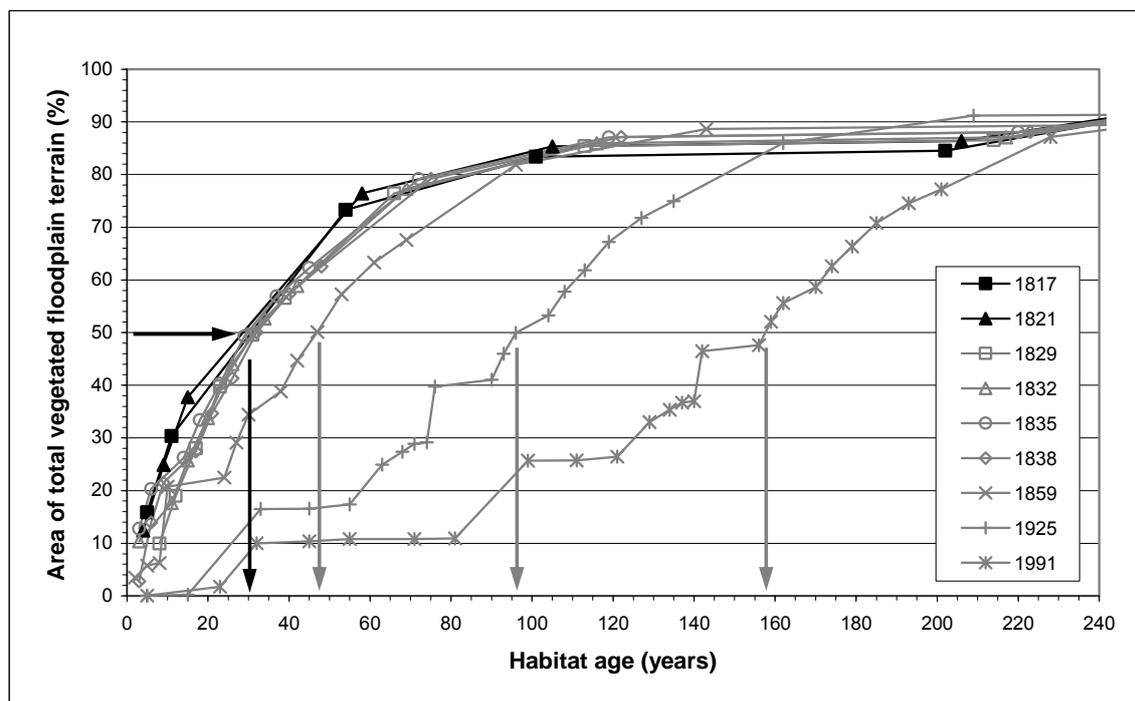


Abbildung 17: Altersverteilung des gesamten vegetationsbedeckten Augebietes in der aktiven Zone 1817 – 1991; die schwarzen Pfeile zeigen das Median-Alter (50%-Alter) im Zustand vor der Regulierung, die grauen Pfeile jenes während bzw. nach der Regulierung [4].

Der große Unterschied der beiden Altersangaben resultiert daraus, dass ein Großteil des Augebietes zwar sehr jung war, dennoch aber einige Bereiche mit sehr hohem morphologischem Alter erhalten blieben. Die Altersentwicklung der AZ zwischen 1817 und 1991 zeigt, dass das gesamte Ökosystem ursprünglich durch eine Altersstruktur mit einem hohen Anteil sehr junger Habitate (Standorte) gekennzeichnet war (Abbildung 18).

Entsprechend der zu Beginn formulierten Hypothese eines „*shifting-mosaic steady-state systems*“ ist durch die einander ausgleichenden Verjüngungs- und Alterungsprozesse ein annähernd gleicher Altersaufbau zu verschiedenen Zeitpunkten zu erwarten. Dies spiegelt sich sowohl in der Alterstruktur einzelner Habitattypen als auch in jener des Gesamtsystems wider, wobei jedoch nur ein kurzer Zeitraum überblickt werden kann (Abbildung 17 und Abbildung 18: vgl. 1817 und 1821).

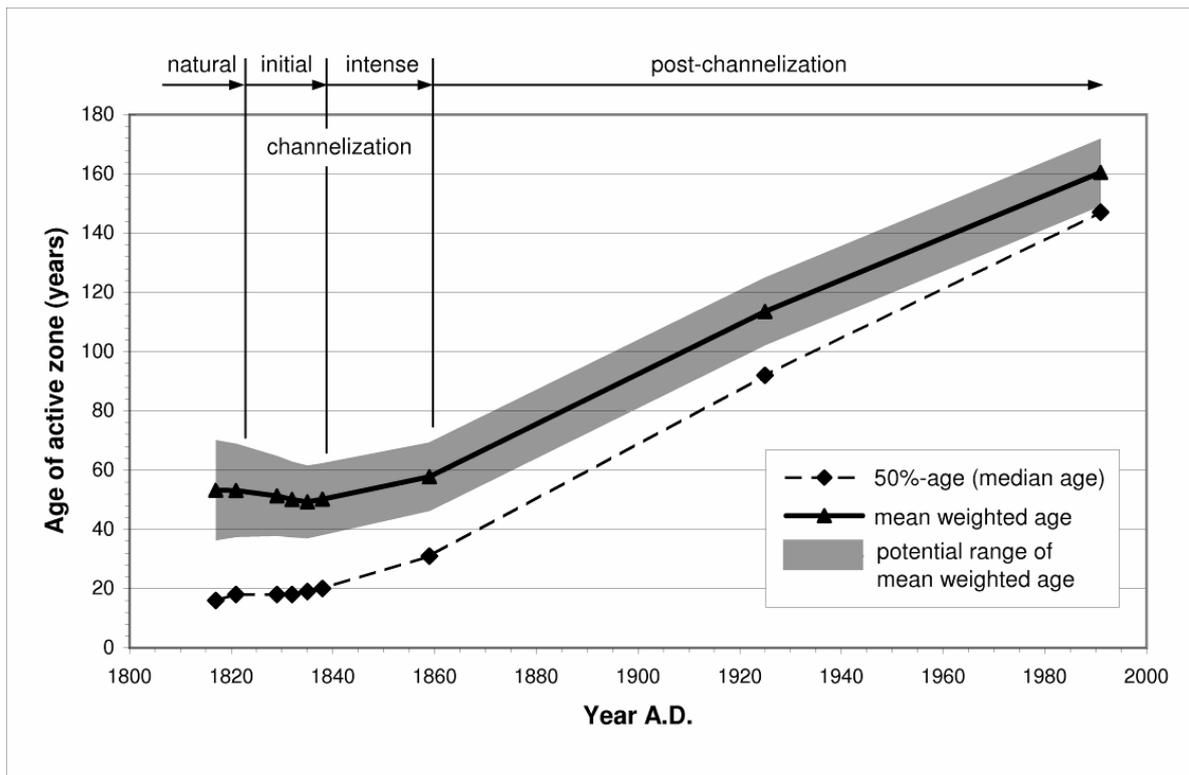


Abbildung 18: Entwicklung des Median-Alters und des mittleren gewichteten Alters der gesamten aktiven Zone 1817 – 1991 (die jeweilige Phase der Regulierung ist angegeben) [4].

Unter der Annahme, dass die Entwicklung der Habitate der im Kapitel *Methodik* dargestellten Abfolge (Habitatsukzession) entspricht, lässt sich daraus ein hypothetischer Zyklus der Lebensdauer der Habitate ermitteln (Abbildung 19). Demzufolge beträgt die mittlere Dauer des gesamten Kreislaufes – beginnend mit der Ausbildung eines Hauptstrom-Habitates durch Erosion eines anderen Habitattyps bis hin zur Entstehung von festem Auegebiet und neuerlicher Erosion als Endpunkt der Entwicklung – 85 Jahre (berechnet auf Basis der Median-Alter).

Betrachtet man ausschließlich die Entwicklung der dazwischen liegenden Sukzessionsstufen (Habitattypen Eu B bis VABB), so beträgt die mittlere Dauer bis zum Erreichen des Endzustandes lediglich 34 Jahre. Die schwarzen Pfeile in Abbildung 19 verdeutlichen, dass die Entwicklung der Habitate in Richtung des Sukzessions-Endpunktes EFA und die gegenläufig wirksame Regeneration durch den Hauptstrom (Eupotamon A) annähernd gleich stark ausgeprägt sind.

Dieser Zyklus stellt eine generalisierte Annahme dar: in Realität wurde er in vielen Fällen durch neuerliche Erosion durch den Hauptstrom verfrüht abgebrochen. Dies drückt sich auch durch das geringe Median-Alter der einzelnen Stufen der Habitatsukzession aus.

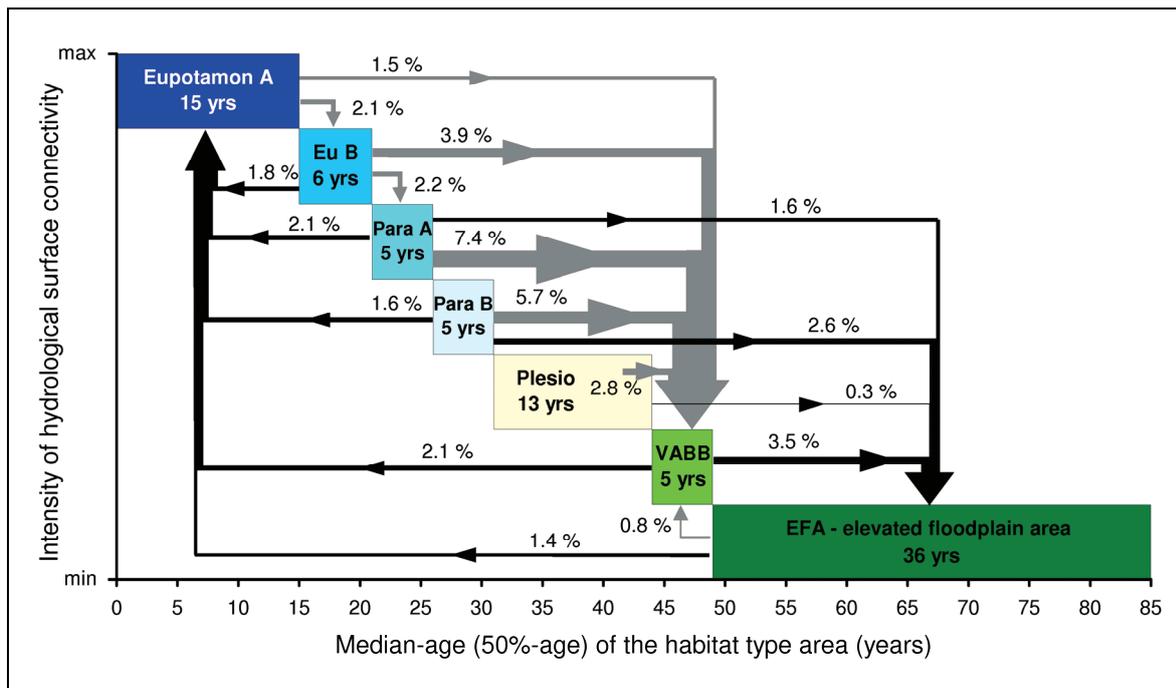


Abbildung 19: Hypothetischer Lebensdauer-Zyklus der Habitatsukzession beginnend beim Hauptstrom (Eupotamon A) bis zum Endpunkt der Habitatsukzession (= höher liegendes/ älteres Auegelände EFA) berechnet auf Basis des Median-Alters; die Pfeile geben die primären Veränderungen der Habitats in % des jeweiligen Habitattyps pro Jahr wider; schwarze Pfeile: Entwicklungen, die zum End- bzw. Anfangspunkt des Zyklus führen; graue Pfeile: dazwischen liegende Veränderungen (Periode 1812 – 1821); [4].

Die jährliche Verlandungsrate betrug in Summe 8,3 %, wovon sich 5,7 % zum Typ VABB entwickelten und 2,6 % gleich zum Typ EFA (Flächenanteile von Para B, die sich zu Totarmen/Plesio entwickelten, können auf Basis der historischen Grundlagen nur eingeschränkt nachvollzogen werden). Im Gegenzug wurden z.B. alljährlich 1,6 % von Para B wieder dem Hauptstrom (Eu A) einverleibt.

Basierend auf dem mittleren gewichteten Alter der Habitats ergibt die Dauer des hypothetischen Lebenskreislaufes mit ca. 210 Jahre zwar einen wesentlich größeren Wert (da hierbei im Gegensatz zum Medianalter das hohe Alter einzelner Bereiche der *elevated floodplain area EFA* stärker ins Gewicht fallen), ist aber im Vergleich zum heutigen Zustand gering [4].

4.1.7 Natürliche Auenvegetation

Die Rekonstruktion der natürlichen potentiellen Auenvegetation verdeutlicht beispielhaft die Auswirkungen einer intensiven Habitatregeneration/-verjüngung auf die Biozöosen des Fluss-Auen-Ökosystems.

