

Reihe KLIMOPASS-Berichte

Projektnr.: 4500352484/23

Ökologische und waldbauliche Anpassungs-
strategien an den Klimawandel zur langfristigen
Sicherung der Auwaldökosysteme
im NSG Rastatter Rheinaue

von

O. Harms, E. Schneider, L. Gerstner, J. Heck, J. Frietsch, M. Schiebel, F.
Reitze, M. Metz, M. Diaz, F. Kuhlke, D. Heim, M. Schneider, J. Tuhtan, V.
Späth und G. Egger

Finanziert mit Mitteln des Ministeriums für Umwelt, Klima und
Energiewirtschaft Baden-Württemberg

Juni 2017

KLIMOPASS

– **Klimawandel und modellhafte Anpassung in Baden-Württemberg**



Baden-Württemberg

MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT

HERAUSGEBER	LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Postfach 100163, 76231 Karlsruhe
KONTAKT KLIMOPASS	Dr. Kai Höpker, Daniel Schulz-Engler Referat Medienübergreifende Umweltbeobachtung, Klimawandel; Tel.:0721/56001465, klimopass@lubw.bwl.de
FINANZIERUNG	Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg - Programm Klimawandel und modellhafte Anpassung in Baden-Württemberg (KLIMOPASS)
BEARBEITUNG UND VERANTWORTLICH FÜR DEN INHALT	Gregory Egger, Oliver Harms, Erika Schneider, Lars Gerstner, Jonas Heck, Jasmin Frietsch, Marcel Schiebel, Friederike Reitze, Meike Metz, Maria Diaz, Felizia Kuhl- ke, Dorothea Heim, Matthias Schneider, Jeff Tuhtan, Volker Späth Institut für Geographie und Geoökologie, Abteilung Aueninstitut, Karlsruher Institut für Technologie, Postfach 3640, 76021 Karlsruhe Sje-Ecohydraulic Engineering GmbH, Institut für Landschaftsökologie und Natur- schutz Bühl
BEZUG	http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/91063/ ID Umweltbeobachtung U82-W03-N20
STAND	Juni 2017, Internetausgabe Juni 2017

Verantwortlich für den Inhalt sind die Autorinnen und Autoren. Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck für kommerzielle Zwecke - auch auszugsweise - ist nur mit Zustimmung der LUBW unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

INHALTSVERZEICHNIS

ZUSAMMENFASSUNG	13
1 EINLEITUNG	17
2 METHODIK	21
2.1 Klimawandel	21
2.2 Historische Referenz	22
2.2.1 Die historische Rheinlandschaft vor und seit Tulla	22
2.2.2 Der Allier (Frankreich)	24
2.3 Vegetation	25
2.3.1 Ist- Zustand terrestrisch.....	25
2.3.2 Ist-Zustand der aquatischen Vegetation.....	27
2.3.3 Aquatisches und terrestrisches Monitoring	29
2.4 Vogelwelt	31
2.5 Waldbau	32
2.6 Hydraulik	35
2.7 Auenmodell	41
2.7.1 Modellaufbau CASiMiR-Vegetation.....	41
2.7.2 Submodul Keimung	42
2.7.3 Submodul Sukzession	44
2.7.4 Submodul Morphodynamische Störungen	46
2.7.5 Submodul Überflutungsstress	51
2.8 Modellkalibrierung (1872-2015)	62
2.8.1 Modellszenarien.....	73
2.8.2 Szenario 1: Überflutungsraster ohne Klimaänderung	73
2.8.3 Szenario 2: Überflutungsraster mit Klimaänderung	77
2.8.4 Verwendete Eingangsdaten	80
3 UNTERSUCHUNGSGEBIET RASTATTER RHEINAUE	85
3.1 Geographische Lage	86
3.2 Klima	87

3.3	Hydrologie	89
3.4	Geologie	93
3.5	Vegetation	94
3.6	Tierwelt	95
3.7	Landschaftshistorische Entwicklung	95
3.8	Landnutzung	98
3.9	Schutzstatus	98
4	ERGEBNISSE	101
4.1	Klimawandel	101
4.1.1	Niederschlag und Temperatur	101
4.1.2	Ist-Zustand ohne Klimaänderung	103
4.1.3	Veränderung der Niedrigwasserperioden.....	104
4.1.4	Veränderung des mittleren Abflusses	105
4.1.5	Veränderung des Hochwassers	107
4.2	Historische Referenz	109
4.2.1	Die historische Rheinlandschaft vor und seit Tulla	109
4.2.2	Der Allier (Frankreich)	114
4.3	Vegetation	119
4.3.1	Potentiell-natürliche und aktuell-reale Vegetation.....	119
4.3.2	Ist –Zustand aquatisch	126
4.3.3	Monitoring terrestrische Vegetation.....	127
4.3.4	Monitoring aquatische Vegetation	133
4.3.5	Langfristige Veränderungen der aquatischen und terrestrischen Flora (1830-2015).....	151
4.4	Vogelwelt	152
4.5	Waldbau	165
4.6	Hydraulik	166
4.7	Auswirkungen des Klimawandels auf die Auenv egetation	169
4.7.1	Szenario 1: Vegetationsentwicklung ohne Klimaänderung	169
4.7.2	Szenario 2: Vegetationsentwicklung mit Klimaänderung	174
4.7.3	Bewertung der Ergebnisse in Hinblick auf den Einfluss des Klimawandels auf die Entwicklung der Auenv egetation.....	179

4.8	Mögliche Veränderungen der Vogelwelt aufgrund des Klimawandels.....	181
5	ANPASSUNGSSTRATEGIEN UND RESÜMEE	185
5.1	Auenökosysteme und Klimawandel	185
5.2	Ökologisch orientierte waldbauliche Anpassungsstrategien	187
5.3	Beispielhafte Umsetzung des Waldbaukonzepts anhand ausgewählter Flächen	189
5.4	Ausarbeitung eines klimaangepassten ökologisch orientierten Waldbaukonzepts	190
5.5	Übertragbarkeit der Ergebnisse auf weitere Auwaldgebiete am Rhein in Baden-Württemberg, die Rheinauen und generell auf die Auen in Deutschland.....	192
5.1	Auswirkungen des Klimawandels auf die Rastatter Rheinauen und zusammenfassender Ausblick	196
6	LITERATURVERZEICHNIS	199
7	ANHANG	211
7.1	Analyse von Überflutungsdauern anhand aktueller und historischer Vegetationskarten.....	211
7.2	Tree Analyse	231
7.3	Wasserspiegellagen, Wassertiefen und Sohlschubspannung für die Abflüsse HQ2, HQ5, HQ50 und HQ100.....	235
7.4	Zwischenergebnisse der Modellkalibrierung für 1900, 1930, 1960 und 1990	247
7.5	Pflanzenliste Rastatter Rheinaue (Vergleich nach Zeitschnitten)...	251

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Übersicht der Lage des Modellgebietes mit Einfärbung nach DGM/FLYS Bodenhöhen. Das Gebiet beginnt nach der Rheinbrücke Wintersdorf, ca. 1,7 km unterhalb der Staustufe Iffezheim (Gebiet Beginn: Rhein KM 335,7) und endet ca. 400m unterhalb der Murg Mündung (Gebiet Ende: Rhein KM 345,1). Das Gebiet hat eine Länge von ca. 9 km, und eine mittlere Breite von ca. 1,3 km.....	36
Abbildung 2: Übersicht des modellierten Bereichs als Berechnungsnetz mit Einfärbung nach DGM/FLYS Höhen. Der Ausschnitt zeigt die typische Elementverteilung im Flussschlauch (20 m x 20 m) und im Vorland (10 m x 10 m).....	37
Abbildung 3: Übersicht von Bauwerken nach Ortsbesichtigung am 17.11.2014.	38
Abbildung 4: Zuordnung der Rauheitsbeiwerte auf Basis der Landnutzung. Farbige: modelliertes Gebiet mit Rauheitsklasse, in Schwarz: Umriss der GIS Shape-File Kartierung, die als Datengrundlage dient.	40
Abbildung 5: Wasserstands/Abfluss-Beziehung aus FLYS am untersten Modellrand (Rhein KM 345).....	40
Abbildung 6: Fließdiagramm von CASiMiR-vegetation. Die hellen Blöcke repräsentieren die Module, graue Blöcke die Ein- und Ausgangsdaten des Modells...	42
Abbildung 7: Einteilung des Untersuchungsgebietes in Ufer- und Auenzone.	43
Abbildung 8: Rasterkarten der Sohl-Schubspannung für 1000 m ³ /s, 1500 m ³ /s, 2000 m ³ /s und 2300 m ³ /s.	49
Abbildung 9: Rasterkarten der Sohl-Schubspannung für HQ1, HQ2, HQ5 und HQ10.	50
Abbildung 10: Raster der Sohlschubspannung für HQ50 und HQ100.	51
Abbildung 11: Anhand von historischen Karten erstellte Übersicht historischer Weichholzauen zum Zeitpunkt 1872 und die auf diesen Flächen aktuell vorkommenden der Vegetationstypen (aktuell-reale Vegetation).....	57
Abbildung 12: Aktuelle Vegetation auf zum Zeitpunkt 1872 von Auengewässern eingenommenen Flächen.	59
Abbildung 13: Sukzession der Auengewässer von 1872.....	65
Abbildung 14: Rekonstruierte Ausgangskarte der Auenvegetation für das Jahr 1872.	69
Abbildung 15: Karte der Vegetation für das Jahr 2015 der Modellkalibrierung (Modellsimulation).....	70

Abbildung 16: Karte der Vegetation auf Basis der Geländekartierung 2015 (links) und das Ergebnis der Simulation für das Jahr 2015 (rechte Karte).	73
Abbildung 17: Absteigend sortierte Ganglinien der typischen Vegetationsperioden ohne Klimawandel.	74
Abbildung 18: Überflutungsraster ohne Klimaänderung für eine trockene, mittlere, nasse und extrem nasse Vegetationsperiode.	76
Abbildung 19: Änderungsfaktoren für die Abflüsse.....	77
Abbildung 20: Absteigend sortierte Ganglinien der typischen Vegetationsperioden mit Klimawandel.	78
Abbildung 21: Überflutungsraster mit Klimaänderung für eine trockene, mittlere, nasse und extrem nasse Vegetationsperiode.....	79
Abbildung 22: Karte der aktuellen potentiellen Vegetation.	82
Abbildung 23: Karte der Topographie (links) sowie der Höhe des Mittelwasserspiegels über NN (rechts).	83
Abbildung 24: Lage des Untersuchungsgebietes im Überblick (roter Pfeil; verändert aus: Diaz-Redondo et al. 2015)	86
Abbildung 25: Abbildung des Naturschutzgebietes Rastatter Rheinaue (rot umrandet). Der blau markierte Bereich entspricht der Fläche der rezenten Aue, die Altaue (gelb markiert) liegt im Osten (Quelle: Forschungsgruppe Fliessgewässer 1993).....	86
Abbildung 26: Klimadiagramm Rastatt (Quelle: climate-data.org).	88
Abbildung 27: Mittlere jährliche Abflüsse aus den Jahre 1821 bis 2015 und langjähriger Mittelwert.	90
Abbildung 28: Gemittelte monatliche Abflüsse aus den Jahren 1921 bis 2015.....	91
Abbildung 29: Ausgewählte Ganglinien hydrologischer Jahre des Rheins am Pegel Maxau. Pegelnullpunkt: NN+ 97,76 m, Rhein-km 362,3 (Grafik: UFZ; Daten: WSV, bereitgestellt durch die BfG).....	93
Abbildung 30: Der Rheinstrom unterhalb von Basel am Isteiner Klotz (Kunstmuseum Basel). Der „fressende Strom“ fließt noch unbegradigt durch die, von Seitenarmen und kleinen Inseln, durchzogene Landschaft; Gemälde von Peter Birmann 1844 (Quelle: Schwabe 1992).....	96
Abbildung 31: Ergebnisse von ReSiPrec zum 10-jährigen Wiederkehrwert des Niederschlags (Quelle: Hennegriff et al. 2008).....	103