Als Folge der hohen Anteile junger Standorte in der aktiven Zone (AZ) erreichte unter den Bedingungen vor der Regulierung ein Großteil der Auenvegetation nicht das Endstadium

der Sukzession, die im Projektgebiet durch feuchte/frische Grauerlen-Eschen-Auwälder repräsentiert wird [9]. Gemäß der Rekonstruktion der potentiellen Auenvegetation wurden im Jahr 1812 insgesamt 80 % des bewachsenen Auegebietes in der AZ durch jüngere Vegetationstypen, wie Pioniervegetation auf Sedimentflächen, Weidenbuschgesellschaften und feuchte/frische Weidenau, eingenommen (basierend auf G. Egger und A. Drescher in [9]; vgl. Karten Nr. 21 und 22 im Anhang). Das restliche Auegebiet in der AZ wurde von Grauerlen-Gesellschaften dominiert. Ältere und daher weiter entwickelte Pflanzengesellschaften der Grauerlen-Eschen-Au konnten sich durch die hohe Umlagerungsintensität der Standorte kaum entwickeln und existierten fast nur außerhalb der AZ. Somit wiesen 1812 97 % des bewachsenen Auegebietes potentiell Pioniervegetation und Gesellschaften der Weichen Au auf. Standorte mit älteren Vegetationsbeständen waren in der AZ kaum von Bedeutung.

Betrachtet man die gesamte Flusslandschaft und bezieht auch die römerzeitliche bis hochmittelalterliche Flussterrasse des *Unteren Hochflutfeldes* außerhalb der AZ in die Modellierungen mit ein, so erhöht sich zwar der Anteil der Grauerlen-Eschenau wesentlich, dennoch beträgt der Anteil der jüngeren Vegetationstypen 52 % des bestockten Auegebietes und jener der Weichen Au (inkl. Pioniervegetation) rund 62 % (basierend auf [9]).

4.2 ANTHROPOGEN BEDINGTE VERÄNDERUNGEN

4.2.1 Flusstyp

Durch die Flussregulierung beginnend im Jahr 1826 wurde die Donau in ein durchschnittlich 350 m breites Gerinne (bezogen auf SMW) mit massiven Uferbefestigungen gezwungen (mittlere Breite 1812: 730 m). Die Sinuosität des Hauptstromes verringerte sich von 1,32 im Jahr 1812 auf 1,08 im Jahr 1925. Zusätzliche Regulierungsmaßnahmen sowie die Errichtung der beiden Donaukraftwerke 1957 und 1968 führten zu einer weiteren Verringerung der mittleren Breite auf 290 m bei SMW. Heute ist die Donau im untersuchten Abschnitt durch ein geradliniges Gerinne mit einer Sinuosität von 1,02 gekennzeichnet und entspricht somit einem Flusstyp mit gestrecktem Verlauf (Abbildung 4 und Karte Nr. 12 im Anhang).



Abbildung 20:
regulierte Donau
im Machland östlich
von Wallsee

Die flusstypischen Prozesse und die strukturelle Ausprägung des ehemaligen *laterally active anabranching river systems* sind nur mehr in sehr reduzierter Form vorhanden. Betrachtet man lediglich die Intensität der Verzweigung (Braiding-Index), so erscheinen die menschlich verursachten Veränderungen weniger tiefgreifend, da viele der ehemals durchströmten Gewässer heute noch – wenn auch in stark fragmentierter Form – als Augewässer erhalten sind. Wertet man jedoch nur die bei SMW tatsächlich durchströmten Gerinne aus, so verringerte sich die durchschnittlich Anzahl je Transekt von 4,1 Gewässern im Jahr 1812 auf 1,3 im Jahr 1991. Ebenso reduzierte sich die Gesamt-Sinuosität der durchströmten Gerinne (Total sinuosity) von 5,22 km Gewässerslänge je km Luftlinie auf 1,26, da durch die Regulierungsmaßnahmen und die Errichtung der Kraftwerke beinahe alle Nebenarme und Augewässer vollständig oder zumindest oberstromig vom Hauptstrom abgetrennt wurden [1]. Heute existiert nur mehr ein größerer durchströmter Nebenarm.

Durch die beinahe vollständige Reduktion der lateralen hydrologischen Konnektivität (Gewässervernetzung) kam auch die ehemals intensive flusstypische Umlagerungsdynamik sowohl an der Donau selbst als auch im gesamten Auegebiet zum Erliegen. Die anthropogen verursachten Beeinträchtigungen im Untersuchungsgebiet werden zusätzlich durch Eingriffe im weiteren Donau-Einzugsgebiet verstärkt: durch die Errichtung von Geschiebesperren und Stauketten in den alpinen Zubringern bzw. im Oberlauf der Donau wurde beispielsweise der Geschiebetransport sowie der Eintrag und Transport von Treibholz weitgehend unterbunden. Beides, Geschiebe und Treibholz, stellen aber wesentliche Grundvoraussetzungen für eine intakte alluviale Donau-Flusslandschaft dar (vgl. Kapitel 4.1.1 Flusstyp; [7]).

Als Folge der fehlenden Umlagerungsprozesse verschwanden auch größtenteils die für die ehemalige Flusslandschaft typischen Elemente, wobei Schotter-/Sandflächen und Inseln mit Vegetation die größten Einbußen erlitten. Die gesamte Wasserfläche verringerte sich im Untersuchungsgebiet seit 1812 um mehr als die Hälfte [1].

4.2.2 Gewässertypen / aquatische Habitate

Als Folge der Regulierungsarbeiten im 19. Jhd. veränderte sich die Ausdehnung und Zusammensetzung der Fluss-Auen-Habitate drastisch. Durch die ersten Maßnahmen beginnend um 1826 und den Durchstich 1832 (vgl. Kapitel Untersuchungsgebiet) wurden die früheren Arme des Hauptstromes zu durchströmten Nebenarmen (Eupotamon B) bzw. zu Altarmen (Parapotamon A) degradiert, während ein neuer künstlich initiiertes Hauptstrom entstand. Daher ist die Anfangsphase der Regulierung zwischen 1821 und 1838 durch eine Erhöhung der Flächenanteile dieser beiden aquatischen Habittypen sowie durch eine Zunahme der Gesamtwasserfläche gekennzeichnet (siehe Abbildung 13; [3]).

Im Zuge der intensiven Regulierungsphase 1838 – 1859 erfolgte eine verstärkte Abtrennung der Nebenarme vom Hauptstrom, einhergehend mit zunehmender Verlandung der Augewässer. Folglich ist diese Phase der Regulierung durch eine Verringerung der eupotamalen Gewässertypen (Hauptstrom und durchströmte Nebenarme) und intensive Zunahme einseitig angebundener Altarme (Parapotamon B) gekennzeichnet. Nach Abschluss der Regulierung im Jahr 1859 verringerte sich die Ausdehnung sämtlicher Gewässertypen durch fortschreitende Verlandungsprozesse (Abbildung 13; siehe verlandeten, ehemaligen Hauptstrom in Abbildung 2 sowie Karten Nr. 10 und 11 im Anhang).

Im 20. Jhd. erfolgten durch die Errichtung der Donau-Kraftwerke weitere signifikante Veränderungen: die einseitig angebundenen Altarme wurden größtenteils durch Pumpwerke von der Donau abgetrennt und sind nun als episodisch angebundene Totarme (Plesiopotamon) anzusehen.

Der heutige Zustand der Flusslandschaft ist sowohl durch einen erheblichen quantitativen Verlust aquatischer Habitate gekennzeichnet, als auch durch signifikante qualitative Veränderungen. Während das ursprüngliche Gewässersystem zu ca. 90 % von eupotamalen (durchströmten) Habitaten geprägt war, sind aktuell nur mehr der Hauptstrom selbst und ein größerer Nebenarm durchströmt. Die restlichen Gewässer sind größtenteils einseitig angebundenen und isolierten Augewässern zuzuordnen (Parapotamon B und Plesiopotamon). Folglich wurde der Lebensraum der rheophilen Gewässerzönose stark eingeschränkt. Ehemalige Haupt- und Nebenarme mit hoher Heterogenität hinsichtlich Stukturausstattung, Fließgeschwindigkeit und Sohlsubstrat wurden in Altarme umgewandelt oder verschwanden. Damit gingen auch die ausgedehnten Laich- und Juvenilhabitate für die donautypischen Leitarten Huchen (*Hucho hucho*), Nase (*Chondrostoma nasus*), Barbe (*Barbus barbus*) und Äsche (*Thymallus thymallus*) verloren.

4.2.3 Laterale Konnektivität (Gewässervernetzung)

Im Zustand vor der Regulierung war das Auegebiet durch zahlreiche durchströmte Augewässer geprägt, wodurch zahlreiche Migrationsachsen zu Ruhigwasserhabitaten des peripheren Auegebietes zur Verfügung standen. Altarme waren flächenmäßig vergleichsweise gering ausgeprägt, jedoch innerhalb des Auegebietes relativ gleichmäßig verteilt. Durch die Regulierung entstanden aus den vormaligen Haupt- und Nebenarmen neue, bis zu 10 km lange Altarme. Die ehemaligen Verbindungswege für aquatische Organismen zu den Augewässern wurden bis 1925 stark verringert. Von den vormals mehr als 100 Zutrittsmöglichkeiten vom Hauptstrom zu entfernten Nebengewässern und zu Grabensystemen des Auegebietes verblieben bis 1925 nur mehr 7 intakte Verbindungen. Diese verringerten sich bis heute durch die Abdämmung des Auegebietes im Zuge der Kraftwerkerrichtungen abermals. Längere, bei erhöhtem Mittelwasser an die Donau angebundene Grabensysteme wurden von der Donau abgetrennt, wodurch Wanderungsbewegungen der aquatischen Fauna vom Hauptstrom zu entfernten Bereichen des Auegebietes unterbunden wurden.

Die stark verringerte laterale Konnektivität (Gewässervernetzung) lässt sich vereinfacht an Hand der Wasserbedeckung bzw. Expansion/Kontraktion der Wasserfläche bei unterschiedlichen Abflüssen darstellen. Waren vor der Regulierung im Jahr 1812 noch 24

% der aktiven Zone (AZ) vom „*Flow pulse*“ bei fluktuierenden Wasserständen zwischen NW und bordvollem Wasserstand betroffen, so hat sich dieser Wert bis 1991 auf 12 % halbiert. Dabei sind nur mehr 2 % auf direkte Überflutung von der Donau her zurückzuführen; die restlichen 10 % beruhen auf Sickerwassereintritt von der Donau durch die Dämme des Stauraumes und auf Überstauung durch einige kleinere Zubringer im abgedämmten Augebiet [1]. Früher waren die Phasen der Abtrennung der Augewässer von den durchströmten Flussarmen zumeist auf Niederwasserperioden beschränkt, während diese Phase heute künstlich stark verlängert ist. Die lateralen Austauschvorgänge, die im ursprünglichen System charakteristisch waren, kamen dadurch beinahe vollständig zum Erliegen. Die heute vorherrschende Form der Überflutung bzw. Überstauung im Augebiet bedeutet eine erhebliche Veränderung der fluss-/auentypischen Habitatbedingungen und bedingt deutlich veränderte Artzusammensetzungen der aquatischen und semi-aquatischen Zönosen ([2]; Trémolières, 1993; Tockner et al., 2000b; Ward & Tockner, 2001; Amoros & Bornette, 2002).

4.2.4 Anthropogen veränderte Variabilität der Flusslandschaft

Unter natürlichen Bedingungen zeigten die hydromorphologischen Charakteristika der Flusslandschaft und die Flächenanteile der einzelnen Gewässer-/Habitattypen mittlere Schwankungsbreiten zwischen 3 und 15 %, maximal bis zu 35 % (vgl. Kapitel 4.1.4). Die menschlichen Eingriffe äußern sich in einer deutlicheren Abweichung von der natürlichen Variabilität der Habitatparameter äußern. Im Detail zeigen die Ergebnisse, dass bereits die Maßnahmen in der Anfangsphase der Regulierung (1821 – 1838) zu einer signifikanten Veränderung der natürlichen Variabilität führten [5]. So vergrößerten sich die mittleren Abweichungen der einzelnen Habitatparameter auf bis zu 79 % bezogen auf jene Mittelwerte, die für den Zeitraum vor der Regulierung 1715 – 1821 berechnet wurden (Abbildung 14). Die maximale Variabilität erreicht abhängig vom Parameter sogar bis zu 233 %. Das bedeutet, dass bereits bei einem relativ geringen Regulierungsgrad (21 % an regulierten Hauptstromufer im Jahr 1838) erhebliche Abweichungen von den Mustern der natürlich auftretenden Habitatverteilungen bzw. der hydromorphologischen Charakteristika bemerkbar sind.

Der Zustand der Flusslandschaft zu Ende der intensiven Regulierungsphase im Jahr 1859 (= 80 % regulierte Hauptstromufer), nach der Regulierung 1925 und im Jahr 1991 (100 % reguliert) spiegelt sich in exponentiell ansteigenden Abweichungen wider. So betragen die mittleren Abweichungen der untersuchten Parameter bis zu 700 % und die maximalen Abweichungen bis zu 3.800 % (vgl. Zeitreihe 1859 – 1991 in Abbildung 14) [5].

4.2.5 Räumlich-zeitliche Habitatentwicklung

Die Auswertungen der Zeiträume 1812 – 1817 und 1817 – 1821 vor Inangriffnahme der Regulierung ergab, dass sich das Gesamtsystem in Hinblick auf die Habitatdynamik vermutlich in einem „*shifting-mosaic steady-state*“ befand. Morphologische Habitatsukzession und -regeneration glichen sich annähernd aus. Durch die beginnenden Regulierungsmaßnahmen zwischen 1821 und 1838 wurde dieses dynamische Gleichgewicht verändert. Jedoch äußerten sich diese Veränderungen zunächst nicht so stark in der Flächenbilanz von Habitatregeneration und -sukzession (vgl. [4]: Habitatsukzession in Abbildung 6). Während die Donau in einigen Abschnitten stabilisiert wurde, kam es in anderen Bereichen zunächst zu einer Erhöhung der morphologischen Dynamik, da der Hauptstrom eine verstärkte laterale Erosion in den ungesicherten Bereichen aufwies.

Berücksichtigt man die Art des Habitattypwechsels (qualitativer *Habitat turnover* gemessen in Habitattypklassen), so ergibt die Bilanz für den Zeitraum der beginnenden Regulierung 1821 – 1838 daher zunächst eine Zunahme der Habitatregeneration (vgl. [4]: Tabelle 2). Die ersten Regulierungsmaßnahmen (als bis zu 21 % der Hauptstromufer reguliert wurden) führten somit nur örtlich begrenzt zu einer Stabilisierung des Hauptstromes. Dies wurde aber innerhalb des Gesamtsystems durch gegenläufige Prozesse kompensiert und führte sogar zu einer verstärkten Regeneration von Habitaten in qualitativer Hinsicht.

Gegen Ende der intensiven Regulierungsphase 1838 – 1859 und nach deren Beendigung treten die Auswirkungen auf die Habitatentwicklung verstärkt zu Tage. Abbildung 21 veranschaulicht die Entwicklung der einzelnen Habitattypen ab dem Ende der Regulierungsphase 1859 bis 1925.

Als Folge der Anlandungs- bzw. Verlandungsprozesse dominierte nun die Habitatsukzession deutlich, während Regenerationsprozesse weitgehend zum Erliegen kamen. Das Verhältnis zwischen Sukzession und Regeneration verringerte sich von vormals 1 : 0,88 auf 1 : 0,06. Mit zunehmender Dauer nach Beendigung der Regulierungsmaßnahmen verringerte sich auch die Intensität der Verlandungsprozesse (vgl. [4]: Perioden 1859 – 1925 und 1925 – 1991 in Abbildung 6).

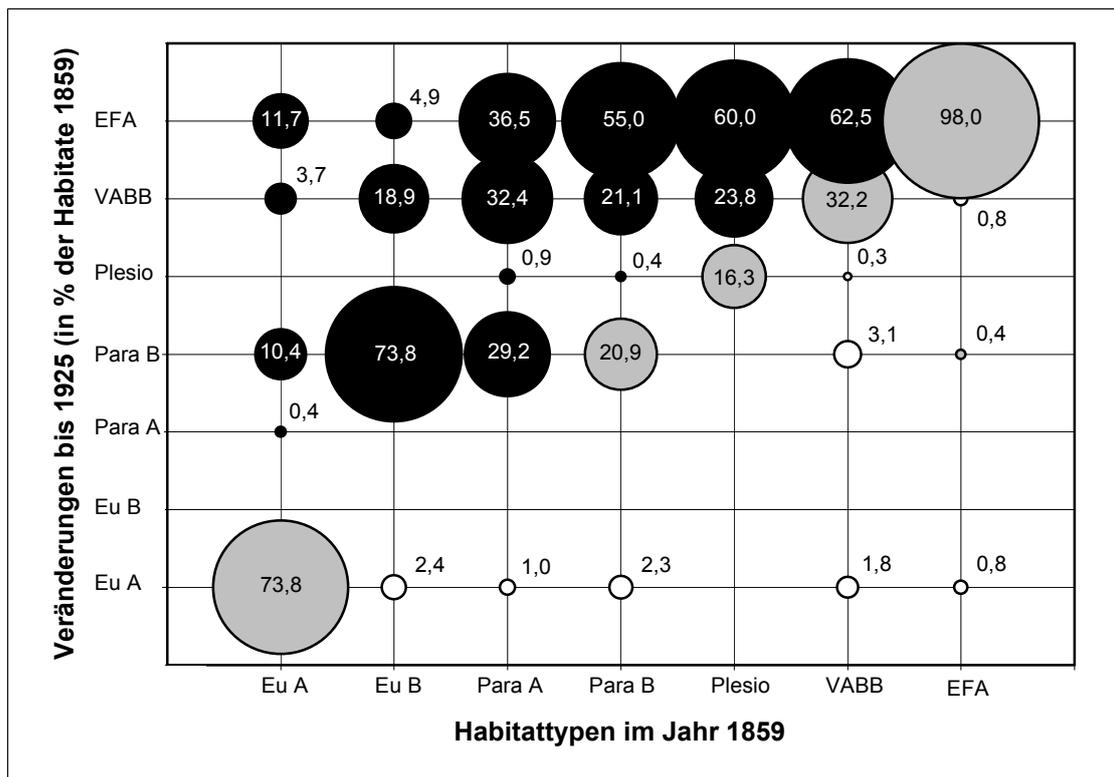


Abbildung 21: Veränderungen der Habitate zwischen 1859 und 1925 (schwarz: Habitat-sukzession/Verlandung, weiß: Habitatregeneration/Erosion, grau: gleich bleibend; für die Bezeichnungen der Habittypen siehe Abkürzungsverzeichnis im Anhang) [3].

Das Ökosystem kann im aktuellen Zustand somit nicht mehr als „*shifting-mosaic steady-state system*“ bezeichnet werden, sondern entspricht vielmehr einem „*static-state system*“, gekennzeichnet durch das Fehlen dynamischer Prozesse, verstärkte Verlandung und Fragmentierung aquatischer und semi-aquatischer Habitate.

4.2.6 Habitatalter und Sukzessionszyklus

Die anthropogen stark verringerte Habitatdynamik bedeutet, dass die seit der Regulierung verbliebenen Habitate gewissermaßen morphologisch „konserviert“ sind und – von Restaurationsmaßnahmen abgesehen – solange einem Alterungsprozess unterworfen sind bis sie sich durch die fortschreitende Verlandung zu einem anderen Habittyp verändern (z.B. wenn sich ein Totarm in Augelände verwandelt). Während vor der Regulierung eine ständige Verjüngung der Habitate erfolgte und daher die Altersstruktur des Gesamtsystems annähernd gleich blieb, nimmt nun das Alter der Habitate und der gesamten Flusslandschaft ständig zu. So beträgt das Median-Alter (50%-Alter) der Hauptstromhabitate 1991 bereits 157 Jahre statt vormals 15 Jahre; jenes der unterschiedlichen Nebengewässertypen zwischen 23 und 33 Jahre statt vormals 5 bis 13

Jahre (ebenso das mittlere gewichtete Alter der Nebengewässer; vgl. [4]: Tabellen 4 und 5).

Besonders stark veränderte sich der Altersaufbau der Habitats der *vegetated area below bankfull* (VABB). Vor der Regulierung wiesen diese Habitats hohe Anteile mit sehr jungem Alter auf, da es sich hierbei um Habitats handelte, die sich entweder bald zu höherem, „verfestigtem“ Auegebiet entwickelten, oftmals aber wieder von der Donau erodiert wurden. Bis ins Jahr 1991 stieg das Median-Alter dieses Habitattyps von 5 Jahren im Jahr 1812 auf 125 Jahre an. Dies verdeutlicht das aktuell fehlende Regenerationspotential tief liegender bzw. typischerweise junger Vegetationsstandorte (vgl. [4]: Abbildung 9a). Die fortschreitenden Alterungsprozesse des gesamten vegetationsbedeckten Auegebietes und der gesamten aktiven Zone sind in Abbildung 17 und Abbildung 18 ersichtlich.

Erstellt man analog zur Situation vor der Regulierung einen hypothetischen Lebensdauer-Zyklus der Habitattypen, so würde ein Zyklus auf Basis der errechneten Median-Alter 584 Jahre statt ursprünglich 85 Jahre dauern (bezogen auf das Jahr 1991; 637 Jahre basierend auf mittlerem gewichteten Alter; Abbildung 22) [4].

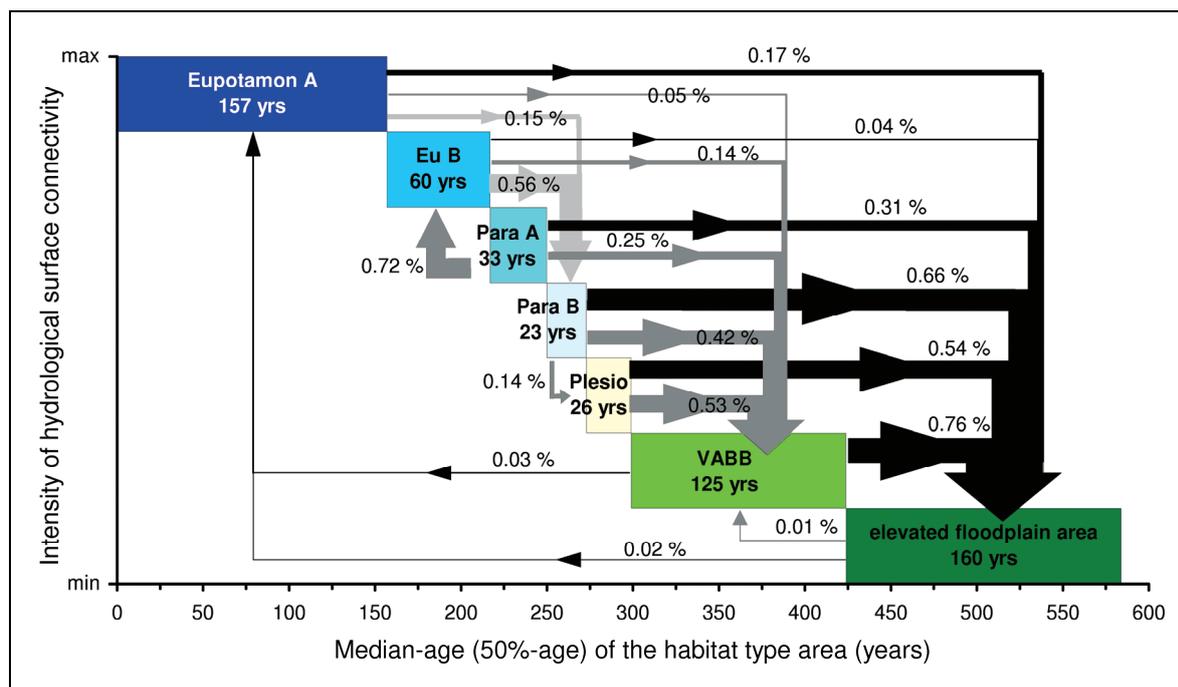


Abbildung 22: Hypothetischer Lebensdauer-Zyklus der Habitats beginnend beim Hauptstrom (Eupotamon A) bis zum Endpunkt der Habitatsukzession (= höher liegendes/ älteres Auegelände EFA) berechnet auf Basis des Median-Alters; die Pfeile geben die primären Veränderungen der Habitats in % des jeweiligen Habitattyps pro Jahr wider; schwarze Pfeile: Entwicklungen, die zum End- bzw. Anfangspunkt des Zyklus führen; graue Pfeile: dazwischen liegende Veränderungen (Periode 1859 – 1991); [4].

Wie aus Abbildung 22 ersichtlich, ist der Lebensdauer-Zyklus nunmehr einseitig in Richtung terrestrischer Habitats ausgerichtet. Im Unterschied zur Habitatentwicklung

unter natürlichen Bedingungen, die annähernd einen Ausgleich von Habitatsukzession und -regeneration erkennen lässt (vgl. Abbildung 19), ist der Terminus „Kreislauf“ im aktuellen System nicht mehr angebracht.

Zusammenfassend veranschaulicht Abbildung 23 die Entwicklung der Flusslandschaft im östlichen Machland zwischen 1812 und 1991 anhand der diskutierten räumlichen und zeitlichen Habitatparameter. Die Auswirkungen der menschlichen Eingriffe (Regulierung und Kraftwerkerrichtungen) sind klar ersichtlich.