Abbildung 32a: Habitatkarten der Jahre 1816 und 1828 (verändert aus: Díaz-Redondo et al. 2016).....	111
Abbildung 32b: Habitatkarten der Jahre 1838, 1852, 1872 und 1893 (verändert aus: Díaz-Redondo et al. 2016).....	111
Abbildung 32c: Habitatkarten der Jahre 1937, 1961, 1986 und 2014 (verändert aus: Díaz-Redondo et al. 2016).....	112
Abbildung 33: Main trajectories of habitat change in each period: Pre-channelization (a, b), Correction and Regulation (c, d, e), Extension (f, g) and Current situation (h, i)...	114
Abbildung 34: Räumliche Verteilung der Vegetationstypen und Sukzessionsphasen im Untersuchungsgebiet (2014) (aus: Metz 2015).	116
Abbildung 35: Karten der Sukzessionsprozesse aufeinanderfolgender Jahre (aus: Metz 2015).	119
Abbildung 36: Karte der aktuellen Vegetation im Untersuchungsgebiet Rastatter Rheinaue im Maßstab 1:32.000.	122
Abbildung 37: Karte der potentiell natürlichen Vegetation im Untersuchungsgebiet Rastatter Rheinaue im Maßstab 1:32.000.	123
Abbildung 38: Lage der Monitoringflächen.	131
Abbildung 39: Krautschichtarten der Frühlingsphase auf den Referenzflächen P0 von 1991 und 2015.	132
Abbildung 40: Krautschichtarten der Sommerphase auf der Referenzfläche von 1991 und 2015.	133
Abbildung 41: Gewässertypen in der Rastatter Rheinaue, mit Angabe der Fließrichtung (nach Obrdlík 1990 in: WWF Auen-Institut 1992).	135
Abbildung 42: Makrophytenvegetation des Wintersdorfer Altrheins.....	139
Abbildung 43: Makrophytenvegetation des Bärensees.....	142
Abbildung 44: Makrophyten der Gießen-artigen Gewässer und Nebengerinne zwischen Lichtenwert und Füllergrund.....	145
Abbildung 45: Berechnete Wasserspiegellagen für das HQ1 (2.724 m ³ /s) (linke Abbildung) und für HQ10 (4.100 m ³) (rechte Abbildung).	167
Abbildung 46: Berechnete Wassertiefen für das HQ1 (2.724 m ³ /s) (linke Abbildung) und für HQ10 (4.100 m ³) (rechte Abbildung).	168

Abbildung 47: Berechnete Sohlschubspannung für das HQ1 (2.724 m ³ /s) (linke Abbildung) und für HQ10 (4.100 m ³) (rechte Abbildung).	169
Abbildung 48: Karte der Vegetation für das Jahr 2016 von Szenario 1 (ohne Klimaänderung).	172
Abbildung 49: Karte der Vegetation für das Jahr 2050 von Szenario 1 (ohne Klimaänderung).	173
Abbildung 50: Karte der Vegetation für das Jahr 2016 von Szenario 2 (mit Klimaänderung).	177
Abbildung 51: Karte der Vegetation für das Jahr 2050 von Szenario 2 (mit Klimaänderung).	178
Abbildung 52: Lage der sieben größeren geschlossenen Auwaldgebiete am Oberrhein (farbig, RHE_8 bis RHE13; Bezeichnungen siehe Tabelle 39 sowie die Rastatter Rheinaue (RHE_7; cremefarben: rezente Aue).	195
Abbildung 53: Knoten geben Auskunft darüber, wie in den einzelnen optimal identifizierten MQ-Klassen die Überflutungskategorien in der Lernstichprobe (Zeitraum 1923 bis 2015) verteilt sind, zugeordnet werden können.	231

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Karten, Luftbilder und hydrologische Daten (Diaz-Redondo et al. 2015, verändert)	22
Tabelle 2: Klassifizierung der Entwicklungsrichtungen und Prozesse (aus: Diaz-Redondo et al. 2015)	23
Tabelle 3: Entnahmebauwerke zwischen Rhein KM 336,3 und 345,0 (Quelle: RP Karlsruhe)	37
Tabelle 4: Modellierte Abflüsse mit Randbedingung und mittlere Abweichung der berechneten Wasserspiegellagen im Vergleich zu den FLYS Berechnungswerten.	39
Tabelle 5: Verwendete Rauheitsklassen und zugeordnete Beiwerte.	39
Tabelle 6: Maximale und minimale Wasserpegel für Ufer- und der Auenzone.....	44
Tabelle 7: Alter der Vegetationstypen bei ungestörter Sukzession.....	45
Tabelle 8: Kritische Sohlschubspannung der Vegetation (Quelle: Egger 2016).....	47
Tabelle 9: Wirkung der Sohlschubspannung auf die Vegetation.	48
Tabelle 10: Überflutungstoleranzen ausgewählter Arten. Quelle: Dister 1980, 1983; Hellwig 2000, 2001; Späth 1988; Hügin und Henrichfreise 1992; Patz 2000.....	54
Tabelle 11: Wirkung der Überflutungsdauer auf die Vegetation.	62
Tabelle 12: Verlandung der Wasserflächen von 1872 bis 2015.....	66
Tabelle 13: Schema zur Festlegung der Vegetationstypen im Jahr 1872.....	66
Tabelle 14: Ergebnisse Flächenbilanzen von 1872 (Ausgangskarte) und Simulation des letzten Jahres 2015.	67
Tabelle 15: Vergleich der Flächenbilanzen von der im Gelände erhobenen Vegetationskarte 2015 und Modellergebnis 2015.	72
Tabelle 16: Maximale, mittlere und minimale Abflüsse in der Vegetationsperiode (VP) der ausgewählten typischen Jahre.....	74
Tabelle 17: Überflutungskategorie und Kategorie der Sohlschubspannung für den modellierten Zeitraum bei Szenario 1 (ohne Klimaänderung; VP=Vegetationsperiode).	80
Tabelle 18: Überflutungskategorie und Kategorie der Sohlschubspannung für den modellierten Zeitraum bei Szenario 2 (mit Klimaänderung).....	81

Tabelle 19: Statistische Werte historischer Wassermarken an der Messstelle Plittersdorf.	92
Tabelle 20: Ergebnisse des KLIWAS-Projekts zur Entwicklung der Lufttemperatur und des Niederschlags für den Oberrhein (Prozentuale Veränderungen Bezogen auf 1961-1990) (Quelle: Arbeitskreis KLIWAS 2015).	101
Tabelle 21: Ergebnisse von KLIWA zu Spannweite von Temperatur und Niederschlag für Karlsruhe (Quelle: Arbeitskreis KLIWA 2006).	102
Tabelle 22: Ergebnisse des KLIWAS-Projekts zu den Niedrigwasserabflüssen (NM7Q für das Wasserhaushaltsjahr).	105
Tabelle 23: Zukünftig zu erwartende Niedrigwasserabflüsse am Pegel Maxau.	105
Tabelle 24: Ergebnisse des KLIWAS-Projekts zu den mittleren Abflüssen der Pegel Basel und Maxau (Prozentuale Veränderungen bezogen auf den Zeitraum 1961-1990; auf 5 %-Schritte gerundet).	106
Tabelle 25: Zukünftig zu erwartende Erhöhung der mittleren Abflüsse am Pegel Maxau.	107
Tabelle 26: Ergebnisse des KLIWAS-Projekts zu den Hochwasserabflüssen (HM5Q für das Wasserhaushaltsjahr).	107
Tabelle 27: Zukünftig zu erwartende Hochwasserabflüsse am Pegel Maxau.	108
Tabelle 28: Klimaänderungsfaktoren für die verschiedenen Jährlichkeiten nach KLIWA.	108
Tabelle 29: Flächenanteil der Ökotope („ecotops“) zu unterschiedlichen Zeitpunkten (aus: Metz 2015; mean=Mittelwert, SD=Standardabweichung).	115
Tabelle 30: Flächenanteile der Prozesstypen zu unterschiedlichen Zeitpunkten (aus: Metz 2015).	117
Tabelle 31: Flächenaufteilung der aktuell-realen und potentiell-natürlichen Vegetation (PNV) im Untersuchungsgebiet Rastatter Rheinaue.	120
Tabelle 32: Liste der Vogelarten, die bei der Erfassung 2015 im NSG Rastatter Rheinaue festgestellt wurden, mit der Zahl der Beobachtungen je Art und der Einordnung des Status für das NSG. Arten in Kursivdruck sind nicht als Brutvögel zu betrachten, siehe Text.	153
Tabelle 33: Vogelarten, die nur in einem Vegetationstyp nachgewiesen worden sind mit der Anzahl der Beobachtungen insgesamt.	156

Tabelle 34: Die Verteilung der 413 Beobachtungen der Mönchsgrasmücke und der 257 Beobachtungen des Buchfinks auf die verschiedenen Vegetationstypen.	157
Tabelle 35: Die Verteilung aller Beobachtungen der 79 Vogelarten auf die je Vogelart drei häufigsten Vegetationstypen.	158
Tabelle 36: Ergebnisse zur Flächenaufteilung bei Szenario 1 (ohne Klimaänderung).	171
Tabelle 37: Ergebnisse zur Flächenaufteilung bei Szenario 2 (mit Klimaänderung). .	174
Tabelle 38: Veränderungen der Vogelarten für beide Szenarien, wobei der Zustand der Erfassungen 2015 gleich 100 gesetzt ist. In Fettdruck jene Arten, deren Veränderung in mind. einem der beiden Szenarien mehr als 10 % beträgt.	182
Tabelle 39: Gebietsnummer, Auwaldfläche innerhalb der rezenten Aue und Bundesland der sieben vergleichbaren Auwaldgebiete am Oberrhein (RHE_8 bis RHE13) sowie die Rastatter Rheinaue (RHE_7).	194
Tabelle 40: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes in einem trockenen Jahr.	211
Tabelle 41: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes in einem mittleren Jahr.	211
Tabelle 42: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes in einem nassen Jahr. .	212
Tabelle 43: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes in einem extrem nassen Jahr.	212
Tabelle 44: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Vegetationstypen des Untersuchungsgebietes in einem trockenen Jahr.	213
Tabelle 45: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Vegetationstypen des Untersuchungsgebietes in einem mittleren Jahr.	214
Tabelle 46: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Vegetationstypen des Untersuchungsgebietes in einem nassen Jahr.	214

Tabelle 47: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Vegetationstypen des Untersuchungsgebietes in einem extrem nassen Jahr.	215
Tabelle 48: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Überflutungsdauern des Untersuchungsgebietes in einem trockenen Jahr.	216
Tabelle 49: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Überflutungsdauern des Untersuchungsgebietes in einem mittleren Jahr.	216
Tabelle 50: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Überflutungsdauern des Untersuchungsgebietes in einem nassen Jahr.	217
Tabelle 51: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Überflutungsdauern des Untersuchungsgebietes in einem extrem nassen Jahr.	217
Tabelle 52: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Gesamtfläche der Auswahl an historischen Weichholzaunen in einem trockenen Jahr.	218
Tabelle 53: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Gesamtfläche der Auswahl an historischen Weichholzaunen in einem mittleren Jahr.	218
Tabelle 54: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Gesamtfläche der Auswahl an historischen Weichholzaunen in einem nassen Jahr.	219
Tabelle 55: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Gesamtfläche der Auswahl an historischen Weichholzaunen in einem extrem nassen Jahr.	219
Tabelle 56: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Vegetationstypen der Auswahl an historischen Weichholzaunen in einem trockenen Jahr.	220
Tabelle 57: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Vegetationstypen der Auswahl an historischen Weichholzaunen in einem mittleren Jahr.	221

Tabelle 58: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Vegetationstypen der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem nassen Jahr.	221
Tabelle 59: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Vegetationstypen der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem extrem nassen Jahr.....	222
Tabelle 60: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Überflutungsdauern der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem trockenen Jahr.	222
Tabelle 61: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Überflutungsdauern der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem mittleren Jahr.	223
Tabelle 62: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Überflutungsdauern der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem nassen Jahr.	223
Tabelle 63: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Überflutungsdauern der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem extrem nassen Jahr.....	224
Tabelle 64: Prozentualer Anteil der historischen Silberweidenauen (1872) m Bezug auf die aktuellen Überflutungsdauer und deren Vegetationstypen in einem trockenen Jahr.	224
Tabelle 65: Prozentualer Anteil der historischen Silberweidenauen (1872) im Bezug auf die aktuellen Überflutungsdauer und deren Vegetationstypen in einem mittleren Jahr.	225
Tabelle 66: Prozentualer Anteil der historischen Silberweid Silberweidenauen (1872) enauen im Bezug auf die aktuellen Überflutungsdauer und deren Vegetationstypen in einem nassen Jahr.	227
Tabelle 67: Prozentualer Anteil der historischen Silberweidenauen (1872) im Bezug auf die aktuellen Überflutungsdauer und deren Vegetationstypen in einem nassen Jahr.	228
Tabelle 68: Prozentualer Anteil der historischen Silberweidenauen (1872) im Bezug auf die aktuellen Überflutungsdauer und deren Vegetationstypen in einem extrem nassen Jahr.	229
Tabelle 69: Klassifikationstabelle zur Beurteilung der Güte des TREE-Modells.	232
Tabelle 70: Prognose-Entscheidungen mittels TREE-Analyse.	232

Zusammenfassung

Die Rastatter Rheinaue liegt unterstrom der Staustufe Iffezheim. Durch ihre Anbindung an das Überflutungsgeschehen des Rheins, die vorhandene Überflutungs- und Grundwasserdynamik und die dadurch erhalten gebliebene Vielfalt an aquatischen und terrestrischen Lebensräumen mit naturnahem Charakter zeichnet sich die Rastatter Rheinaue durch eine hohe Artenvielfalt aquatischer Pflanzen- und Tierarten aus, die ihr einen besonderen ökologischen und naturschutzfachlichen Wert verleihen. Dennoch haben sich durch die Rheinbegradigung und den modernen Rheinausbau sowohl die Strömungsverhältnisse, als auch vor allem die morphodynamischen Prozesse von Abtrag und Anlandung deutlich verändert. Zusammenfassend kann der aktuelle Zustand der Rastatter Rheinauen als ein weitgehend stabilisiertes Ökosystem mit einem entsprechend hohen Hartholzauwald-Anteil charakterisiert werden. Allerdings werden insbesondere die tieferen Standorte durch einen hohen Überflutungseinfluss mit entsprechend angepassten Weichholzauwaldbeständen aus der Silber-Weide geprägt.