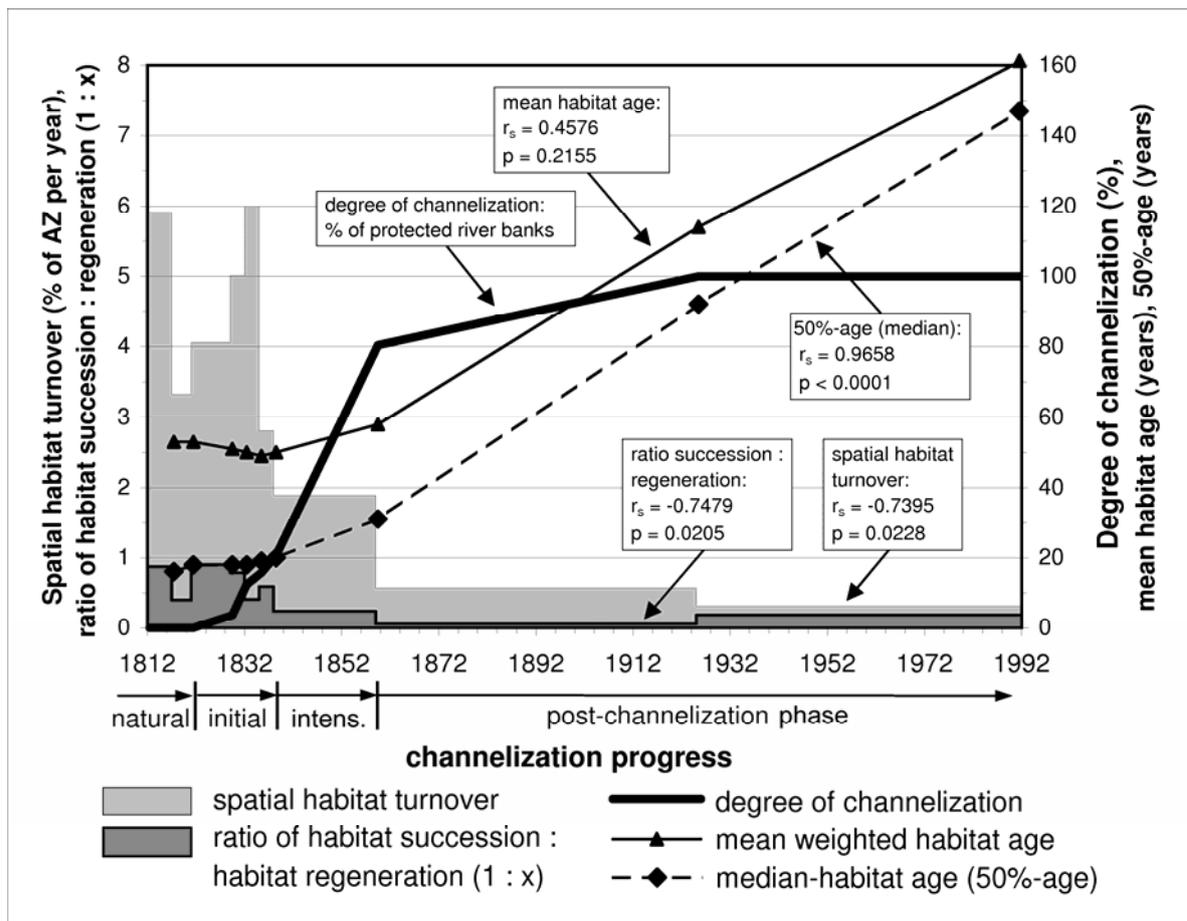


Abbildung 23: Entwicklung ausgewählter Habitatparameter 1812 – 1991: räumliche Habitatveränderungen (hellgrau), Verhältnis von Habitatsukzession und -regeneration (dunkelgrau), mittleres Habitatalter (dünne Linie) und Median-Alter der AZ (strichliert) in Bezug auf die Intensität der menschlichen Eingriffnahme gemessen in % der regulierten Hauptstrom-Ufer; [4].

Sowohl der kumulierte Habitat-Turnover (*spatial habitat turnover*: Summe von Habitatsukzession und -regeneration) als auch das Verhältnis zwischen Sukzession und Regeneration korrelieren signifikant negativ mit dem Grad der Regulierung. Während das Median-Alter (50%-Alter) der aktiven Zone direkt mit dem Regulierungsgrad zusammenhängt (Rangkorrelation nach Spearman $R_s = 0,97$ mit $p < 0,0001$), ist dies beim mittleren gewichteten Alter der AZ nicht so eindeutig.

Dies hängt damit zusammen, dass von den ersten Regulierungsmaßnahmen Habitatanteile mit hohem Alter betroffen waren, wodurch sich das mittlere Alter des Gesamtsystems zunächst etwas verringerte. Erst durch die weiteren flussbaulichen Maßnahmen kehrte sich diese Entwicklung um und spätestens seit 1859 ist der generelle Alterungsprozess der Flusslandschaft eindeutig erkennbar.

4.2.7 Veränderte Standortbedingungen und potentielle Auenvegetation

Die „Überalterung“ des Fluss-Auen-Ökosystems bedingt stark veränderte Lebensraumbedingungen für dessen aquatische und terrestrische Zönosen. So spiegelt sich höheres morphologisches Alter von Altarmen oder Totarmen etwa in der Zusammensetzung des Sohlsubstrates, in der Nährstoffverfügbarkeit und dadurch auch in der Primärproduktion sowie Besiedelung durch Makrophyten wider (Trémolières et al., 1993; Heiler et al., 1995; Hein et al., 1999; Amoros & Bornette, 2002). Ebenso wirkt sich das Alter eines Standortes direkt auf das Entwicklungspotential und den Altersaufbau der Auenvegetation aus. Neben der fehlenden Dynamik und der Überalterung der Auenstandorte veränderten sich v. a. durch die Regulierung auch noch andere Standortbedingungen, wie Bodenbeschaffenheit (z.B. veränderte Körnung der bei Hochwasser abgelagerten Sedimente und damit veränderter Wasserhaushalt), Dauer und Höhe von Überstauungen sowie Grundwassereinfluss (Flurabstände).



Abbildung 24:
beim Hochwasser August 2002 im Machland abgelagerte Feinsedimente; die Sedimenthöhen betragen flächig bis zu 60 cm und erreichten lokal in Uferbereichen mehr als 1 m

Aus der Verschneidung der digitalen Geländemodelle ergibt sich zwischen 1812 und 1991 eine Materialablagerung von netto ca. 14 Mio. m³ im gesamten Untersuchungsgebiet, wobei rund 20 Mio. m³ erodiert/technisch entfernt und ca. 34 Mio. m³ sedimentiert/deponiert wurden [2, 8]. Dies entspricht einer Nettoablagerung von ca. 1,3 Mio. m³ je Strom-km. Alleine im Zuge des 100-jährlichen Hochwassers 2002 lagerten sich

zusätzlich insgesamt 1,9 Mio. m³ Feinsedimente (größtenteils Schluff und Feinsand) im selben Gebiet ab (Abbildung 24; Werner Consult & ARGE 2D-Modell Machland, 2005).

Auch vor der Regulierung wurden natürlicherweise bei Hochwässern große Mengen an Sedimenten im Auegebiet abgelagert, wodurch sich die Geländeoberkante in Relation zum Wasserspiegel ständig erhöhte und die Flurabstände zunahm (der Feinsedimenthorizont betrug früher im Projektgebiet rund 2,5 – 2,8 m; Höchsmann, 1848; Roidtner, 1859). Jedoch wurde diese Entwicklung durch die seitliche Verlagerung der Flussarme wieder ausgeglichen, indem v. a. in den Pralluferbereichen höheres, zumeist älteres Auegelände der Erosion unterlag. Die präsentierten Daten verdeutlichen, dass sich die Standortbedingungen der Auevegetation alleine durch die massiven Feinsedimentauflagen der letzten 150 Jahre stark verändert haben.

Bereits im 19. Jhd. erfolgte eine regulierungsbedingt starke Eintiefung der Donausohle, welche abschnittsweise annähernd 2 m erreichte [2]. In den 1960ern fand im Zuge der Unterwassereintiefung des neu errichteten Kraftwerkes Wallsee-Mitterkirchen abermals eine Austiefung der Donausohle um bis zu ca. 1 m statt.

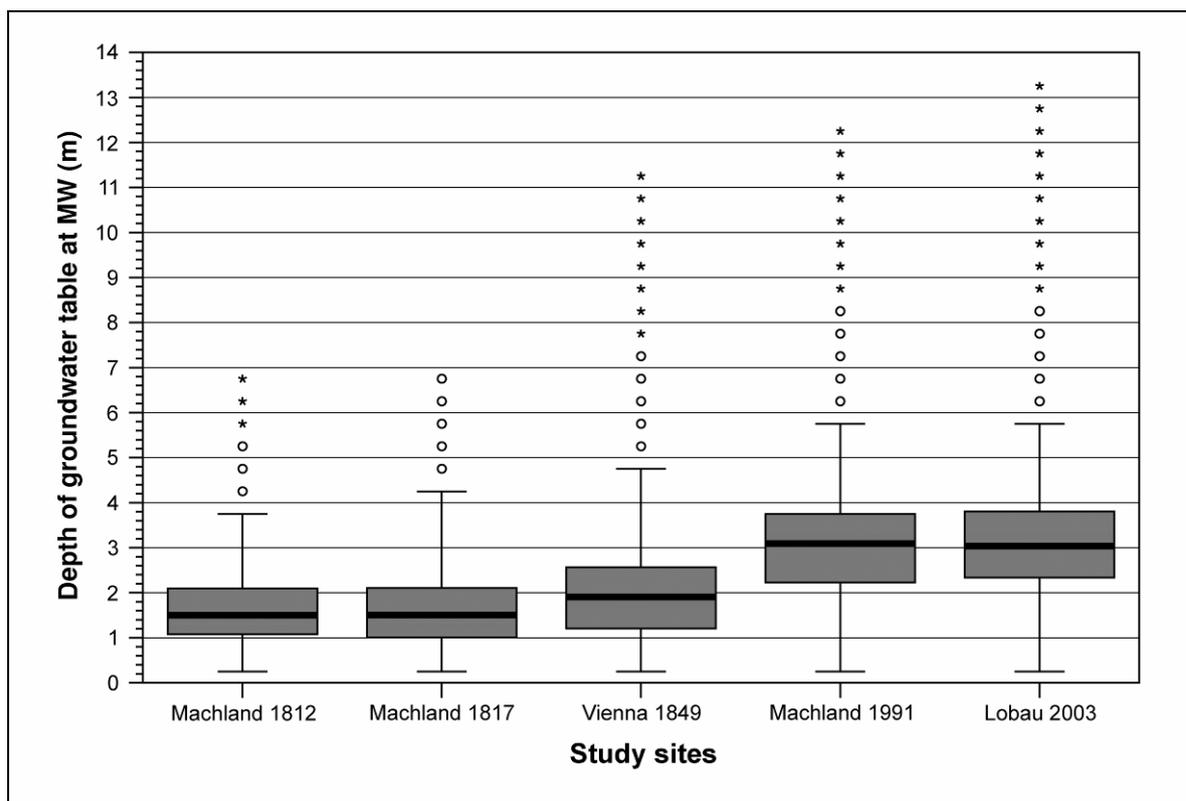


Abbildung 25: Historische und aktuelle Verteilungen der Flurabstände bei MW im Auegebiet der aktiven Zone – Vergleich Machland 1812/1817/1991 mit Wien 1849 und Lobau 2003 (die Medianwerte weichen geringfügig von den im Text beschriebenen mittleren gewichteten Flurabständen ab; [8]; Herrnegger, 2007).

Durch diese Maßnahmen kam es zu einer erheblichen Wasserspiegelabsenkung und zu einer vertikalen Entkoppelung zwischen den Niveaus des Donau-Wasserspiegels und des Augebietes, welche sich heute in signifikant vergrößerten Flurabständen äußert. Gemäß der Rekonstruktion der ehemaligen Grundwasserspiegellagen betrug 1812 der mittlere flächenmäßig gewichtete Flurabstand bei MW in der aktiven Zone ca. 1,6 m ([2]; vgl. Karte Nr. 17 im Anhang). Dieser erhöhte sich bis 1991 auf rund 3,0 m bei MW (basierend auf GW-Pegelwerten), wodurch sich neben der verringerten Dynamik der Standorte die Bedingungen für die potentielle Vegetation der Donau-Auen zusätzlich veränderten (Karte Nr. 18 und Beilage Nr. 25). Durch die Abdämmung des Stauraumes erfolgte zusätzlich eine weitgehende laterale Entkoppelung von Donau und Augebiet. Abbildung 25 verdeutlicht, dass diese Entwicklung nicht nur auf das Machland beschränkt ist, sondern zwischen 1849 und 2003 auch im Bereich der (ehemaligen) Wiener Donau-Auen in ähnlicher Weise aufgetreten ist ([8]; Herrnegger, 2007).

Aufgrund der größeren Flurabstände, den stärkeren Feinsedimentauflagen und der geänderten Überflutungshäufigkeit/-dauer würde heute die potentielle Auenvegetation anders aufgebaut sein, als dies unter natürlichen Bedingungen der Fall war: Pioniervegetation auf offenen Sedimentflächen und Weidenbusch-Gesellschaften wären kaum mehr vorhanden (vgl. Karten Nr. 23 und 24). Der Anteil der Weiden-Au (inkl. Pioniervegetation und Weidengebüsche) am gesamten bestockten Augebiet einschließlich der älteren Terrasse des Unteren Hochflutfeldes würde potentiell noch ca. 19 % betragen, während der natürliche Referenzwert im Jahr 1812 bei mehr als 50 % lag. (bezogen auf die Vegetationsflächen der AZ entspricht dies einem Rückgang von vormals 80 % auf 26 %; basierend auf [9, 7]). Zu beachten ist bei diesem Vergleich allerdings, dass sich auch die hydrologischen Standortsbedingungen wesentlich geändert haben. Während die Entwicklung der Weiden-Au im Referenzzustand 1812 primär auf der hohen Umlagerungsdynamik und damit morphologisch jungen Standorten beruhte, ist heute vor allem der in Teilbereichen nach wie vor hohe Grundwasserstand gepaart mit länger andauernder Überstauung in den Verlandungszonen des Auen-Poldersystems ausschlaggebend.

Im Gegensatz zu 1812 würde heute der Anteil der Grauerlen-Eschen-Austandorte erheblich größer sein und sich von vormals 38 % auf nunmehr 53 % des gesamten bewachsenen Augebietes erhöhen (bzw. in der AZ von vormals 2,5 % auf 30 %).

4.3 VERGLEICHBARKEIT DER ALLUVIALEN DONAUABSCHNITTE

Da die ausgewerteten Daten bzgl. der Ausprägung der weitgehend natürlichen Donau-Flusslandschaft im östlichen Machland als Referenzwerte für Restaurationsmaßnahmen in ähnlichen Donauabschnitten herangezogen wurden bzw. werden, stellt sich die Frage, inwiefern dieser Abschnitt mit den anderen alluvialen Auegebieten der Donau flussmorphologisch vergleichbar ist. Weitere, bereits abgeschlossene Studien ermöglichen erste vergleichende Analysen zwischen dem östlichen Machland (Strom-km 2094,4-2084,0), der Donau bei Wien im Jahr 1849 (Strom-km 1934-1922), der Lobau 1726 – 1817 (Strom-km 1924-1908) sowie dem Abschnitt Petronell – Bad Deutsch-Altenburg 1817 (Strom-km 1892-1882) (Eberstaller-Fleischanderl & Hohensinner, 2004; Herrnegger, 2007; Hohensinner & Schuch, 2008; Schuch, 2008; vgl. Abbildung 26).

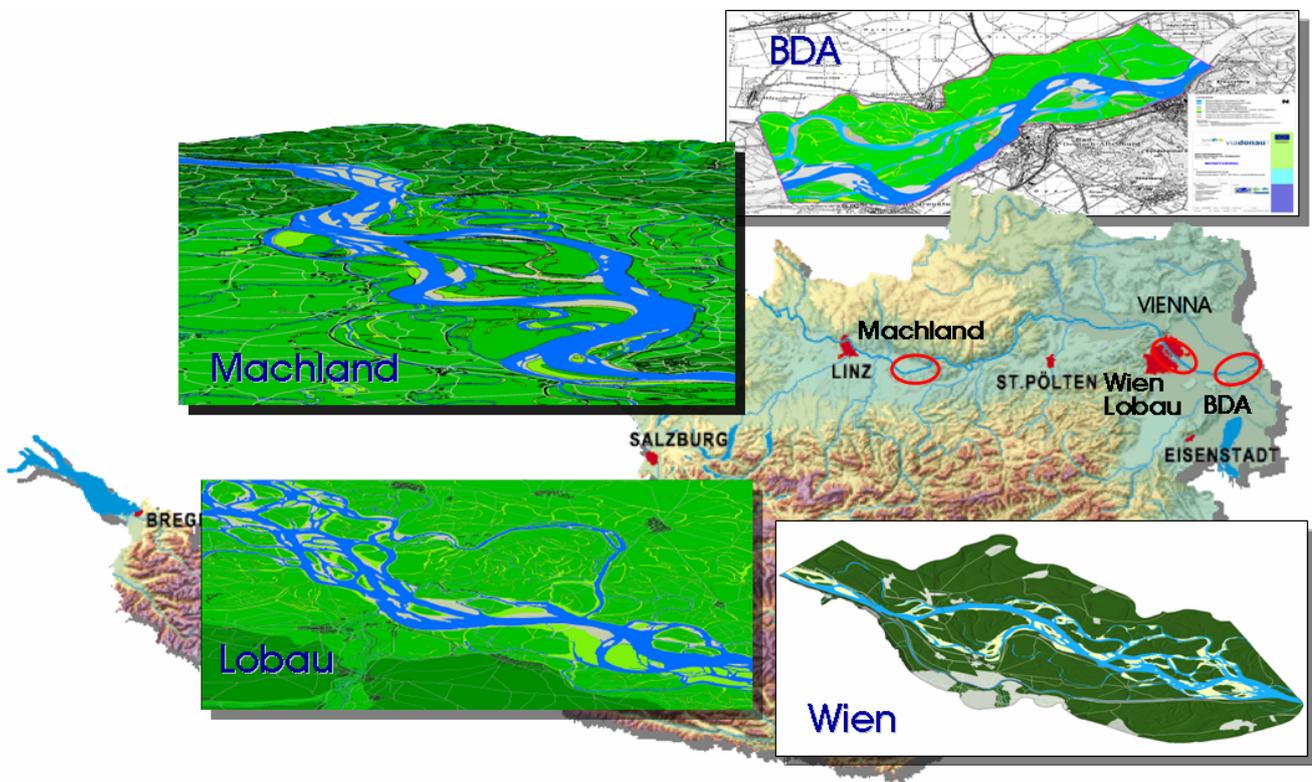


Abbildung 26: Untersuchte historische Fluss-Auensysteme der österreichischen Donau (BDA = Bad Deutsch-Altenburg).

Das östliche Machland stellt ein sehr schmales, aufgrund der äußeren Rahmenbedingungen besonders dynamisches Fluss-Auensystem dar (vgl. Kapitel 4.1.1), während die *Zone der rezenten Mäander* bzw. die flussmorphologisch *aktive Zone* der Neuzeit (AZ) im Wiener Bereich und in der Lobau die größte laterale Ausdehnung an der österreichischen Donau erreichen [7, 8]. Die besondere Lage flussab der *Wiener Pforte*

und die geomorphologischen Bedingungen des Wiener Beckens begünstigten in Wien und in der Lobau die Ausformung einer sehr breit angelegten Flusslandschaft [8].

Dadurch waren – im Gegensatz zum Machland – vor der Regulierung nicht alle Bereiche des Auegebietes direkt von der intensiven Umlagerungsdynamik der Donau betroffen. Folglich war der Anteil der stabileren Bereiche in der aktiven Zone bzw. im gesamten Auegebiet wesentlich höher, wodurch auch der Anteil der weiter entwickelten potentiellen Auwaldgesellschaften größer als im Machland war [7]. Der Flussabschnitt bei Bad Deutsch-Altenburg (BDA) entspricht aufgrund der Lage flussauf der Thebener Pforte und der lateralen Ausdehnung des Auegebietes eher dem östlichen Machland.

Auswertungen der Wasserbedeckung bei Niederwasser (NW) und Mittelwasser (MW) zeigten, dass diese in absoluten Werten gemessen (ha/km Luftlinie) unabhängig von der Ausdehnung des Auegebietes in den verschiedenen Donauabschnitten sehr ähnlich war. Andererseits unterscheidet sich die Wasser-Land-Verzahnung (Uferentwicklung) gemessen als Länge der Uferlinie bei NW und sommerlichem Mittelwasser (SMW) (km/km Luftlinie) sehr stark. Berücksichtigt man jedoch nur die Uferlinien der Donau-Gewässer (ohne Zubringer im Auegebiet, die im Machland stark ins Gewicht fallen), so zeigen die beiden schmälere Auegebiete Machland und bei BDA mit ca. 14 – 15 km bei NW und 13 – 14 km bei SMW sehr ähnliche Werte [8].

Um die hydrologischen Standortsbedingungen der Auenvegetation in den verschiedenen Auegebieten zu beschreiben, wurden auch die mittleren Flurabstände bei MW verglichen. Während der Flurabstand in der aktiven Zone des Machlandes 1812 im Mittel rund 1,6 m betrug, ergibt die Rekonstruktion für Wien 1849 1,9 m (vgl. Abbildung 25; Herrnegger, 2007; [8]).

Im Rahmen des Naturversuches BDA zum *Flussbaulichen Gesamtprojekt Donau östlich von Wien* wurde ein Vergleich der verschiedenen Donauabschnitte anhand von 54 hydromorphologischen Parametern vorgenommen. Auf Basis dieser Parameter ergab sich kein eindeutiges Bild bzgl. der Vergleichbarkeit der Donauabschnitte. Jeder Abschnitt spiegelte offensichtlich vor der Regulierung die spezifischen örtlich vorherrschenden Rahmenbedingungen wider.

Betrachtet man jedoch die räumlich übergeordneten Charakteristika auf Ebene der gesamten Flusslandschaft (wie mittlere/maximale Breite der AZ, Intensität der Verzweigung, totale Sinuosität, mittlere Profildbreite aller Gewässer entlang von Transekten, etc.), so zeigt sich eindeutig, dass sich die beiden schmälere ausgeprägten Flusslandschaften im östlichen Machland und bei BDA einander näher stehen (vgl. aktive Zone in Abbildung 27).

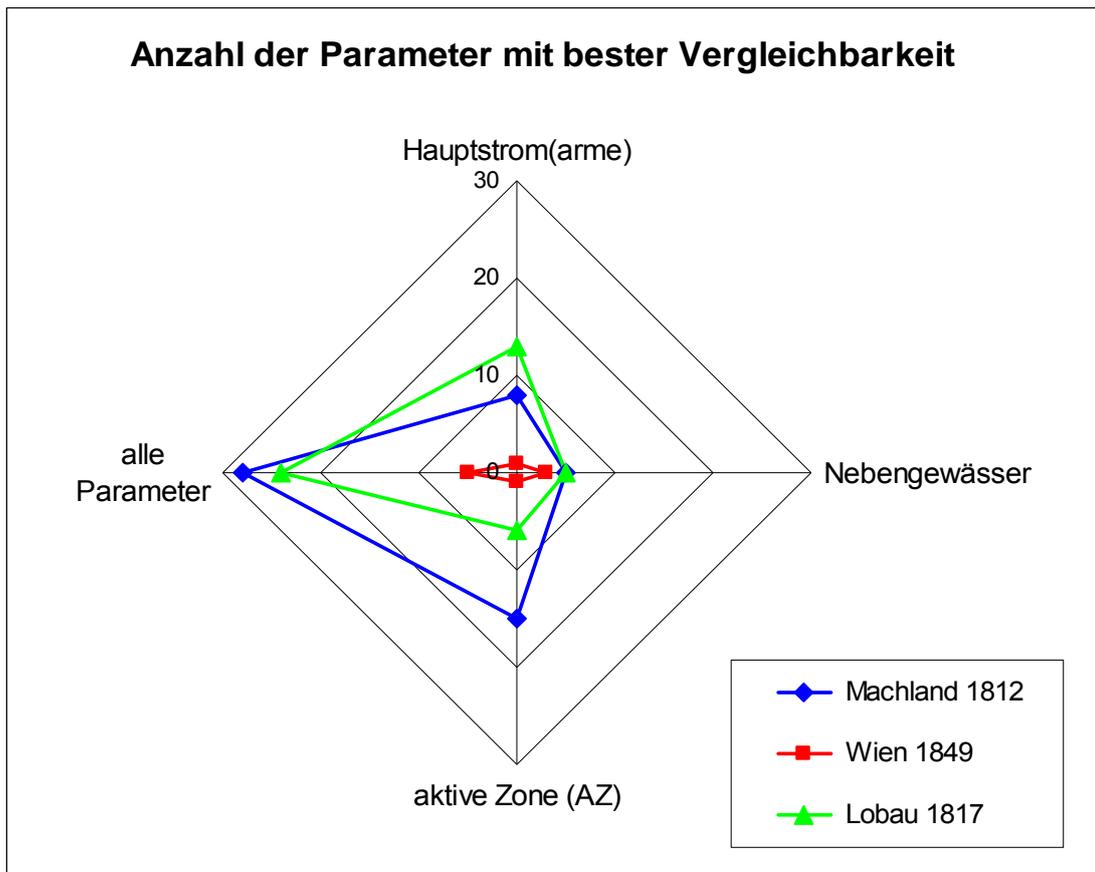


Abbildung 27: Anzahl der Parameter je historischer Referenzstrecke, die mit dem Abschnitt Bad Deutsch-Altenburg (BDA) 1817 am besten vergleichbar sind (gesondert für Hauptstrom, Nebengewässer, gesamte aktive Zone und alle Parameter zusammen; je größer der Wert, desto besser ist die jeweilige Referenzstrecke mit dem Abschnitt BDA 1817 vergleichbar; Hohensinner & Schuch, 2008).