Bedingt durch die Vielfalt der Gewässer in der Rastatter Rheinaue sind auch die Wasserpflanzengesellschaften vielfältig. Für Auengewässer haben sie eine wichtige Zeigerwertfunktion, da sie schnell auf anthropogene Einflüsse wie Veränderung der Strömungsverhältnisse, Eutrophierung und Verlandung reagieren. Umfangreiche Analysen der langfristigen Entwicklung der Makrophyten im Gebiet haben gezeigt, dass die ganzjährig vom Strom abgeschnittenen oder lediglich bei Hochwasser durchströmten Auengewässer einer natürlichen, jedoch stellenweise anthropogen beschleunigten Verlandung und der damit einhergehenden Eutrophierung unterliegen. Eine Auswertung von Florenwerken mit Angaben zur Rastatter Rheinaue zeigen, dass langfristig sowohl die aquatische als auch die terrestrische Flora dynamischer Lebensräume deutlichen Veränderungen unterworfen waren und sind.

Mit ihrem einzigartigen Lebensraum und ihrer Artenvielfalt ist die Rastatter Rheinaue nicht nur ein Naturjuwel, sondern auch ein beliebtes Naherholungsgebiet für den Raum Karlsruhe-Rastatt. Einen sehr hohen Wert besitzt sie auch für die Hochwasserretention. Ebenso sind die Rheinauen wichtige Gebiete für die Gewinnung von Trinkwasser. Somit erfüllt die Rastatter Rheinaue eine Vielzahl an wichtigen Funktionen und erbringt Ökosystemleistungen, die es langfristig zu sichern und zu fördern gilt. Voraussetzung dafür ist u. a. eine entsprechend nachhaltige waldbauliche Bewirtschaftung, die die Funktion und Leistung des Ökosystems sichert, so dass die vielfältigen Anforderungen an das Auenökosystem Rastatter Rheinaue auch in Zukunft erfüllt werden können.

Das übergeordnete Ziel des Projektes ist die Prognose der Auswirkungen des Klimawandels auf die Rastatter Rheinaue und die interdisziplinäre Entwicklung von Anpassungsstrategien zur langfristigen Sicherung ihrer verschiedenen Funktionen wie Holznutzung, Naturschutz und Hochwasserrückhalt. Aus den Ergebnissen des Auensukzessionsmodells lassen sich sowohl für die forstliche Nutzung als auch für den Erhalt der hohen ökologischen Wertigkeit Anpassungsstrategien für die Zukunft ableiten, die auch in anderen Teilen des Ramsargebiets Oberrhein und der Natura 2000-Gebiete in Baden-Württemberg umgesetzt werden können. Dazu wurden im NSG Rastatter Rheinaue über die Koppelung von hydrologischen Überflutungsdaten mit einem Auensukzessionsmodell die langfristigen Veränderungen auf der Basis von prognostizierten Auswirkungen des Klimawandels untersucht. An bestehenden Monitoringflächen wurde die Entwicklung der aquatischen und terrestrischen Auenvegetation näher untersucht. Als Beispiel für die Tierwelt wurden die Auswirkungen auf die Artengruppe der Vögel analysiert.

Als Referenz für die Sukzessionsmodellierung und die veränderte Dynamik der morphologischen Prozesse wurde zum einen der historische Zustand am Rhein detailliert ermittelt und zum anderen einer der letzten weitgehend naturbelassenen Flüsse Mitteleuropas, der Allier in Frankreich, zum Vergleich herangezogen.

Der Klimawandel ist kein Phänomen der Zukunft, sondern findet mit seinen Folgen bereits gegenwärtig statt. Dies führte schon zu deutlich veränderten Abflussverhältnissen im Rhein, die – verstärkt durch den Rheinausbau – wiederum langfristige Folgen für Flora, Vegetation und Fauna der Rheinauen erwarten lassen. So wird prognostiziert, dass die Temperatur durch die Klimaerwärmung bis 2050 um bis zu 2 °C im Sommer bzw. 2,5 °C im Winter, bis 2100 sogar bis zu 5 °C im Sommer und 4,5 °C im Winter ansteigen wird. Die Niederschlagssummen werden laut Arbeitskreis KLIWAS (2015) bis zum Jahr 2100 um bis zu 30 % im Sommer abnehmen. Im Winter fällt das Ergebnis nicht so eindeutig aus, jedoch ist hier tendenziell eine Erhöhung der Niederschläge zu erwarten. Besonders relevant für die Beurteilung der klimaänderungsbedingten Auswirkungen auf das Auenökosystem sind die Hochwasserabflüsse. So werden die Hochwasserabflussspitzen am Mittleren Oberrhein bei einem HQ2 klimaänderungsbedingt um den Faktor 1,5 erhöht, wobei die klimaänderungsbedingten Zunahmen mit steigender Jährlichkeit zwar geringer werden, beim HQ100 aber noch immer ein Faktor von 1,15 ermittelt wurde (Arbeitskreis KLIWA 2006).

Die Ergebnisse der Simulation der Auenentwicklung von 2015 bis 2050 ohne Klimaänderung (Szenario 1) zeigen nur geringfügige Veränderungen der Auenvegetation. Bei Einbeziehung der voraussichtlichen Klimaänderungen (Szenario 2) ergibt sich nur ein geringfügig anderes Bild als bei Szenario 1. Trotz verstärkter Hochwässer kommt es zu keinen nennenswerten Zerstörungen von etablierter Auenvegetation und keiner Neubildung von Pionierstandorten. Insgesamt zeigt

sich, dass der Klimawandel, speziell die erhöhten Überflutungsdauern, keinen großen Einfluss auf die Vegetation des Untersuchungsgebietes haben. Das betrifft besonders die späteren Sukzessionsstadien. Die morphodynamischen Störungen könnten eine größere Wirkung als die Überflutungen erzielen. Bei einer sehr starken morphodynamischen Störung könnten selbst Hartholzbestände zerstört werden. Doch aufgrund der Regulierung des Rheins werden entsprechend hohe Werte nie erreicht. Es zeigt sich eine etwas höhere Dynamik mit einem geringfügigen Anstieg an Rohböden und kurzzeitigem Aufkommen an Pioniervegetation. Im Gegensatz zu Szenario 1 sind dauerhaft Vorkommen an Hochstaudenfluren, Seggenriedern und Überschwemmungswiesen vorzufinden. Die Gebüschphase scheint nur wenig betroffen zu sein, mit Ausnahme der Flächen der Sekundärsukzession. Hier zeigt sich ein deutlicher, klimabedingter Rückgang der Bestände. Bei der Vegetation der jungen Pionierwaldphase zeigen sich nur geringe Veränderungen. Für die Standorte der alten Pionierwaldphase, der reifen Auwaldphase und des Terminalstadiums ergeben sich wieder nur bei den Standorten der Sekundärsukzession Änderungen. Dabei zeigt sich eine deutlich schwächere Entwicklung der Eichen-Ulmenwälder. Dies ist aber auf eine geringe Sukzession der früheren Sukzessionsphasen zurückzuführen. Auf die Hartholzauenwälder zeigen die klimabedingten Abflussänderungen direkt keine Wirkung.

Die Analyse der Auswirkungen des Klimawandels auf die Vogelwelt zeigt, dass infolge der nur graduell unterschiedlichen Szenarien in Hinblick auf die Veränderungen der Vegetationstypen auch die daraus folgenden Veränderungen der Vogelwelt nicht sehr unterschiedlich sind. Besonders die Arten der Lebensräume Wasser und Hartholzauwald verändern ihre Bestände danach praktisch nicht. Für die Wasserstandsdynamik sind aufgrund des Klimawandels keine ausreichend hohen Veränderungen zu erwarten, damit wertgebende Vogelarten wie Eisvogel und Flusssuferläufer wesentlich veränderte Habitatbedingungen vorfinden.

Vor diesem Hintergrund sind auch die langfristigen Auswirkungen des Klimawandels zu sehen. Auch wenn die Abflüsse klimawandelbedingt erheblich ansteigen, hat diese Erhöhung der Flussdynamik infolge des durchgehend gesicherten Rheins ökologisch keine Auswirkungen. Die Rheinufer sind beidseitig vollständig stabilisiert und gesichert, es sind hier auch bei erhöhten Hochwasserabflüssen keine umfassenden Neubildungen von Standorten (Regression) und damit die Ausbildung von jungen Pionierstadien gegeben. Zugleich sind keine großflächigen Zerstörungen infolge von Sedimentationsprozessen zu erwarten. Darüber hinaus werden infolge des Klimawandels deutlich längere Überflutungen prognostiziert. Allerdings zeigen die Modellergebnisse auch hier, dass dies selbst langfristig nur geringe Auswirkungen auf die Auwaldtypen haben wird. Der erhöhte Überflutungseinfluss im Bereich der aktuell vorkommenden Hartholzauen liegt weitestgehend noch im Toleranzbereich der hier typischen Baumarten wie Stiel-Eiche und Esche.

Beobachtungen haben gezeigt, dass es selbst nach Extremereignissen (z.B. Maihochwasser 1999) wohl kleinflächig zu Schädigungen, teils auch zum Absterben einiger Individuen kommt, aber nicht zu flächigem Absterben von Hartholzbeständen. Dies wurde auch durch das Szenario 2 – Entwicklung der Auen mit Klimawandel – bestätigt. Die tiefer gelegenen Aueflächen entlang der Auengewässer und im Bereich von Flutmulden der Rastatter Rheinaue, wo es infolge des Klimawandels zu wesentlichen Erhöhungen des Überflutungseinflusses kommen wird, werden überwiegend von Silberweidenbeständen eingenommen. Die Silber-Weide hat eine extrem hohe Toleranz gegenüber Überflutungen. Daher wird es auch in den Bereichen mit sehr hohen Zunahmen des Überflutungseinflusses zu keinen wesentlichen Auswirkungen hinsichtlich der Bestandeszusammensetzung kommen.

Auch wenn die Klimaszenarien eine deutliche Zunahme von Starkniederschlägen und Hochwasserereignissen prognostizieren, so ist – wie oben skizziert – infolge klimaänderungsbedingter Abflusserhöhungen die Auenvegetation der Rastatter Rheinauen auch langfristig relativ gering davon betroffen. Das Untersuchungsgebiet wird heute und in Zukunft überwiegend von Wald eingenommen und es wird zu keiner maßgeblichen Verschiebung der Vegetationsstrukturen kommen, welche zu einer Erhöhung der Rauigkeit führen. Damit ist vegetationsbedingt auch kein Anstieg des Hochwasserrisikos gegeben.

Zusammenfassend zeigen die Modellergebnisse klar, dass trotz deutlich geänderter hydrologischer Voraussetzungen durch den Klimawandel unter den gegebenen Bedingungen der durchgehenden Rheinregulierung langfristig

- **maximal lokal punktuelle Änderungen der Auenvegetation der Rastatter Rheinaue zu erwarten sind,**
- **negative Auswirkungen auf die Forstwirtschaft gegeben sein werden; die Nutzung der Waldflächen innerhalb des Schutzgebietes wird dem Einfluss des Klimawandels angepasst werden müssen, um auch weiterhin Nutzung und Schutzstatus zu erhalten und nachhaltig miteinander zu verbinden,**
- **vegetationsbedingt kein Anstieg des Hochwasserrisikos gegeben sein wird, da es zu keiner maßgeblichen Verschiebung der Vegetationsstrukturen und damit der Rauigkeiten kommen wird,**
- **aus Sicht des Naturschutzes die Forcierung von natürlichen Prozessen und eine deutlich verbesserte Anbindung der Au an den Rhein im Vordergrund stehen müssen.**

1 Einleitung

Die Auwälder am Oberrhein werden durch den prognostizierten Klimawandel in doppelter Hinsicht getroffen. Die zukünftigen klimatischen Bedingungen, die stark veränderte und extremere Witterungen erwarten lassen, treffen die Auwälder genauso wie rein terrestrische Waldökosysteme. In der Aue bedingt der Klimawandel aber zusätzlich noch Veränderungen im Abflussgeschehen des Stroms, wodurch Höhe, Dauer und Wiederkehrhäufigkeit der Überflutungen - als entscheidender Auenstandort-Faktor - aber auch der Grund- und Bodenwasserhaushalt beeinflusst werden, da die letzteren wiederum stark vom Wasserstand im Fluss abhängig sind.

Der Rhein ist nach Einstufung durch die Wasserrahmenrichtlinie im Bereich der Rastatter Rheinaue „erheblich verändert“ und weist ein „mäßiges“ ökologisches Potenzial auf. Die Zielerreichung eines „guten ökologischen Potenzials“ bis 2021 wird als unwahrscheinlich angenommen (IKSR, 2015). Dennoch ist dem Rechnung zu tragen, dass die Rastatter Rheinaue unterhalb der Staustufe Iffezheim, einige offene Verbindungen zum Rhein hat, wodurch sie dem regelmäßigen Wechsel zwischen Hoch- und Niedrigwasser unterliegt. Dadurch besteht ein reger Austausch zwischen Fluss und Aue, der wesentlich zu einer Verbesserung des ökologischen Zustandes beitragen kann, so wie es anlässlich der Sandoz-Katastrophe von 1987 belegt wurde (Obrdlik et al., 1992). Die „erheblichen Veränderungen“, die durch die Begradigung und den modernen Ausbau des Rheins entstanden sind, beziehen sich vor allem auf die Uferbefestigungen und die Buhnen und weniger auf das Umfeld, d. h. auf die anliegenden Rheinauen, die trotz aller Veränderungen in der Hydro- und Morphodynamik ein relativ gutes ökologisches Potenzial besitzen. Dieses wird auch durch den Status der Rastatter Rheinaue als Naturschutzgebiet und seine Einbindung in das FFH-Gebiet *Rheinniederung zwischen Wintersdorf und Karlsruhe* sowie in das Ramsargebiet *Oberrhein* deutlich. Herausragend ist dabei die große Artenvielfalt mit bisher mehr als 2.100 angegebenen Arten. Diese hängt mit der Vielfalt der Makro- und Mikrohabitate zusammen, die ihrerseits durch die wechselnden Wasserstände sowie den Strukturreichtum der Auenwälder bedingt sind, die vielen Arten entsprechende Einnischungsmöglichkeiten bieten. Als Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung (Ramsar) ist der Raum besonders für viele Wasservogelarten relevant, die hier brüten, durchziehen, rasten oder überwintern. Da auch viele geschützte Vogelarten des Waldes in der Rastatter Rheinaue vorkommen, ist sie auch als Teil des Vogelschutzgebiets *Rheinniederung von der Rench- bis zur Murgmündung* von europäischer Bedeutung.

Die Auenwaldökosysteme der Oberrheinauen werden einerseits forstlich als Staats-, Landes-, Gemeinde- und Privatwald genutzt. Zum anderen haben sie eine

hohe naturschutzfachliche Bedeutung, die sich in ihrem oben erwähnten Schutzcharakter, aber auch in ihren wichtigen ökologischen Funktionen wie Lebensraum vieler, auch seltener Arten, Trinkwasserneubildung, Beeinflussung des Wasserhaushalts, der Bodenbildung und des Regionalklimas, diverse Filterfunktionen, Hochwasserrückhalt etc. widerspiegeln. Die Baumartenauswahl für eine forstliche Nutzung, aber auch das natürliche heimische Artenspektrum werden durch Klimaänderungen und Abflussänderungen wesentlich beeinflusst, selbst wenn nur einzelne Arten ausfallen. Veränderungen der Vegetation besitzen in einer sehr direkten Rückkoppelung wiederum große Auswirkungen auf die Abflussverhältnisse.

Auch die im Rahmen des LIFE+-Projektes *Rheinauen bei Rastatt* (2011-2015) durchgeführten Maßnahmen tragen bereits wesentlich zu einer Verbesserung des ökologischen Potenzials bei. Seit 2014 wurden auf fast 15 Kilometern Länge die Wiederherstellung naturnaher Verhältnisse an großen und kleinen Fließgewässern in den Rhein- und Murgauen gefördert. Vorbereitende Planungen von Maßnahmen, denen eindimensionale hydraulische Berechnungen zur Verbesserung der Abflussverhältnisse in der Rheinaue zwischen Rastatt-Wintersdorf und Au am Rhein zugrunde liegen, hatten bereits darauf hingewiesen, dass diese in einem bedeutenden Maße zur Reaktivierung großer Auenflächen von insgesamt 65 Hektar beitragen würden (Wald und Corbe 1994). Viele dieser geplanten Maßnahmen wurden umgesetzt (WWF-Auen-Institut 1991), einschließlich der durch das 2015 abgeschlossene LIFE+-Projekt. Damit kann eine frühere Einschätzung (Wendl et al. 1996) bekräftigt werden, der zufolge die Rastatter Rheinaue zu einer der wertvollsten Auenlandschaften Mitteleuropas gehört. Einen wesentlichen Beitrag leistete dazu auch die Tieferlegung eines Weges mit der Anlage von Flutmulden, die das Einströmen des Wassers in den Wintersdorfer Bannwald weitgehend verbesserte (WWF-Auen-Institut 1990).

Das Forschungsprojekt möchte den Erhalt dieser wichtigen Parameter des Auwaldes für den Menschen sowie Natur und Umwelt durch ökologische und waldbauliche Anpassungsstrategien auch unter den Bedingungen des Klimawandels sicherstellen. Dazu wurden im NSG Rastatter Rheinaue, in dem das WWF-Auen-Institut seit Jahrzehnten forschend tätig ist, über die Koppelung von hydrologischen Überflutungsdaten mit einem Auensukzessionsmodell die langfristigen Veränderungen auf der Basis von prognostizierten Auswirkungen des Klimawandels untersucht. An schon bestehenden Monitoringflächen wurde die Entwicklung der Auenvegetation in den letzten 15 Jahren belegt. Dabei liegt der Schwerpunkt auf den Hauptbaumarten, die gesamte Vegetation (inkl. Kraut- und Straucharten) dient zur Verifizierung der bisher eingetretenen Veränderungen. Als Beispiel für die Tierwelt wurden die Auswirkungen auf die Artengruppe der Vögel analysiert und in die Betrachtung mit einbezogen, auch weil die rezenten Auenflächen vollständig als Vogelschutzgebiet ausgewiesen sind.

Als Referenz für die Sukzessionsmodellierung und die veränderte Dynamik der morphologischen Prozesse, wurde zum einen der historische Zustand am Rhein detailliert ermittelt und zum anderen einer der letzten weitgehend naturbelassenen Flüsse Mitteleuropas, der Allier in Frankreich, zum Vergleich herangezogen.

Aus den Ergebnissen des Auensukzessionsmodells lassen sich sowohl für die forstliche Nutzung, als auch für den Erhalt der hohen ökologischen Wertigkeit Anpassungsstrategien für die Zukunft ableiten, die auch in anderen Teilen des Ramsargebiets *Oberrhein* und der Natura 2000-Gebiete in Baden-Württemberg umgesetzt werden können.

Die Vegetation überflutbarer Auenbereiche ist über die Rauigkeit entscheidend dafür verantwortlich, wie hoch ein Hochwasser in der Fläche steht bzw. aufläuft. Dieser wichtige Aspekt und die mögliche Veränderung durch den Klimawandel sollen zum ersten Mal aus den Ergebnissen abgeleitet werden.

Der Klimawandel ist kein Phänomen der Zukunft, sondern findet mit seinen Folgen bereits gegenwärtig statt. So hat Baden-Württemberg seit 1901 einen Temperaturanstieg von über 1 °C zu verzeichnen, der mit einer früheren, trockeneren Vegetationsperiode im Sommer und höheren Niederschlägen im Winter einhergeht. Dies führt auch zu deutlich veränderten Abflussverhältnissen im Rhein, die – verstärkt durch den Rheinausbau – wiederum langfristige Folgen für Flora, Vegetation und Fauna der Rheinauen erwarten lassen.

Das übergeordnete **Ziel des Projektes** ist die Prognose der Auswirkungen des Klimawandels auf die Rastatter Rheinaue und die interdisziplinäre Entwicklung von Anpassungsstrategien zur langfristigen Sicherung ihrer verschiedenen Funktionen wie Nutzung der Forstressourcen, Naturschutz und Hochwasserrückhalt.

Um dieses Ziel zu erreichen, werden folgende Teilziele verfolgt:

- Recherche der historischen Bedingungen vor der Rheinkorrektur und Darstellung der Auswirkungen der wesentlichen Eingriffe in das Fluss- und Auenökosystem der Rastatter Rheinaue.
- Analyse rezenter Habitat-bestimmender Prozesse anhand eines vergleichbaren Auenökosystems (Allier, Frankreich).
- Darstellung der Entwicklung der aquatischen und terrestrischen Vegetation der letzten Jahrzehnte.
- Anpassungen eines dynamischen Auensukzessionsmodells an die lokalen Bedingungen der Rastatter Rheinaue.
- Analyse des rezenten Klimawandels und des Hochwassergeschehens.

- Darstellung der mittel- bis langfristigen Auswirkungen des Klimawandels auf die Rastatter Rheinaue auf Basis eines Auensukzessionsmodells.
- Darstellung der mittel- bis langfristigen Veränderungen des Hochwasserrisikos durch den Klimawandel und die Vegetationsveränderung.
- Entwicklung waldbaulich und ökologisch optimierter Anpassungsmaßnahmen.

2 Methodik

2.1 Klimawandel

Bearbeitung: Marcel Schiebel

Für die Analyse des Klimawandels wurden Ergebnisse verschiedener Klimaprojekte ausgewertet.

- Das Ergebnis des Forschungsprojekts REKLIP (Region-Klima-Projekt) ist der 1995 veröffentlichte Klimaatlas Oberrhein Mitte-Süd für den Zeitraum zwischen 1951 und 1980 (REKLIP 1995)
- Die "Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheins" (KHR) hingegen beschäftigte sich mit der Entwicklung des Abflussregimes, unter Betrachtung des gesamten Rheineinzugsgebietes, im 20. Jahrhundert. Das Ziel war zu ermitteln, ob und inwieweit in diesem Zeitraum Veränderungen auftraten und deren eventuelle anthropogen bedingte Ursachen aufzudecken (vgl. Trinationale Arbeitsgemeinschaft (REKLIP 1995).
- Um die zukünftige Entwicklung dieses Klimas nun modellieren zu können, sind regionale Klimaprojektionen notwendig. In diesem Bereich sind viele Forschungsgruppen, wie z.B. KLIWAS ("Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt in Deutschland") tätig. Anhand von regionalen Klimaprojektionen wird versucht, die Hydrologie und die Ökologie der Binnengewässer besser zu verstehen, mit dem Ziel die Auswirkungen auf deren Schifffbarkeit abzuschätzen und zu ermitteln, ob zukünftig Handlungsbedarf besteht (vgl. Arbeitskreis KLIWAS 2015).
- Ein weiteres Projekt ist KLIWA ("Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft"). Die Kooperation beschäftigt sich mit der Veränderung des Klimas und den daraus ableitbaren Folgen für die Wasserwirtschaft in den Bundesländern Baden-Württemberg, Bayer und Rheinland-Pfalz (vgl. Arbeitskreis KLIWA 2006).
- Innerhalb des Forschungsprogramms "Herausforderung Klimawandel Baden-Württemberg" wurden, im Rahmen des Projekts ReSiPrec, hochauflösende regionale Simulationen im Hinblick auf Starkregenereignisse durchgeführt. Diese sollten die zu erwartenden Veränderungen an Häufigkeit und Intensität von Starkregenereignissen im Vergleich zu aktuellen Stand aufdecken (vgl. Feldmann et al. 2010).

- Im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) hat das Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG) der Universität Karlsruhe Forschung in die entgegengesetzte Richtung betrieben. Bei ihrer Arbeit ging es um die Auswirkungen des Klimawandels auf die Niedrigwasserverhältnisse in Baden-Württemberg (vgl. Hennegriff et al. 2008).