Dieser Befund wird auch von Valentin Streffleur, dem eigentlichen Urheber der bekannten Pasetti-Karte, unterstützt, der 1851 diese beiden Donauabschnitte in einer Abhandlung über historische Wasserstandsbeobachtungen aufgrund ihrer hohen hydrologischen und morphologischen Dynamik und ihrer besonderen Lage flussauf von Talengen vergleicht (Machland: Strudengau; BDA: Thebener Pforte; Streffleur, 1851):

„Die auffallendsten Schwankungen in den Niveau-Verhältnissen ergeben sich endlich vor Strom-Engen (Durchbrüchen) in der Donau, z.B. vor dem Struden, vor Theben etc. An solchen Stellen verändert auch das Wasser am öftesten seinen Lauf in Folge der sich bei Hochwasser stets vor der Verengung ablagernden Geschiebe.“

Folglich scheinen primär die räumlich übergeordneten (*large scale*) Parameter, wie die Lage in Bezug zu flussab/flussauf gelegenen Donau-Durchbruchstrecken, die Nähe geschiebereicher alpiner Zubringer und die geomorphologischen Rahmenbedingungen (Beckenumrahmung, -tektonik), entscheidend für die Vergleichbarkeit alluvialer

Donauabschnitte und damit für die Übertragbarkeit von Referenzdaten zu sein. Die kartografischen Auswertungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit und die historischen Beschreibungen von Streffleur (1851) sowie Roidtner (1859, siehe Kapitel 4.3) legen den Schluss nahe, dass die Flusslandschaft im östlichen Machland als einer der Donauabschnitte (eventuell sogar *der* Abschnitt) mit der natürlicherweise höchsten Umlagerungsintensität an der österreichischen Donau anzusehen ist.

5. LITERATUR

Anmerkung:

Artikel und Manuskripte, die Teil der Dissertation sind, sind dem folgenden Kapitel 8 Artikel/Manuskripte zu entnehmen (= im Text mit [] zitierte Literatur).

- Amoros, C. & Bornette, G. (2002): Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. In: Tockner, K., Ward, J.V., Kollmann, J. & Edwards, P.J. (Eds.), *Freshwater Biology, Special Issue: Riverine Landscapes*, 47 (4), Blackwell Science, Oxford, S. 761-776.
- Amoros, C., Richardot-Coulet, M. & Pautou, G. (1982) : Les `ensembles fonctionnels´: des entités écologiques qui traduisent l'évolution de l'hydrosystème en intégrant la géomorphologie et l'anthropisation (exemple du Haut-Rhone francais). *Revue de Géographie de Lyon*, 57, S. 49-62.
- Amoros, C., Roux, A.L., Reygrobellet, J.L., Bravard, J.P. & Pautou, G. (1987): A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers: Research and Management*, 1, S. 17-36.
- Amoros, C. & Roux, A.L. (1988): Interactions between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. In: Schreiber, K.-F. (Ed.), *Connectivity in Landscape Ecology, Münstersche Geographische Arbeiten*, 29, S. 125-130.
- Bormann, F.H. & Likens, G.E. (1979a): *Patterns and Process in a Forested Ecosystem*. Springer-Verlag, New York, 267 S.
- Bormann, F.H. & Likens, G.E. (1979b): Catastrophic disturbance and the steady state in northern hardwood forests. *American Scientist*, 67, S. 660-669.
- Bravard, J.P., Amoros, C. & Pautou, G. (1986): Impacts of civil engineering works on the succession of communities in a fluvial system: a methodological and predictive approach applied to a section of the Upper-Rhone River. *Oikos*, 47, S. 92-111.
- Connell, J.H. & Sousa, W.P. (1983): On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *American Naturalist*, 121, S. 789-824.
- Dynesius, M. & Nilsson, C. (1994): Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science*, 266, S. 753-762.
- Eberstaller-Fleischanderl, D. & Hohensinner, S. (2004): *Donau 1726 – 2001. Flussmorphologische Entwicklung der Donau im Wiener Teil des Nationalparks Donau-Auen (Bereich Lobau, Strom-km 1924,4 – 1907,6)*. Endbericht im Auftrag der MA 49 Forstamt und Landwirtschaftsbetrieb der Stadt Wien, 59 S.
- EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Luxemburg, 151 S.

- Friderich, J. (1812): „Geometrisch = hydrotechnische Aufnahme des Donaustromes von dem Markte Hütting und Wallsee über Dorna und Ardacker bis zur Donau=Enge – dem sogenannten Saurüsl. Drey Blätter mit I, II, und III bezeichnet. k. k. BauDirection. Lagepläne mit Anmerkungen und Längenschnitt, OÖLA, Stromkarten-Mappen Donau.
- Gruber, O. (1960): Hydrologische Untersuchung Machland vor und nach Stauerrichtung (KW Ybbs/Persenbeug). nicht publizierte Studie im Auftrag der DoKW AG, Wien.
- Haidvogel, G. (2008): Von der Flusslandschaft zum Fließgewässer. Die Entwicklung ausgewählter österreichischer Flüsse im 19. und 20. Jahrhundert mit besonderer Berücksichtigung der Kolonisierung des Überflutungsraumes. Dissertation an der Universität Wien.
- Heiler, H., Hein, T., Schiemer, F. & Bornette, G. (1995): Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspect for the integrity of a river-floodplain system. *Regulated Rivers: Research and Management*, 11, S. 351-361.
- Hein, T., Barany, C., Heiler, G., Holarek, C., Riedler, P. & Schiemer, F. (1999): Hydrology as a major factor determining plankton development in two floodplain segments and the Danube River, Austria. *Archiv für Hydrobiologie, Supplementband*, 115, S. 439-452.
- Herrnegger, M. (2007): Historische Hydromorphologie und Geländetopografie der Wiener Donau-Auen. Diplomarbeit am Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Universität für Bodenkultur Wien, 142 S. mit Kartenbeilagen.
- Hohensinner, K. & Wiesinger, P. (2003): Die Ortsnamen der politischen Bezirke Perg und Freistadt (Östliches Mühlviertel). Ortsnamenbuch des Landes Oberösterreich, Band 11, Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, 279 S. mit Kartenanhang.
- Hohensinner, S. & Schuch, M. (2008): Naturversuch Bad Deutsch-Altenburg – Premonitoring Endbericht, Arbeitspaket B2a Landschaftsdynamik/Leitbild. In: Schiemer, F., Habersack, H. & Schabuss, M. (Eds.), Endbericht im Auftrag der via donau – Österreichische Wasserstraßen-Gesellschaft mbH.
- Höchstmann, A. (1848): Stromregulierung. Bericht zur Karte „Hydrotechnischer Plan der Donau-Strecke von Nieder Wallsee bis Ardagger zum Behufe der Strom Regulierung mit Bezug auf das beigelegte Programm“. Manuskript nicht veröffentlicht in privatem Besitz, Wien, 27 S.
- Huston, M.A. (1979): A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist*, 113, S. 81-101.
- Huston, M.A. (1994): *Biological Diversity: The Coexistence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge University Press, New York.
- Jungwirth, M. (1998): River Continuum and Fish Migration – Going Beyond the Longitudinal River Corridor in Understanding Ecological Integrity. In: Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S. (Eds.), *Fish Migration and Fish Bypasses*, Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford, S. 19-32.
- Junk, W., Bayley, P.B. & Sparks, R.E. (1989): The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, S. 110-127.

- Kohl, H. (1990): Kompilierte Geologische Karte 1 : 20.000 des OÖ. Zentral- und Donauraumes. Berichte der Geologischen Bundesanstalt, 20, Wien.
- Kohl, H. (2000): Das Eiszeitalter in Oberösterreich. Abriss einer Quartärgeologie von Oberösterreich. Schriftenreihe des oberösterreichischen Musealvereines, 17, 487 S.
- Kondolf, G.M. & Larson, M. (1995): Historical channel analysis and its application to riparian and aquatic habitat restoration. *Aquatic Conservation*, 5, S. 1-18.
- Marinoni, J.J. (1714/15): "Mappa. Über der zwischen dem in Ober=Oesterreich gelegenen Stiff und Closter Baumgartenberg an einen, dann der in unter Oest: gelegenen Herrschaft Nieder Wallsee geweste Jagdstrittigkeit, welche aber auf vermittlung, der ..."; es existieren mehrere Ausfertigungen dieser Karte in öffentlichen Archiven (z.B. NÖLB Kartensammlung B III 148) und in privatem Besitz (Herrschaftsarchiv Schloss Wallsee).
- Marinoni, J.J. (1751) : *De re ichnographica, cujus hodierna praxis exponitur, et propriis exemplis pluribus illustrator.* ÖNB 568676-C.
- Middelkoop, H., Schoor, M.M., Babich, D.B., Alabyan, A.M., Shoubin, M.A., van den Berg, J.H., de Kramer, J. & Dijkstra, J. (2005): Bio-morphodynamics of the Lower Volga river – a reference for river rehabilitation in The Netherlands. *Archiv für Hydrobiologie, Supplementband, 155, Large Rivers*, 15 (1-4), S. 89-103.
- Muhar, S. (1994): Stellung und Funktion des Leitbildes im Rahmen von Gewässerbetreuungskonzepten. *Wiener Mitteilungen, Gewässerbetreuungs-konzepte – Stand und Perspektiven* 120, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft und Universität für Bodenkultur, Wien, S. 135-158.
- Muhar, S., Schmutz, S. & Jungwirth, M. (1995): River restoration concepts – goals and perspectives. *Hydrobiologia*, 303, S. 183-194.
- Naiman, R.J. & Decamps, H. (1990): *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones.* Man and the Biosphere Series 4, UNESCO, The Parthenon Publishing Group, Carnforth, 316 S.
- Naiman, R.J. & Decamps, H. (1997): *The Ecology of Interfaces: Riparian Zones.* Annual Review of Ecological Systems, 28, S. 621-658.
- Nanson, G.C. & Croke, J.C. (1992): A genetic classification of floodplains. *Geomorphology*, 4, S. 459-486.
- Nanson, G.C. & Knighton, A.D. (1996): Anabranching rivers: their cause, character and classification. *Earth Surface Processes and Landforms*, 21, S. 217-239.
- Pasetti, F. Ritter v. (1862): Notizen über die Donauregulierung im österreichischen Kaiserstaate bis zu Ende des Jahres 1861 mit Bezug auf die im k. k. Staatsministerium herausgegebenen Übersichts-Karte der Donau. Wien, 39 S.
- Petts, G.E. (1989): Historical analysis of fluvial hydrosystems. In: Petts, G.E., Möller, H. & Roux, A.L. (Eds.), *Historical Change of Large Alluvial Rivers: Western Europe.* John Wiley & Sons, Chichester, S. 1-18.
- Petts, G.E. & Amoros, C. (1996): *Fluvial Hydrosystems.* Chapman & Hall, London, 336 S.
- Pillwein, B. (1827): *Geschichte, Geographie und Statistik des Erzherzogthums Oesterreich ob der Enns und des Herzogthums Salzburg.* Band I, Linz.