2.2 Historische Referenz

Zur Ermittlung fachlicher Grundlagen für Referenzen der natürlichen Prozesse und Prozessabläufe wurden in einer Promotionsarbeit und einer Masterarbeit die historischen Zustände in der Oberrheinlandschaft ermittelt. Für den natürlichen Referenzzustand wurde der Allier (Zentralfrankreich) näher untersucht. Der Allier ist einer der letzten weitestgehend natürlichen Flüsse Westeuropas, welcher hinsichtlich der Flussmorphologie dem Rheinabschnitt auf Höhe Rastatt vergleichbar ist.

2.2.1 Die historische Rheinlandschaft vor und seit Tulla

Bearbeitung: María Díaz-Redondo und Gloria Ledesma-Krist

Díaz-Redondo et al. (2015) untersuchte anhand von 10 Karten von 1816 bis 2014 den Wandel der Flussdynamik am Oberrhein zwischen der Staustufe Iffezheim und der Murgmündung. Die historischen Karten und Luftaufnahmen wurden mittels Orthofotos und einer topografischen Karte (LUBW, Maßstab 1:25.000) georeferenziert. Es wurden vier Phasen unterschieden.

Tabelle 1: Karten, Luftbilder und hydrologische Daten (Díaz-Redondo et al. 2015, verändert)

Period and year	Typ	Maßstab	Datenquelle	NW (cm)	MW (cm)	HW (cm)
Pre-channelization (vor 1840)						
1816	M/BW	1:14,400	GLA	420	627	997
1828	M/BW	1:20,000	GLA	377	466	597
1838	M/C	1:20,000	GLA	346	458	590
Correction and Regulation (1840-1930)						
1852	M/C	1:20,000	BNU	230	374	681
1872	M/C	1:20,000	GLA	195	367	710
1893	M/C	1:100,000	GLA	248	332	456
Extension (1930-1980)						
1937	M/C	1:25,000	BNU	324	444	587
1961	A/BW	1:26,463	GEO	265	404	539

Current situation (1980-

Period and year	Typ	Maßstab	Datenquelle	NW (cm)	MW (cm)	HW (cm)
2014)						
1986	A/C	1:17,408	GEO	248	413	694
2014	O/C	1m Auflösung	LUBW	316	417	685

M: Karte; A: Luftbild; O: Orthophoto; BW: Schwarz/Weiß; C: Farbe.

GLA: Generallandesarchiv Karlsruhe; BNU: Bibliothèque nationale et universitaire de Strasbourg; GEO: Géoportail (France); LUBW: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.

NW: Niederwasserspiegel; MW: Mittelwasserspiegel; HW: Hochwasserspiegel (HQ1).

Die hydrologischen Daten (jährlicher Niedrig-, Mittel- und Hochwasserstand) wurden von der Bundesanstalt für Gewässerkunde und vom Pegel Maxau zur Verfügung gestellt.

Anhand der Habitattypen wurden die Änderungen zwischen zwei Zeitschritten berechnet. Die Änderungen wurden in vier Hauptkategorien eingeteilt: stabil/unverändert, progressiv, regressiv und anthropogen geprägt und nach geomorphologischen und Vegetationsprozessen in 13 Unterkategorien unterteilt (Tabelle 2). Anschließend wurde das Gleichgewicht zwischen Regression und Progression der verschiedenen Phasen der Rheinumwandlung untersucht.

Tabelle 2: Klassifizierung der Entwicklungsrichtungen und Prozesse (aus: Diaz-Redondo et al. 2015)

Trajectory	Prozesse	Typ	Beschreibung
Changeless (areas that show no change)			
Progression (involve growth towards the development of floodplain forests):			
	Initial-aggradation (Prog.)	Nat.	Areas that progress from water bodies to gravel/sand bars
	Colonization-natural	Nat.	Areas that progress from water bodies or gravel/sand bars to grasslands
	Colonization-land abandonment	H.I.	Change from croplands or settlements to grasslands
	Transition-natural	Nat.	Change from water bodies, gravel/sand bars or grasslands to forests
	Transition-land abandonment	H.I.	Change from croplands or settlements to forests
Regression (involve re-setting of the floodplain habitats):			
	Channel shift-erosion	Nat.	New areas of water bodies previously occupied by other habitats
	Initial-aggradation (Reg.)	Nat.	Creation of gravel/sand bars from any other habitat category
	Colonization-clearance	H.I.	Change from forests to grasslands
Anthropization (exclusively human-induced changes):			

Cultivation	H.I.	Any habitat area converted to croplands
Urbanization	H.I.	Any habitat area converted to settlements
Industrialization	H.I.	Any habitat area converted to industry or to gravel pits
Regulation	H.I.	Any habitat area converted to regulated water bodies
Artificialization	H.I.	Any habitat area converted to artificial water bodies

Nat.: Natürlich; H.I.: Human-Induced

Die historische Veränderung der Landschaft und dadurch der Habitatdiversität im Untersuchungsgebiet wurde anhand eines kartographischen Vergleichs von vier Zeitschnitten dargestellt. Die Veränderung der Flächenanteile von Landnutzungstypen wurde als Indikator für die Veränderungen der abiotischen Standortbedingungen und der Morphodynamik angewendet. Acht Landnutzungstypen (Gewässer, Schotter-/Sandbank, Feucht-/Nass-Grünland, Wald, landwirtschaftlich genutzte Flächen, Siedlung, Infrastruktur/Deich, Kieswerk) wurden unterschieden.

2.2.2 Der Allier (Frankreich)

Bearbeitung: Meike Metz

Der Allier entspringt im Central Massiv (1485 m ü.NN), Südost Frankreich, und mündet nach 425 km in die Loire (67 m ü.NN). Das Klima ist gemäßigt mit warmen Sommern und durchschnittlichen Jahres-Niederschlagsmengen von knapp 800 mm mit einem Maximum von Mai bis September (Metz 2015). Das pluviale Abflussregime weist einen durchschnittlichen Jahresabfluss von 136 m³/s auf (Metz 2015). Hochwasser treten vorwiegend im Winter und Frühjahr auf. Ein 2-jähriges Hochwasser beträgt 680 m³/s ein 50-jähriges beläuft sich auf 1500 m³/s. Der untere Allier ist einer der letzten europäischen Flüsse mit lateralen, dynamischen Abschnitten und seit 1994 Naturschutzgebiet.

Ziel der Arbeit war es, die Wirkungszusammenhänge der hydrogeomorphen Prozesse, Habitatbedingungen, Vegetationsgesellschaften und der Sukzession räumlich und zeitlich zu analysieren.

Die Vegetationskartierungen fanden im November 2014 mit Hilfe von Luftbildern von 2013 (Quelle: Centre Régional Auvergnat de l'information Géographique, Auflösung 0.25*0.25 m) statt. Dabei wurden 18 Vegetationstypen aufgenommen und Sukzessionsserien zugeordnet. Agrarflächen und Infrastruktur wurden nicht mit aufgenommen. Zusätzlich wurden Gesamtvegetationsbedeckung und Bedeckungsgrade der Baum-, Gebüsch-, Gras- und Moosschicht kartiert. Physikalische Habitatparameter wie Bodensubstrat, Bodenfeuchte und Humus-/Littermächtigkeiten wurden ebenfalls aufgenommen. Die hydrogeomorphen Stö-

rungen wurden klassifiziert und die Beweidungsintensität als Landnutzungsintensität herangezogen.

Die Aufnahmen gleichen Vegetationstyps wurden nach der Flächengröße gewichtet und mit den physikalischen Parametern strukturiert.

Die online verfügbaren Karten der Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) decken von 1954 bis 2014 einen Beobachtungszeitraum von 60 Jahren des Untersuchungsgebiets ab. Diese wurden nach 6 Ökotope unterteilt (Wasser, Offenboden, Pionier-, Grünlandvegetation, Gebüsch, Wald) und miteinander hinsichtlich des (Bestands-)alters, Progression und Regression verglichen. Die jeweiligen Prozesse wurden als dominant in der Zeit zwischen zwei Karten angenommen, ohne dass bekannt ist, was genau in der Zeit dazwischen passiert. Wenn keine Änderung zwischen zwei Karten bestand, wurde die Fläche als stabil/unverändert angenommen.

2.3 Vegetation

2.3.1 Ist-Zustand terrestrisch

Bearbeitung: Jasmin Frietsch, Erika Schneider und Friederike Reitze

Die Datenerfassung im Untersuchungsgebiet Rastatter Rheinaue erfolgte durch flächendeckende Begehung und kartographische Aufnahme des gesamten Gebietes im Zeitraum vom 23. März 2015 bis 30. April 2015 statt. Soweit es möglich war, wurden im Gelände die Straßen und Forstwege genutzt. Ziel der Arbeit war, die zuvor entwickelten Untersuchungsparameter (s. unten) für die Rastatter Rheinaue zu erfassen und die vorab mittels Luftbildinterpretation abgegrenzten Flächen im Gelände zu überprüfen und gegebenenfalls zu korrigieren.

Die ermittelten Daten wurden mit Hilfe von Geoinformationssystemen (GIS) digital in ArcMap 10.3 erfasst und kartographisch ausgewertet.

Für folgende Themen wurden Kartenlayouts im Maßstab 1: 32.000 erstellt, die sich im Anhang bei Frietsch (2015) finden:

- Karte des Überflutungseinflusses (Karte 1)
- Karte der Sedimentation (Karte 2)
- Karte der aktuellen Vegetation (Karte 3)
- Karte der potentiell natürlichen Vegetation (Karte 4)
- Karte des Bestandsalters (Karte 5)
- Karte der Sukzessionstypen (Karte 6)

- Karte der Sukzessionsstadien (Karte 7)
- Karte des Deckungsgrades (Karte 8)
- Karte zur Verteilung der Mächtigkeit des A-Horizontes (Karte 9)
- Karte der Bodenfeuchte (Karte 10)
- Karte der Bodentypen (Karte 11)

Neben der Erstellung des Kartenmaterials erfolgte eine Verschneidung der Daten zur aktuellen Vegetation der Rastatter Rheinaue mit den Ergebnissen des hydraulischen Modells. Hierzu wurde ein Punktraster-Shapefile, welches die Überflutungshöhen des HQ1, HQ2, HQ5, HQ10, HQ50 und HQ100 beinhaltet, mit den Daten der Attributtabelle der aktuellen Vegetation vereint. Ziel war es die Abhängigkeit der einzelnen Vegetationsklassen von der Überflutung darzustellen. Die Höhe der Hochwasserstände wurde abschließend in fünf Klassen eingeteilt (0-0,5 m; 0,5-1 m; 1-2 m; 2-5 m; 5-10 m).

Erfassung der Krautschicht:

Da jede Änderung des Standortes in edaphischer und mikroklimatischer Sicht in der Zusammensetzung der Pflanzendecke zum Ausdruck kommt, wurde die Krautschicht als Grundlage für die ökologische Beurteilung in festgelegten Probestellen aufgenommen. Festgehalten wurden dabei die standörtlich bedingten Unterschiede in der Krautschicht nach Artenzusammensetzung und Artmächtigkeit. Die Erfassung der Waldbodenvegetation erfolgte mittels pflanzensoziologischer Aufnahmen, wobei innerhalb einer Probestelle von 20 x 20 m Probequadrat (1 m², 10 m²) nach der Methode von Braun-Blanquet (1964) aufgenommen wurden. Die gleiche Größe der Quadrate ermöglichte einen direkten Vergleich der Teilflächen untereinander sowie mit Flächen, die in anderen Bereichen der Aue lagen. Damit konnten die jeweiligen Unterschiede in der Krautvegetation der einzelnen Untersuchungsflächen aufgezeigt werden,

Bei der Erhebung wurden für jedes Quadrat folgende Merkmalsgrößen eingetragen:

- Höhe der Krautschicht,
- Gesamtdeckungsgrad der Krautschicht,
- Bodenbedeckung durch Laubstreu,
- Deckungsgrad der einzelnen Arten.

Aufgrund der Frühjahrsgeophyten, die auf die Bodenfeuchtigkeit und die damit verbundene Sauerstoffarmut mit unterschiedlicher Empfindlichkeit reagieren. (vgl. Dister 1980, Dister et. al. 1992) wurde eine standörtliche Feinabgrenzung durchge-

führt und eine Differenzierung der Standorte vom trockenen bis zum nassen Bereich vorgenommen.

2.3.2 Ist-Zustand der aquatischen Vegetation

Bearbeitung: Friederike Reitze und Erika Schneider

In Vorbereitung der Geländearbeit wurden anhand von Karten und Beschreibungen der Gewässertypen (Philippi 1969, Obrdlik, Schneider und Smukalla 1990, TK 1:5.000), die zu untersuchenden Teilgebiete festgelegt. Die Bereiche mit den ausgesuchten Gewässern wurden zu Beginn der Geländearbeit im Jahr 2015 begangen und dabei die Größe des jeweiligen Untersuchungsgebietes genau festgelegt. Ziel war es, Gewässer mit unterschiedlichen morphologischen und hydrologischen Charakteristika zu erfassen und damit auch die Unterschiede in ihrer Makrophytenvegetation zu belegen, die ihrerseits als Zeiger für den ökologischen Zustand dienen. Dabei wurden drei möglichst repräsentative und aussagekräftige Gewässertypen zur Beprobung ausgesucht, um an diesen die unterschiedlichen Charakteristika der Auengewässer darzustellen. Untersucht wurde:

- der Wintersdorfer Altrhein, kleinerer Altarm (im Vergleich zum Bärensee) mit einem Bauwerk an der südlichen Grenze des Untersuchungsgebietes, der die Verbindung mit dem Gewässerabschnitt in der Altaue gewährleistet; seine ungefähre Fläche beträgt etwa 75.000 m². Mit Beendigung der LIFE+-Projektes im Gebiet, wurde im Bereich des Wintersdorfer Altrheins aus einem kurzen Seitenarm durch eine Flutrinne eine Verbindung zum Rhein geschaffen, die bei höheren Wasserständen eine bessere Durchströmung gewährleisten soll;
- Gießen-artige Gewässer zwischen dem Sauköpfel und dem Füllergrund, im mittleren Teil der Rastatter Rheinaue bei Plittersdorf; hierbei handelt es sich um die am nördlichsten gelegenen Gießen-artigen Gewässer am Rhein (s. Philippi 1969). Die untersuchte Fläche beläuft sich auf etwa 45.000 m².
- großer Altarm Bärensee im Norden der Rastatter Rheinaue bei Plittersdorf. Dieser besitzt allerdings nur eine unterstromige direkte Anbindung zum Rhein und wird damit nur bei Hochwasserereignissen durchströmt. Außerdem ist er mit 190.000 m² mehr als doppelt so groß wie der Altrhein bei Wintersdorf.

Alle drei Gebiete wurden auf Orthophotos abgegrenzt.

Zur Bestimmung der Pflanzen im Gelände wurde die „Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland“ (Oberdorfer 2001) sowie der „Bestimmungsschlüs-

sel für die aquatischen Makrophyten“ von van der Weyer und Schmidt (van de Weyer und Schmidt 2007) verwendet.

Für die Aufnahme der Wasserflächen wurde die vereinfachte Version des Kartierprotokolls für Makrophyten in Fließgewässern vom Bayrischen Landesamt für Wasserwirtschaft verwendet (Schaumburg et al. 2005).

Im Gelände wurden zusätzlich der Verlauf der Schlammufer und die Standorte der Indikatorarten mittels GPS festgehalten. Dazu wurde das GPSmap 62s von GARMIN benutzt.

Datenaufnahme im Gelände

Im Gelände wurden die Teilgebiete im Falle der Altarme mit einem Boot befahren. Dabei war es durch die geringe Größe der jeweiligen Teilgebiete möglich eng beieinanderliegende Transekte zu befahren und damit genauer auf Veränderungen in der Vegetationsdecke zu achten. Hierbei wurden Pflanzenproben mit einem Rechen entnommen. Nach vorherrschender Artenzusammensetzung wurde das Gebiet in verschiedene Polygone aufgeteilt, welche im Orthophoto markiert wurden. Schlammufer wurden explizit mit in die Untersuchung aufgenommen und mit ihrer Artenzusammensetzung notiert.

Im Falle der Gießen konnte das gesamte Gebiet unter Zuhilfenahme einer Wathose begangen werden.

Alle Standorte der Indikatorarten wurden mithilfe von GPS festgehalten.

Aufbereitung der Daten

Zur Aufbereitung der Daten wurden den einzelnen Polygonen mit ihrer spezifischen Artzusammensetzung eine Pflanzengesellschaft der BfN Legende für Makrophyten zugeordnet.

Die notwendigen Daten wurden anschließend in ArcGIS 10.3 (Geoinformationssystem) erfasst. Dazu wurden die jeweiligen Polygone als Vektordaten manuell eingetragen und mit fortlaufenden Nummern beziffert. Diesen Flächen wurden dann mittels der Attributtabelle die vorherrschende Pflanzengesellschaft zugeordnet.

Durch die Georeferenzierung in ArcGIS wurden den Flächen Flächenwerte in m² zugeordnet. Diese wurden in Excel als Grundlage für die Berechnung der Ausdehnung einzelner Pflanzengesellschaften verwendet. Diese Ergebnisse wurden als Kreisdiagramm dargestellt.

2.3.3 Aquatisches und terrestrisches Monitoring

Bearbeitung: Erika Schneider und Friederike Reitze

Veränderungen der terrestrischen Vegetation in den letzten vier Jahrzehnten (1976-2016)

Um Veränderungen der Vegetation, insbesondere der Vegetation und Waldstruktur in der Rastatter Rheinaue in den letzten Jahrzehnten festzustellen, wurden Vegetations- und Standortkarten unterschiedlicher Erfassungszeiten analysiert und mit den rezent durchgeführten Erhebungen (Frietsch 2015, Reitze 2015) verglichen.

Berücksichtigt wurden von vorangegangenen Untersuchungen im Gebiet folgende Grundlagen:

- Vegetationskarte von Philippi und Görs (1976) für den Rheinabschnitt Iffezheim - Karlsruhe,
- „Vegetationskartierung zur Naturschutzbewertung der badischen Oberreinaue. 1 Terrestrische Vegetation Bestandskarte“, der damaligen Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (BFANL) heute Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Feldaufnahmen von 1977-1979, Blatt 21 Plittersdorf, Steinmauern, Blatt 22 Illingen, Au am Rhein
- Biotopkartierung des WWF-Auen-Instituts von 1987 (Schneider und Schneider 1987) im Auftrag der Stadt Rastatt,
- Erfassung und Bewertung der Bodenvegetation und ihrer räumlichen Anordnung (WWF-Auen-Institut) auf eingerichteten Probeflächen während der Jahre 1989-1992

Ferner wurden folgende Gutachten des WWF-Auen-Instituts berücksichtigt:

- 1990 - 1992 ein Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben über „Naturnahe Auenwälder am Oberrhein“, das sich auch mit den Möglichkeiten einer naturnahen Bewirtschaftung auseinandergesetzt hat und für das mehrere Monitoringflächen mit einer Größe von ca. 400 m² und kleinere Flächen von zur Untersuchung der Krautschicht angelegt wurden.

- 1992 Untersuchungen über ökologische Entwicklungsmöglichkeiten der Rheinniederung im Bereich der Murgmündung durch Erweiterung der Überflutungsflächen (gesteuerte oder ungesteuerte Retention)¹

Veränderungen der aquatischen Vegetation in den letzten 35 Jahren (1978-2015)

Um eine Vergleichbarkeit möglich zu machen wurde für die Kartierung die Legende der BFN Kartierung verwendet.

Um Veränderungen der Vegetation in den Gewässern der Rastatter Rheinaue in den letzten Jahrzehnten nachzuvollziehen, wurden aus den zu verschiedenen Zeitpunkten durchgeführten Kartierungen die ausgewählten Abschnitte analysiert und mit den letzten Erhebungen des Jahres 2015 verglichen. Um eine genaue Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurden die Karten digitalisiert und anschließend in ArcGIS 10.3 (Geoinformationssystem) visualisiert.

Die kartographische Auswertung anhand der Analyse der Arten und der Flächenanteile der Wasserpflanzengesellschaften, die den Karten zu entnehmen sind, können Veränderungen der Ausdehnung der Pflanzengesellschaften oder Gruppen von Pflanzengesellschaften in der Rastatter Rheinaue über einen Zeitraum von rund dreißig Jahren belegt werden.

Als Datengrundlage dienen:

- Tabellen und kartographische Erhebungen aus Philippi (1969) über die Laichkraut- und Wasserlinsengesellschaften des Oberrheingebietes zwischen Straßburg und Mannheim,
- Vegetationskarte von Philippi und Görs (1976) für den Rheinabschnitt Iffezheim - Karlsruhe,
- Wasserpflanzenkartierung von Schneider (1991) aus „Untersuchungen zur Verbesserung der wasserwirtschaftlichen und ökologischen Verhältnisse in der Rheinaue zwischen Rastatt-Wintersdorf und Au a. Rhein“, Gutachten im Auftrag des Landes Baden-Württemberg 1992,
- Naturschutzbewertung der badischen Oberrheinaue 2. Gewässer und Gewässervegetation. Bestandskarte M 1: 10.000 (Feldaufnahme B. Dickoré

¹ diese Untersuchung betrifft jedoch nur Flächen der Rastatter Rheinaue außerhalb der Überflutungsau

1978) Bearbeitung Dickoré und Kraue: Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie 1984,

- Aquatische Makrophyten als Trophieindikatoren nach wasserbaulichen Maßnahmen in der Rastatter Rheinaue. (Redling 2006), betreut im WWF-Auen-Institut durch E. Schneider.

Veränderungen in der Flora des Gebietes (aquatisch und terrestrisch) über einen längeren Zeitraum (1830-2015)

Zur Erfassung von Veränderungen der Flora über einen längeren Zeitraum hinweg (185 Jahre) wurde aufgrund der Berücksichtigung älterer Florenwerke des Gebietes: Frank (1830), Seubert (1885), Seubert und Klein (1905), Neuberger (1912) sowie aus Untersuchungen im Gebiet der Rastatter Rheinaue, die in Projektberichten des WWF-Auen-Instituts zwischen 1990-2015 enthalten sind, eine umfassende Florenliste erstellt. Die Arten sind zur leichteren Handhabung in alphabetischer Reihenfolge aufgelistet, wobei die Nomenklatur nach Oberdorfer (2001) berücksichtigt wurde. Erfasst wurden darin auch die Zeigerwerte für Feuchtigkeit (F), pH (R) und Stickstoff (N) (Ellenberg et al. 2001).

2.4 Vogelwelt

Bearbeitung: Oliver Harms

Zur Erfassung der vorhandenen Vogelwelt wurden im Frühjahr und Frühsommer 2015 insgesamt 20 mehrstündige Erfassungen in der Rastatter Rheinaue durchgeführt. In diesen ca. 100 Stunden der Erfassungen vom 6. März 2015 bis zum 2. Juli 2015 wurde das gesamte NSG Rastatter Rheinaue mind. zweimal vollständig begangen, einige Fläche auch öfter. Nur wenige tiefe Flächen im Murgwinkel waren durch hohe Wasserstände sehr eingeschränkt zugänglich und wurden in den zentralen Bereichen nur einmal vollständig erfasst, jedoch in den Randbereichen auch zweimal.

Die Begehungen wurden überwiegend auf dem vorhandenen Wegenetz durchgeführt, da Revier-anzeigende (balzende) Vögel durchaus über mehrere Zehnermeter auffallend sind. Die Begehungen wurden in den frühen Morgenstunden oder in den Abendstunden durchgeführt, wenn die Vogelwelt am auffälligsten bzw. am aktivsten ist. Es wurden alle zu hörenden oder zu sehenden Vögel erfasst und in Arbeitskarten notiert, die später punktgenau in ein GIS der Rastatter Rheinaue übertragen wurden. Bei den Beobachtungen wurde unterschieden, ob die Vögel Revier oder Brut anzeigendes Verhalten, also Gesang, Balz, Nestbau oder Fütterung zeigten oder ob sie „nur“ Nahrung suchend bzw. rufend oder still angetroffen wurden. Der weitaus überwiegende Teil der Beobachtungen wurde akustisch ge-

macht, d. h. die Vögel wurden gehört und an Stimme und Gesang bestimmt. Nur ein kleiner Teil wurde auch gesehen, wobei es sich bei den Vögeln der Wasserflächen genau anders herum verhielt.

Die Methodik der Erfassung entsprach damit grundsätzlich dem Handbuch "Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands" von Südbeck et al. (2005), so dass methodisch abgesicherte und vergleichbare Ergebnisse vorliegen. Die empfohlene Häufigkeit von bis zu 4 oder mehr Erfassungsdurchgängen konnte aufgrund der Größe des Gebiets nicht umgesetzt werden. Zur Ermittlung des Arteninventars und der Zuordnung zu Vegetationseinheiten sind die durchgeführten Erfassungen vollkommen ausreichend.