- Puckridge, J.T., Sheldon, F., Walker, K.F. & Boulton, A.J. (1998): Flow variability and the ecology of large rivers. *Marine Freshwater Research*, 49, S. 55-72.
- Raab, F.A. Ritter v. (1770/71): „Gründlicher Unterricht über das Geschäft der Schiffbarmachung der Flüsse in den k. k. Erbstaaten, welches unter keiner der vorhergehenden Regierungen ... bis auf die Zeiten ... Maria Theresias und Josephs II. ... mit wahrer Aufmerksamkeit einzuleiten angefangen worden ...“. Hofkammerarchiv, HS 317, S. 1-114.
- Robinson, C.T., Tockner, K. & Ward, J.V. (2002): The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47, S. 661-677.
- Roidtner, J. (1859): Die Regulierung des Donau-Hollers im Strombecken oberhalb des Strompasses bei Grein. In: Förster, C.F. (Ed.), *Allgemeine Bauzeitung*, 9 (10), S. 244-252 mit Kartenbeilage.
- Roux, A.L., Bravard, J.P., Amoros, C. & Pautou, G. (1989): Ecological Changes of the Upper Rhone River Since 1750. In: Petts, G.E., Möller, H. & Roux, A.L. (Eds.), *Historical Change of Large Alluvial Rivers: Western Europe*. John Wiley & Sons, Chichester, S. 323-350.
- Schmautz, M., Aufleger, M. & Strobl, T. (2000): Wissenschaftliche Untersuchung der Geschiebe- und Eintiefungsproblematik der österreichischen Donau. Bericht im Auftrag der Austrian Hydro Power AG (AHP), Wien.
- Schmidthaler, M. (1997): Die Landnutzung im Machland-Süd landschaftsplanerisch betrachtet. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien, 120 S. mit 3 Beilagen.
- Schuch, M. (2008): Flussmorphologisches Premonitoring zum Naturversuch des Flussbaulichen Gesamtprojektes Donau östlich von Wien. Diplomarbeit am Institut für Hydrobiologie & Gewässermanagement, Universität für Bodenkultur Wien.
- Schweiger-Lerchenfeld, A. Freiherr v. (1896): Die Donau als Völkerweg, Schifffahrtsstraße und Reiseroute. 949 S. mit Beilagen.
- Slezak, F. (1975): Frühe Regulierungsversuche im Donaustrudel bei Grein (1574-1792). Der Donauraum. *Zeitschrift für Donauforschung*, 20, S. 58-90.
- Stanford, J.A. (1998): Rivers in landscape: introduction to the special issue on riparian and groundwater ecology. *Freshwater Biology*, 40, S. 402-406.
- Stanford, J.A. & Ward, J.V. (1993): An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *Journal of the North American Benthological Society*, 12, S. 48-60.
- Streffleur, V. (1851): Einiges über Wasserstands-(Pegel-)Beobachtungen und deren Aufzeichnungen. *Sitzungsberichte der mathematisch-naturwissenschaftliche Classe, Kaiserliche Akademie der Wissenschaften, Wien*, 7 (1), S. 745-756.
- Swetnam, T.W., Allen, C.D. & Betancourt, J.L. (1999): Applied historical ecology: using the past to manage for the future. *Ecological Applications*, 9 (4), S. 1189-1206.
- Tockner, K., Baumgartner, C., Schiemer, F. & Ward, J.V. (2000a): Biodiversity of a danubian floodplain: structural, functional and compositional aspects. In: Gopal, B., Junk, W.J. & Davis, J.A. (Eds.), *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*, Volume 1, Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands, S. 141-159.

- Tockner, K., Malard, F. & Ward, J.V. (2000b): An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*, 14, S. 2861-2883.
- Tockner, K., Paetzold, A., Karaus, U., Claret, C. & Zettel, J. (2006): Ecology of braided rivers. In: Sambrook Smith, G.H., Best, J., Bristow, C. & Petts, G.E. (Eds.), *Braided Rivers*. IAS Special Publication, Blackwell Publisher.
- Trémolières, M., Eglin, I., Roeck, U. & Carbinier, R. (1993): The exchange process between river and groundwater on the Central Alsace floodplain (Eastern France). I. The case of a canalised river. *Hydrobiologia*, 254, S. 133-148.
- Ward, J.V. & Stanford, J.A. (1995a): Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management*, 11, S. 105-119.
- Ward, J.V. & Stanford, J.A. (1995b): The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research and Management*, 10, S. 159-168.
- Ward, J.V., Tockner, K. & Schiemer, F. (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management*, 15, S. 125-139.
- Ward, J.V. & Tockner, K. (2001): Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology*, 46, S. 807-819.
- Ward, J.V. & Wiens, J.A. (2001): Ecotones of riverine ecosystems: Role and typology, spatio-temporal dynamics, and river regulation. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 1, S. 1-12.
- Werner Consult ZT-Gemeinschaft & ARGE 2D-Modell Machland Schulz, R. – Nujic, M. (2005): Donau-Hochwasserschutz Machland, Umweltverträglichkeitserklärung, Einreichdetailprojekt 2003, Vorhaben – Betriebsphase. Technischer Bericht im Auftrag des Hochwasserschutzverbandes Donau – Machland, Projektleitung Amt der OÖ. Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft, 200 S. mit Planbeilagen.
- Wolfert, HP. (2001): Geomorphological Change and River rehabilitation. Case Studies on Lowland Fluvial Systems in the Netherlands. *Alterra Scientific Contributions*, 6, 200 S.

6. ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

- AZ** aktive Zone = jener Bereich des Fluss-Auensystems, der unmittelbar durch dynamische flussmorphologische Prozesse (Umlagerungen) unter den hydrologischen Bedingungen der Neuzeit (seit ca. 1500) geprägt wurde; die AZ ist flächenmäßig kleiner als das gesamte postglaziale Alluvium
- BDA** Bad Deutsch-Altenburg (in dieser Arbeit ist der bei BDA liegende Donauabschnitt gemeint)
- BW** bordvoller Wasserstand
- CI** Connectivity-Index = Maß für die Intensität der Gewässervernetzung (hydrologische Konnektivität) einer Flusslandschaft, berechnet aus den Flächenanteilen der Habitattypen und deren jeweiliger Anbindungsintensität; siehe [5]
- DGM** digitales Geländemodell (in dieser Arbeit als trianguliertes irreguläres Netzwerk ausgeführt)
- EFA** *elevated floodplain area* = hoch liegendes, zumeist älteres Auegebiet (Endpunkt der Habitatsukzession)
- Eu A** Eupotamon A = aquatische Habitate des Hauptstromes bzw. der Hauptstromarme (Ausgangspunkt der Habitatsukzession)
- Eu B** Eupotamon B = bei NW durchströmte, lotische Nebenarme
- GOK** Geländeoberkante des Augeländes
- HW** Hochwasser(stand); in den Kartenbeilagen teilweise auch als HQ bezeichnet
- LW** low water, Niederwasser(stand)
- MW** Mittelwasser (mittlerer jährlicher Wasserstand)
- NW** Niederwasser(stand)
- Para A** Parapotamon A = dynamische Altarme, die bei Wasserständen zwischen NW und SMW durch unbewachsene Sedimentflächen unterbrochen sind
- Para B** Parapotamon B = einseitig angebundene Altarme; das andere Ende ist durch Vegetationsflächen vom Gewässernetz abgetrennt
- Plesio** Plesiopotamon (inkl. Paläopotamon) = isolierte Altwässer, die vollständig von Vegetationsflächen umgeben sind

- SMW** sommerliches Mittelwasser = Mittelwasser(stand) der Vegetationsperiode (im Machland vor Regulierung um 0,4 m höher als MW); in den Kartenbeilagen teilweise als MW_{Sommer} bezeichnet
- UHF** *Unteres Hochflutfeld* = ältere und daher geringfügig höhere alluvialen Terrasse, die im Machland bereits während der Römerzeit oder im Früh-/Hochmittelalter entstanden ist
- VABB** *vegetated are below bankfull* (Vegetationsflächen unter bordvollem Wasserstand) = tief liegende Vegetationsbereiche, wie Uferzonen, kleine Inseln, Gräben und Senken des Auegebietes

7. ABBILDUNGSVERZEICHNIS

| | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Abbildung 1: Historische Darstellung der Donau-Auen im östlichen Machland; Franziszeische Landesaufnahme 1811 (Quelle: Kriegsarchiv, ÖStA)..... | 4 |
| Abbildung 2: Altarm „Entenlacke“ im Projektgebiet südlich von Saxen: bis 1857 Hauptstrom der Donau (Foto: R. Gattringer, G. Freinschlag, Naturschutzbund Machland Nord) | 5 |
| Abbildung 3: regulierte Donau westlich von Wallsee mit Kraftwerk Wallsee-Mitterkirchen (Foto: S. Hohensinner)..... | 10 |
| Abbildung 4: Lage des Untersuchungsgebietes im östlichen Machland (Strom-km 2094,4-2084,0) (Quelle: Hohensinner, [4]) | 12 |
| Abbildung 5: Abgrenzung des Untersuchungsgebietes in der Situation von 1812 – gesamtes Auegebiet/Untersuchungsgebiet (total floodplain) und aktive Zone (AZ) (Quelle: Hohensinner, [6])..... | 13 |
| Abbildung 6: Schematische Höhenzonierung unterschiedlicher Auenbereiche im Machland 1812 in Relation zum Pegelnullpunkt (= Niederwasser) basierend auf Auswertungen historisch gemessener Höhenkoten (Quelle: Hohensinner, [5]) | 14 |
| Abbildung 7: Überflutungen im Projektgebiet beim 100-jährlichen Hochwasser 2002; Blick von Ardagger flussauf Richtung Wallsee; im Vordergrund: enge Talpforte des Strudengaues (Dornacher Enge) (Foto: Urheber unbekannt)..... | 14 |
| Abbildung 8: Vorschlag zur Regulierung der Donau östlich von Wallsee (Quelle: Höchsmann, 1848)..... | 16 |
| Abbildung 9: Untersuchungsgebiet im Jahr 1991 (Quelle: Hohensinner, [6])..... | 17 |
| Abbildung 10: Methodik der Vermessungsarbeiten im Projektgebiet zwischen Wallsee und Ardagger in den Jahren 1714/15; Illustration aus dem Lehrbuch zur Vermessungskunde „ <i>De re ichnographica ...</i> “ von J. J. Marinoni (Quelle: Marinoni, 1751)..... | 19 |
| Abbildung 11: Digitales Geländemodell 1812 erstellt mittels Autodesk Land Desktop als trianguliertes irreguläres Netzwerk (TIN) auf Basis historischer Vermessungsdaten (Quelle: Hohensinner)..... | 20 |
| Abbildung 12: Methodik der räumlich-zeitlichen Analysen dargestellt am Beispiel der Periode 1812 – 1817: chronologische Aufzeichnung des Habitattypwechsels und Berechnung des maximal möglichen Habitatalters je Rasterzelle (Quelle: Hohensinner, [4]) | 21 |
| Abbildung 13: Flächenentwicklung ausgewählter Habitattypen in % des gesamten Untersuchungsgebietes 1715 – 1991 (Quelle: Hohensinner, [5])..... | 24 |
| Abbildung 14: Mittlere Abweichungen ausgewählter Habitatparameter vom jeweiligen Mittelwert, der natürlicherweise zwischen 1715 und 1821 auftrat (%) – Vergleich mit der Anfangsphase der Regulierung und zu Ende/nach der Regulierung (Quelle: Hohensinner, [5]) | 27 |

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Abbildung 15: Veränderungen der Habitate zwischen 1812 und 1817 – Habitatsukzession/Verlandung, Habitatregeneration/Erosion und gleich bleibende Habitate (Quelle: Hohensinner, [3]) | 29 |
| Abbildung 16: Altersverteilung einseitig angebundener Altarme 1817 – 1991 vor der Regulierung, während und nach der Regulierung (Quelle: Hohensinner, [3])..... | 31 |
| Abbildung 17: Altersverteilung des gesamten vegetationsbedeckten Auegebietes in der aktiven Zone 1817 – 1991 vor der Regulierung, während und nach der Regulierung (Quelle: Hohensinner, [4]) | 32 |
| Abbildung 18: Entwicklung des Median-Alters und des mittleren gewichteten Alters der gesamten aktiven Zone 1817 – 1991 (Quelle: Hohensinner, [4]) | 33 |
| Abbildung 19: Hypothetischer Lebensdauer-Zyklus der Habitate beginnend beim Hauptstrom (Eupotamon A) bis zum Endpunkt der Habitatsukzession (= höher liegendes/älteres Auegelände EFA) berechnet auf Basis des Median-Alters (Periode 1812 – 1821) (Quelle: Hohensinner, [4]) | 34 |
| Abbildung 20: regulierte Donau im Machland östlich von Wallsee (Foto: S. Hohensinner) | 36 |
| Abbildung 21: Veränderungen der Habitate zwischen 1859 und 1925 – Habitatsukzession/Verlandung, Habitatregeneration/Erosion und gleich bleibende Habitate (Quelle: Hohensinner, [3]) | 41 |
| Abbildung 22: Hypothetischer Lebensdauer-Zyklus der Habitate beginnend beim Hauptstrom (Eupotamon A) bis zum Endpunkt der Habitatsukzession (= höher liegendes/älteres Auegelände EFA) berechnet auf Basis des Median-Alters (Periode 1859 – 1991) (Quelle: Hohensinner, [4]) | 42 |
| Abbildung 23: Entwicklung ausgewählter Habitatparameter 1812 – 1991: räumliche Habitatveränderungen, Verhältnis von Habitatsukzession und -regeneration, mittleres Habitatalter und Median-Alter der AZ in Bezug auf die Intensität der menschlichen Eingriffnahme gemessen in % der regulierten Hauptstrom-Ufer (Quelle: Hohensinner, [4]) | 43 |
| Abbildung 24: beim Hochwasser August 2002 im Machland abgelagerte Feinsedimente; die Sedimenthöhen betragen flächig bis zu 60 cm und erreichten lokal in Uferbereichen mehr als 1 m (Foto: Werner Consult & ARGE 2D-Modell Machland, 2005) | 44 |
| Abbildung 25: Historische und aktuelle Verteilungen der Flurabstände bei MW im Auegebiet der aktiven Zone – Vergleich Machland 1812/1817/1991 mit Wien 1849 und Lobau 2003 (Quelle: Hohensinner, [8]; Herrnegger, 2007) | 45 |
| Abbildung 26: Untersuchte historische Fluss-Auensysteme der österreichischen Donau (Quelle: Hohensinner, 2004; Eberstaller-Fleischanderl, 2004; Herrnegger, 2007; Schuch, 2008) | 47 |
| Abbildung 27: Anzahl der Parameter je historischer Referenzstrecke, die mit dem Abschnitt BDA 1817 am besten vergleichbar sind (gesondert für Hauptstrom, Nebengewässer, gesamte aktive Zone und alle Parameter zusammen (Quelle: Hohensinner & Schuch, 2008)..... | 49 |

8. ARTIKEL / MANUSKRIPTE

Die fett hervorgehobenen Artikel wurden peer-reviewed (noch nicht akzeptierte Manuskripte, die ebenfalls peer-reviewed werden, sind hier nicht als solche gekennzeichnet).

- [1] Hohensinner, S., Habersack, H., Jungwirth, M. & Zauner, G. (2004): **Reconstruction of the characteristics of a natural alluvial river-floodplain system and hydromorphological changes following human modifications: the Danube River (1812-1991). *River Research and Applications*, 20, 1, S. 25-41.**
Thema: natürliche flussmorphologische Charakteristik, typische Elemente der Flusslandschaft, Beschreibung der hydrologischen Konnektivität des Fluss-Auen-Systems, Auswirkungen von Regulierung und Kraftwerkserrichtung.
- [2] Hohensinner, S., Egger, G., Haidvogel, G., Jungwirth, M., Muhar, S. & Schmutz, S. (2007): **Hydrological connectivity of a Danube river-floodplain system in the Austrian Machland: changes between 1812 and 1991. In: Trémolières, M., Schnitzler, A. & Silan, P. (Eds.), *Floodplain Protection, Restoration, Management. Why and how ?*, Editions Lavoisier SAS, Paris, S. 53-69.**
Thema: Rekonstruktion der natürlichen hydrologischen Konnektivität und Flurstände basierend auf dem digitalen Geländemodell 1812, qualitative und quantitative Auswirkungen von Regulierung und Kraftwerkserrichtung auf die Konnektivität/Gewässervernetzung.
- [3] Hohensinner, S., Haidvogel, G., Jungwirth, M., Muhar, S., Preis, S. & Schmutz, S. (2005): Historical analysis of habitat turnover and age distributions as a reference for restoration of Austrian Danube floodplains. In: Brebbia, C.A. & Antunes do Cormo, J.S. (Eds.), Proceedings of the 3rd International Conference on River Basin Management. *River Basin Management III*, Bologna, Italy, 6-8 Sept. 2005, WIT Transactions on Ecology and the Environment, Vol. 83, WIT Press, Ashurst, UK, S. 489-502.
Thema: Beispiel für die Verwendung räumlich-zeitlicher Analysen zur Beurteilung des Ist-Zustandes einer Flusslandschaft, Überblick über die historische Habitatzusammensetzung, nähere Beschreibung der Habitatdynamik anhand ausgewählter Habitattypen.
- [4] Hohensinner, S., Jungwirth, M., Muhar, S. & Schmutz, S. (submitted): Spatio-temporal habitat dynamics in a changing Danube river landscape 1812 – 1991. *Freshwater Biology*.
Thema: natürliche und anthropogen veränderte räumlich-zeitlich Habitatdynamik, Entwicklung des Habitatalters und Alters des Gesamtsystems, natürlicher Ausgleich von Habitatsukzession und -regeneration bzw. Habitatalterung und -verjüngung, die natürliche Flusslandschaft als „shifting-mosaic steady-state system“, anthropogen bedingte Habitatüberalterung.

- [5] Hohensinner, S., Jungwirth, M., Muhar, S. & Schmutz, S. (submitted): Variability of habitat composition and hydrological connectivity in a changing Danube river landscape 1715 – 1991. *Ecosystems*.
Thema: natürliche langfristige Habitatzusammensetzung und anthropogen bedingte Veränderungen, natürliche und menschlich beeinflusste Variabilität ausgewählter Habitatcharakteristika, langfristige Entwicklung der Intensität der hydrologischen Konnektivität/Gewässervernetzung ausgedrückt als Connectivity-Index.
- [6] Hohensinner, S., Jungwirth, M., Muhar, S. & Habersack, H. (2005): Historical analyses: a foundation for developing and evaluating river-type specific restoration programs. *International Journal of River Basin Management*, 3 (2), S. 87-96.
Thema: Verwendung historischer Referenzdaten zur Beurteilung des Ist-Zustandes einer Flusslandschaft sowie zur Bewertung des Zustandes nach Ausführung potentieller Rückbaumaßnahmen.
- [7] Hohensinner, S. & Drescher, A. (in press): Historical change of European floodplains: the Danube River in Austria. In: Klimo, E., Hager, H., Matič, S., Anič, I. & Kulhavý, J. (Eds.), *The Floodplain Forests of Temperate Zone of Europe*. Lesnická práce, Prag.
Thema: allgemeine historische Entwicklung der Flusslandschaften in Europa mit besonderem Fokus auf jene der Donau, vergleichende Analyse der beiden flussmorphologisch unterschiedlichen Donauabschnitte Machland und Lobau in Hinblick auf das potentielle Standortalter im Augebiet.
- [8] Hohensinner, S., Herrnegger, M., Blaschke, A.P., Habereeder, C., Haidvogel, G., Hein, T., Jungwirth, M. & Weiß, M. (accepted): Type-specific reference conditions of fluvial landscapes: a search in the past by 3D-reconstruction. *Catena*.
Thema: vergleichende Analyse der Donauabschnitte Machland 1812 und Wien/Lobau 1849 auf Basis von digitalen Geländemodellen, natürlicher hydromorphologischer Zustand und unterschiedliche Entwicklung bis heute mit besonderem Fokus auf die Intensität der hydrologischen Konnektivität bei unterschiedlichen Wasserständen und die Rekonstruktion der historischen Flurabstände in beiden Auegebieten.
- [9] Egger, G., Drescher, A., Hohensinner, S. & Jungwirth, M. (2007): Riparian vegetation model of the Danube River (Machland, Austria): changes of processes and vegetation patterns. In: Jowett, I. & Biggs, B. (Eds.), Handbook, CD-Edition, extended Abstract, *Proceedings of the 6th International Symposium on Ecohydraulics*, 18.-23. Februar 2007, Christchurch, New Zealand.
Thema: Rekonstruktion der natürlichen Auenvegetation vor Beginn der Regulierung auf Basis der ehemaligen hydromorphologischen Ausprägung des Auegebietes, Entwicklung der Auenvegetation durch Regulierung und Kraftwerkserrichtungen bis heute.

- [10] Jungwirth, M., Haidvogel, G., Hohensinner, S., Muhar, S., Schmutz, S. & Waidbacher, H. (2005): Leitbild-specific measures for the rehabilitation of the heavily modified Austrian Danube River. *Archiv für Hydrobiologie, Supplementband 155, Large Rivers, 15 (1-4), S. 17-36.*
Thema: EU Wasserrahmenrichtlinie, Definition des „sehr guten ökologischen Zustandes“ bzw. des „maximalen ökologischen Potentials“ am Beispiel des Machlandes, Beschreibung leitbildgerechter Maßnahmen für die österreichische Donau.
- [11] Reckendorfer, W., Schmalfuß, R., Baumgartner, C., Habersack, H., Hohensinner, S., Jungwirth, M. & Schiemer, F. (2005): The Integrated River Engineering Project for the free-flowing Danube in the Austrian Alluvial Zone National Park: contradictory goals and mutual solutions. *Archiv für Hydrobiologie, Supplementband 155, Large Rivers, 15 (1-4), S. 613-630.*
Thema: Beschreibung des „Flussbaulichen Gesamtprojektes Donau östlich von Wien“, Verwendung historischer Referenzdaten aus dem Machland.

9. CURRICULUM VITAE

Persönliche Daten

Name: Severin Hohensinner
Geburtstag/-ort: 8. Juni 1970, Steyr, OÖ.
Staatsbürgerschaft: Österreich

Ausbildung

1976 – 1980: Volksschule Grein, OÖ.
1980 – 1984: Hauptschule Grein, OÖ.
1984 – 1988: Bundesoberstufenrealgymnasium Perg, OÖ.
(naturwissenschaftlicher Zweig)
1988 – 1996: Studium Landschaftsökologie und -gestaltung (Studiumversuch)
an der Universität für Bodenkultur Wien (BOKU)
Abschluss in Landschaftsplanung und -pflege am 27. Juni 1996
1994 – 1995: Diplomarbeit am Institut für Hydrobiologie & Gewässermanagement,
BOKU Wien: „*Bilanzierung historischer Flussstrukturen im Oberen
Donautal als Grundlage für die Revitalisierung des ehemaligen
Altarmes bei Oberranna*“
1996 – 1997: Zivildienst beim „St. Lazarus Ritter-Orden“ in Wien
1997 – 2008: Dissertation am Institut für Hydrobiologie & Gewässermanagement,
BOKU Wien

Beruflicher Werdegang

1993 – 1995: Freelancer bzw. Praktikant bei: Wasserstraßendirektion (WSD),
Österreichische Donau-Betriebs AG (ÖDoBAG), Amt der OÖ.
Landesregierung, Gemeinde Engelhartzell (im Rahmen der OÖ.
Landesaustellung 1994 „*Die Donau*“)
1998 – 2001: Freelancer am Institut für Hydrobiologie & Gewässermanagement,
BOKU Wien
seit 2001: Forschungs- und Projektassistent am Institut für Hydrobiologie &
Gewässermanagement, BOKU Wien
November 2006: Verleihung des „*Anerkennungspreises für Wissenschaft des Landes
Niederösterreich 2006*“ an der Donau-Universität Krems

nähere Informationen: siehe Forschungsdokumentation der Universität für Bodenkultur
(<http://forschung.boku.ac.at>)

10. KARTENANHANG

Im Anhang sind ausgewählte Kartenausdrucke zur historischen bzw. aktuellen Situation der Donau-Flusslandschaft im östlichen Machland zusammengestellt. Folgende Kartenwerke sind beigelegt:

- Karte 1: Situation 1715 (vor Regulierung)
- Karte 2: Situation 1775 (vor Regulierung)
- Karte 3: Situation 1812 (vor Regulierung)
- Karte 4: Situation 1817 (vor Regulierung)
- Karte 5: Situation 1821 (vor Regulierung)
- Karte 6: Situation 1829 (Anfangsphase der Regulierung)
- Karte 7: Situation 1832 (Anfangsphase der Regulierung)
- Karte 8: Situation 1835 (Anfangsphase der Regulierung)
- Karte 9: Situation 1838 (Beginn der intensiven Regulierungsphase)
- Karte 10: Situation 1859 (Ende der intensiven Regulierungsphase)
- Karte 11: Situation 1925 (nach Beendigung der Regulierung, vor KW-Errichtung)
- Karte 12: Situation 1991 (nach Kraftwerkerrichtungen)

- Karte 13: Gewässer 1715 – 1991 überlagert (gesamter Untersuchungszeitraum)
- Karte 14: Gewässer 1775 – 1821 überlagert (vor Beginn der Regulierung)
- Karte 15: Umlagerungsdynamik 1812 – 1817 (vor Beginn der Regulierung)
- Karte 16: Situation 1812 – Wasserbedeckung bei sommerlichem MW (SMW)
- Karte 17: Situation 1812 – Flurabstände bei MW (vor Regulierung)
- Karte 18: Situation 1991 – Flurabstände bei MW
- Karte 19: Situation 1821 – Stromgrund bei NW (vor Regulierung)
- Karte 20: Situation 1991 – Geomorphologie Untersuchungsgebiet
- Karte 21: Situation 1991 – Alter terrestrischer Habitate / Standortalter
- Karte 22: Situation 1812 – potentielle natürliche Auenv egetation (Egger & Drescher)
- Karte 23: Situation 1991 – potentielle Auenv egetation (Egger & Drescher)
- Karte 24: Situation 1827 – Landnutzung zu Beginn der Regulierung (Haidvogel, 2008)

- Beilage 25: Situationen 1812 u. 1991 – Vergleich Transekt bei Strom-km 2088,7
- Beilage 26: Situation 1812 – perspektivische Ansicht von Westen
(Blickrichtung von Wallsee nach Ardagger)
- Beilage 27: Situation 1812 – perspektivische Ansicht von Osten
(Blickrichtung von Ardagger nach Wallsee)