2.5 Waldbau

Bearbeitung: Volker Späth

Die im Jahr 2015 verwendete Kartiermethodik orientierte sich an der 1999 verwendeten Methodik (Späth 1999). Sie wird nachfolgend beschrieben. Die 1999 erstellten Karten und Querschnitte mit den Kartiererergebnissen sind im Anhang bei Späth (2016) beigefügt. Beigefügt ist weiterhin eine ausführliche Fotodokumentation als eigener Bildband.

Das Sommerhochwasser 1999

Durch ergiebige Niederschläge und Schneeschmelze erfolgte am 12. Mai 1999 ein sprunghafter Anstieg der Rheinwasserstände. Der Rheinabfluss am Pegel Basel war innerhalb von 24 Stunden von 2000 m³/s auf knapp 5000 m³/s angestiegen. Am 13. Mai begann gegen 4 Uhr morgens der Manöverbetrieb am Grand Canal d'Alsace und anschließend an den Rheinschlingen. Nach Passieren der Flutwelle wurde er am gleichen Tag gegen 12 Uhr mittags beendet. Im Rhein zwischen Basel und Breisach betrug der Spitzenabfluss ca. 3700 m³/s, so dass es bei Bamlach und Hartheim sogar zu Ausuferungen in das Trockengebiet kam. Vom 13. bis 16. Mai wurden die Retentionsräume "Kulturwehr Kehl" und "Polder Altenheim" geflutet. Durch diese Retentionsmaßnahmen konnte die Hochwasserspitze von Basel mit 4957 m³/s auf 4530 m³/s bei Karlsruhe-Maxau vermindert werden.

Im Mai und Juni blieben die Wasserstände am Oberrhein auf hohem Niveau. Unterhalb von Iffezheim blieben die höher gelegenen Wälder der Hartholzaue bis Ende Juni rund 40 Tage lang überschwemmt. Im Juli waren erste Schäden an der Gehölzvegetation erkennbar. Vor allem Esche, Efeu, Heckenkirsche und Wasserschneeball waren an mehreren Stellen spontan abgestorben. Bergahorn und Spitzahorn reagierten mit Gelbfärbung, Blattverlusten und Stammschäden. Im vom Wasser umschlossenen Stammkörper waren unter sauerstoffarmen Bedingungen

Kambium- und Leitbastzellen abgestorben. So entstanden Rindenrisse und abgestorbene Stellen mit Safffluss. In der Folgezeit bildeten sich, je nach Größe der Schäden, Faulstellen oder überwallte Stammbereiche, bzw. es kam zum weiteren Absterben von Bäumen.

Geländeerhebungen

In einem ersten Arbeitsschritt wurden die für die Geländeerhebungen notwendigen Daten zusammengestellt. Für die Kartierarbeiten im Gelände wurden die Deutschen Grundkarten im Maßstab 1: 5.000 (DGK 5) sowie die Forstkarten der Landesforstverwaltung im Maßstab 1: 10.000 eingesetzt. Die Eintragung der mit dem Forstamt Rastatt und der Forstdirektion Karlsruhe abgestimmten Transekte erfolgte sowohl auf der DGK5 als auch auf der auf den Maßstab 1: 5.000 vergrößerten Forstkarte. Die Geländehöhen entlang der Transekte wurden der DGK 5 entnommen und in Profile umgezeichnet. Zur besseren Darstellung sind die Höhen mit 12,5-facher Überhöhung eingetragen.

Bei den Geländebegehungen wurden die unteren Stammabschnitte der Bäume in Augenschein genommen und nach Rindenschäden, Vernarbungen, Faulstellen, Überwallungen, Eintrocknungen, Risse, Verfärbungen und weitere Auffälligkeiten kontrolliert. Wurden Hochwasserschäden oder bemerkenswert tief stehende Bäume gefunden, so erfolgte eine Eintragung des Standorts mit Angabe der Baumart auf dem Profil. Als Zusatzinformationen wurde der Brusthöhendurchmesser (auf 10 cm gerundet) oder bei Heistern und Sträuchern die Oberhöhe (auf Meter oder bei Naturverjüngung auf 10 cm gerundet) angegeben. Die Schäden wurden aufgrund ihres Erscheinungsbildes wie folgt kategorisiert:

- Junge Stammschäden infolge des Sommerhochwassers 1999
 - Risse (große Risse über 10 cm Länge; kleine Risse bis 10 cm Länge)
 - Safffluß (Flüssigkeitsaustritt aus geschädigten Leitbastzellen)
 - Eintrocknete abgestorbene Rindenbereiche (ggf. Hinweise auf Pilzbefall)
 - Auffälligkeiten im Kronenzustand (z.B. Blattverluste, Gelbfärbung)
- Spontan abgestorbene Bäume und Sträucher (ohne Belaubung oder vollständige Braunfärbung)
- Ältere Stammschäden infolge des Sommerhochwassers 1987
 - vernarbte oder überwallte Risse
 - durch innere Überwallungsvorgänge aufgeblähte Stammfüße
 - Faulstellen

Eine Quantifizierung der Schäden erfolgte nur in Kulturen oder Verjüngungsgruppen. Im Forstbezirk Rastatt war es aufgrund der kleinflächigen Verjüngungen (z.B. Eiche und Wildobst) von durchschnittlich 0,3 Hektar möglich, alle abgestorbenen und vitalen Pflanzen auszuzählen. In größeren Kulturen oder Stangenhölzern erfolgte die Schadenserfassung auf Teilflächen oder durch Schätzung. Standörtlich einheitlich stehende geschädigte Verjüngungsgruppen von Bergahorn und Esche (z.B. in Althölzern) wurden ebenfalls flächig aufgenommen.

Soweit erkennbar wurden die Lehmmarken zur Abschätzung der Überflutungshöhe gemessen. In der Regel war es möglich, auf der wetterabgewandten Ostseite grobborkiger Stämme eine Obergrenze der Lehmablagerungen festzustellen.

Bei fehlenden Lehmmarken oder beim Fehlen grobborkiger Bäume, wurde nach Getreibsel- und Lehmablagerungen in benachbarten Sträuchern gesucht. Besonders im Weißdorn konnten entsprechende Gras- oder Lehmreste im inneren Kronenbereich regelmäßig gefunden werden. Die maximalen Überflutungshöhen werden in den Profilen (im Anhang) für einzelne Bäume oder Baumgruppen auf ca. 5 cm genau angegeben.

In Flußnähe kam es im Zuge des Sommerhochwassers 1999 zu bis zu 20 cm hohen Sedimentablagerungen. Die Sedimentauflage konnte im August und September 1999 anhand der häufigen Trockenrisse relativ leicht bestimmt werden. An feuchten und nassen Stellen wurde mit einer Spachtel bis zum i.d.R. dunkler gefärbten, alten Oberboden gegraben und die Höhe der Auflandung mit einem Zollstock gemessen. Bei weichen Schluff- und Feinsandablagerungen war es möglich, die Auflandungshöhe mit dem Zollstock direkt zu messen. Unterschieden wurden Ablagerungen aus Lehm und Ton sowie Schluff und Sand. Die gemessenen Sedimentationshöhen sind an den jeweiligen Stellen in das Profil eingetragen.

Auswertung der Geländedaten

Die im Gelände protokollierten Daten wurden 1999 nach Abschluss der Kartierungen in EDVgestützte Profildarstellungen übertragen. Die Ausdrücke der Profile erfolgten im Maßstab 1: 2.500 (Längen) mit 12,5-facher Überhöhung der Höhen.

Aktuelle Pegeldata (Tagesmittelwerte vom 1.1.1999 - 1.9.1999 sowie Mai 2015) wurden vom Wasser- und Schifffahrtsamt Freiburg für folgende, in dieser Untersuchung verwendete Pegel zur Verfügung gestellt:

- Iffezheim (Rhein-km 336,20)
- Plittersdorf (Rhein-km 340,21)
- Steinmauern (Rhein-km 344,27)

Die Überflutungsdauer der in den Transekten erfassten Bäume wurde wie folgt abgeleitet: In der Rastatter Rheinaue wurden die Ganglinien der Pegel Iffezheim (Transekte 1 und 2, Plittersdorf (Transekt 3) und Steinmauern (Transekt 4) verwendet. Die gemessenen Überflutungshöhen wurden vom Höchstwert subtrahiert. Für den errechneten Höhenwert wurden alle Überschreitungstage von April bis Juli 1999 summiert. Zusätzlich wurden für Aufnahmeflächen in der Nähe des Hochwasserdammes die von der GWD Nördlicher Oberrhein am Hochwasserdamm abgelesenen Höchstwerte verwendet.

2.6 Hydraulik

Bearbeitung: Jeffrey Tuhtan

Ein von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) geliefertes Geländemodell (DGM, Koordinatensystem: Gauß-Krüger 3, Bessel 1841, DHDN) mit 1m x 1m Auflösung diente als Grundlage für das Höhenmodell der Vorländer. Das DGM stammt aus Laserscanbefliegungen aus den Jahren 2000 bis 2005.

Im Flussschlauch des Rheins wurden die Sohlhöhen aus den aktuellsten FLYS Querprofilen in ca. 100m Abstände verwendet. FLYS ist der flussmorphologische Webdienst der Bundesanstalt für Gewässerkunde, (FLYS Datensatz: Rhein KM 336,0 - 461,0 FLYS Dateiname: „DGM-W_Oberrhein_2007_336-614“). Die Ursprungsprojektion im Koordinatensystem UTM ETRS89, Zone 3 wurde in das Koordinatensystem des DGM konvertiert.

Um sowohl die Geometrie des Flussschlauches, auch die Vorländer und besonders den Deich korrekt abzubilden, wurden im gesamten Modellgebiet während der Erstellung des Berechnungsnetzes Bruchkanten manuell erstellt. Daraus resultiert ein Netz mit ca. 149.600 Elementen und 94.000 Knoten. Der mittlere Abstand zwischen den Berechnungsknoten (entspricht ca. der Elementengröße) beträgt im Vorland ca. 10 m und im Flussschlauch ca. 20 m. Abbildung 1 zeigt eine Übersicht des Modellgebietes, Abbildung 2 das Berechnungsnetz.

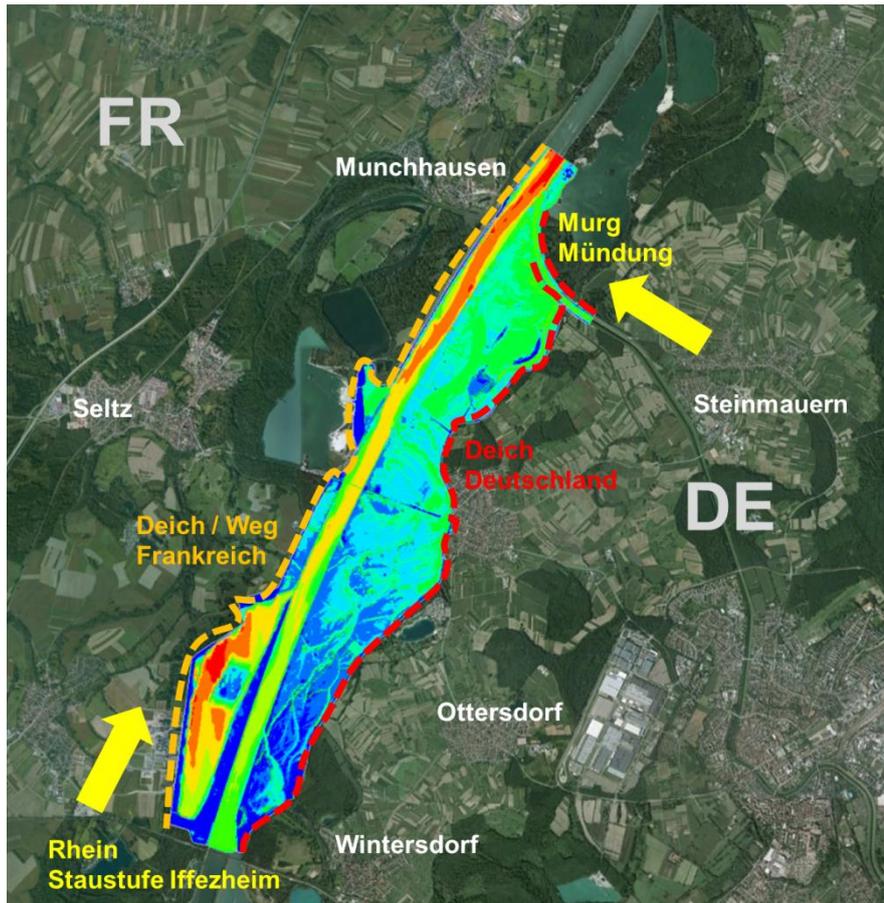


Abbildung 1: Übersicht der Lage des Modellgebietes mit Einfärbung nach DGM/FLYS Bodenhöhen. Das Gebiet beginnt nach der Rheinbrücke Wintersdorf, ca. 1,7 km unterhalb der Staustufe Iffezheim (Gebiet Beginn: Rhein KM 335,7) und endet ca. 400m unterhalb der Murg Mündung (Gebiet Ende: Rhein KM 345,1). Das Gebiet hat eine Länge von ca. 9 km, und eine mittlere Breite von ca. 1,3 km.

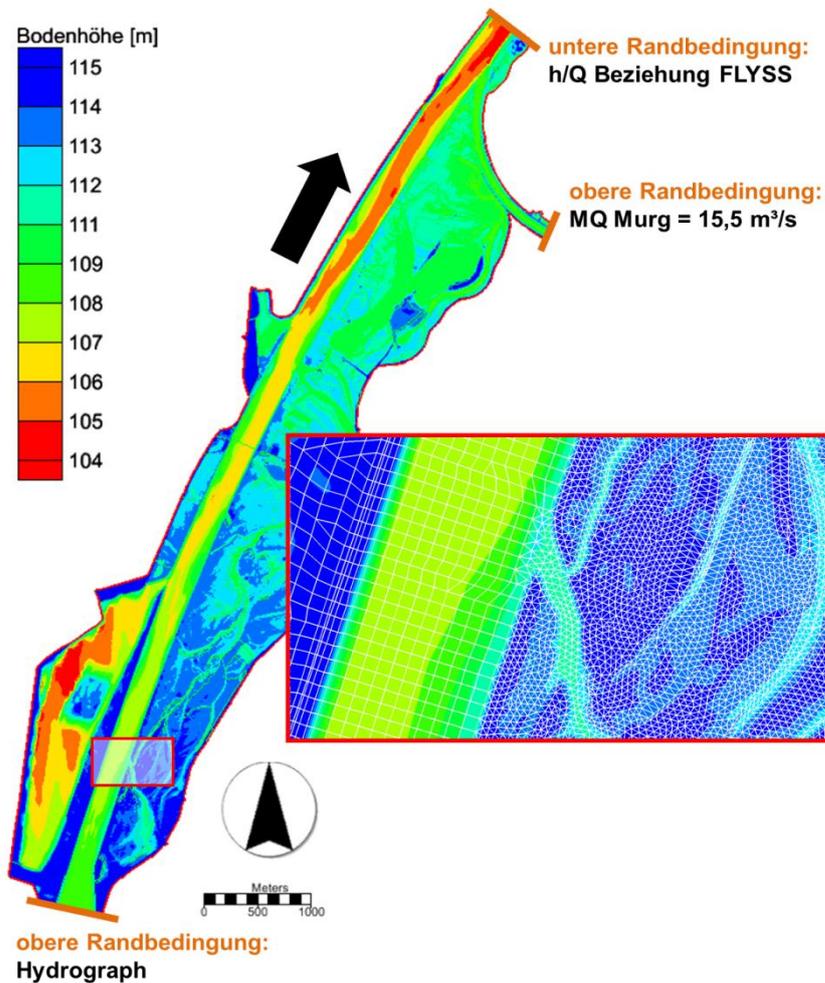


Abbildung 2: Übersicht des modellierten Bereichs als Berechnungsnetz mit Einfärbung nach DGM/FLYS Höhen. Der Ausschnitt zeigt die typische Elementverteilung im Flussschlauch (20 m x 20 m) und im Vorland (10 m x 10 m).

Die folgenden Entnahmebauwerke wurden bei der Netzerstellung mit berücksichtigt. Die Abflüsse wurden gemäß den Angaben aus Unterlagen des RP Karlsruhe angesetzt und sind in Abbildung 3 gelistet.

Tabelle 3: Entnahmebauwerke zwischen Rhein KM 336,3 und 345,0 (Quelle: RP Karlsruhe).

Rhein KM	Uferseite	Gemarkung	Q Glw. bis MW (m³/s)	Q MQ bis HSW (m³/s)	Q oberhalb HSW (m³/s)
336,32	rechts	Iffezheim	0-6	6-35	35
336,40	rechts	Wintersdorf	0-2	2-7	7
337,10	rechts	Wintersdorf	0-1	1-12	12
339,17	links	Selz	1-2	2-11	11
339,30	rechts	Plittersdorf	unbekannt	unbekannt	unbekannt

Weitere topographische Besonderheiten wurden während einer Ortsbegehung am 17.11.2014 identifiziert und im hydraulischen Modell berücksichtigt und gemäß den Angaben des Landesbetriebs Gewässer - Referat 53.2 des RP Karlsruhe (Herr Rainer Ell) kommentiert.

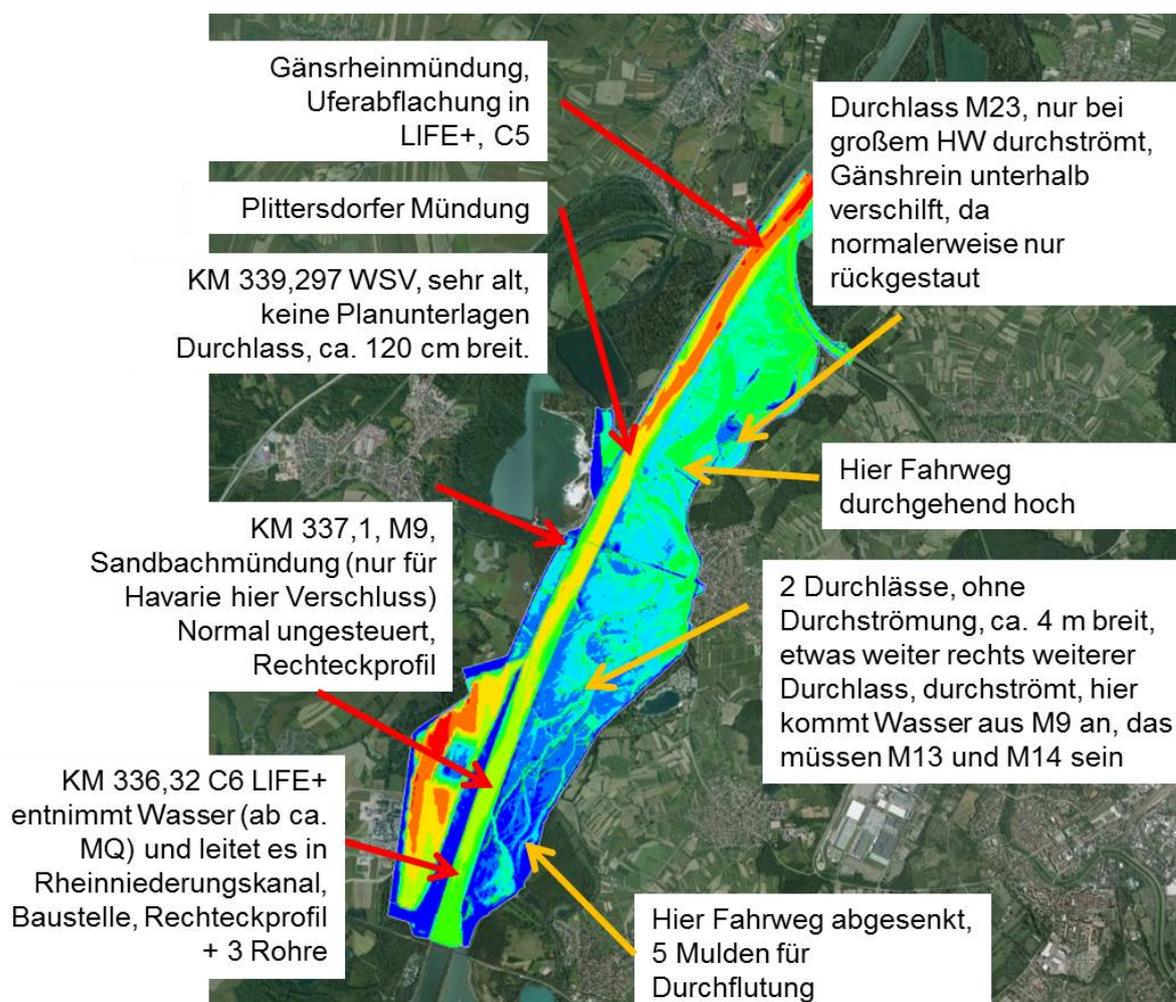


Abbildung 3: Übersicht von Bauwerken nach Ortsbesichtigung am 17.11.2014.

Kalibrierung / modellierte Abflüsse

Das hydraulische Modell wurde anhand von 6 Abflüssen (HQ_1 bis HQ_100, siehe Tabelle 4 entlang des Flussschlauches im Rhein kalibriert (78 Punkte). Datenquelle: FLYSS, Wasserspiegellagen alle 100m von Rhein KM 336,3 – 345,1). Weil die Wasserspiegellagen und Bodenhöhen beide aus dem FLYS Modell stammen, ist erwartungsgemäß die mittlere Abweichung zwischen FLYS und dem 2D Modell

gering für die kleinsten Abflusswerte. Ab HQ10 ist der mittlere Fehler höher. Dies liegt daran, dass das 2D Modell in der Auenzone eine im Vergleich zum FLYS Modell deutlich veränderte Topographie aufweist. Diese wurde aus dem 1m x 1m DGM erzeugt. Es ist davon auszugehen, dass die aktualisierte Topographie des 2D Modells die Verhältnisse besser abbildet als die aus den FLYS Querprofilen interpolierte.

Tabelle 4: Modellierte Abflüsse mit Randbedingung und mittlere Abweichung der berechneten Wasserspiegellagen im Vergleich zu den FLYS Berechnungswerten.

Jährlichkeit	Abfluss (m³/s)	Randbedingung unterstrom (WSP) (m ü. NN)	Mittlere Abweichung (cm)
HQ_1	2.724	111,16	4
HQ_2	3.150	111,66	~1
HQ_5	3.594	111,84	~1
HQ_10	4.100	112,11	20
HQ_50	4.900	112,72	17
HQ_100	5.300	113,00	15

Die Rauheiten im Vorland wurden anhand der Shape-File Kartierung von A. Forbes (IFGG, 1989, siehe Abbildung 4) räumlich zugeordnet und in Klassen zugeordnet (Tabelle 5). Die Rauheiten im Flussschlauch wurden in der unteren Hälfte als „Wasser“ (ID 3) und in der oberen Hälfte als „Rhein oben“ (ID 7) aufgeteilt. Die gewählten Rauheitsbeiwerte wurden entsprechend Tabelle 5 definiert:

Tabelle 5: Verwendete Rauheitsklassen und zugeordnete Beiwerte.

Rauheitsklasse	Material-ID	Strickler-Beiwert (m ^{1/3} /s)	Manning-Beiwert (s/m ^{1/3})
Siedlung	1	28,6	0,035
Kieswerk	2	33,3	0,030
Wasser	3	Abhängig vom Abfluss	0,023-0,030
Wald	4	12,0	0,083
Landwirtschaft	5	25,0	0,040
Feuchte Wiese	6	27,0	0,037
Rhein oben	7	Abhängig vom Abfluss	0,035-0,040

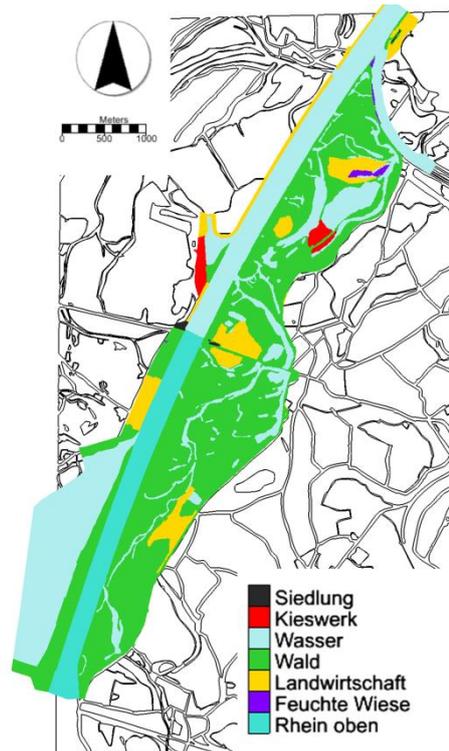


Abbildung 4: Zuordnung der Rauheitsbeiwerte auf Basis der Landnutzung. Farbig: modelliertes Gebiet mit Rauheitsklasse, in Schwarz: Umriss der GIS Shape-File Kartierung, die als Datengrundlage dient.

Die Wasserspiegellagen für die unteren Randbedingungen, wurden der aus den FLYS Berechnungen zur Verfügung stehenden h/Q -Beziehung entnommen (Abbildung 5).

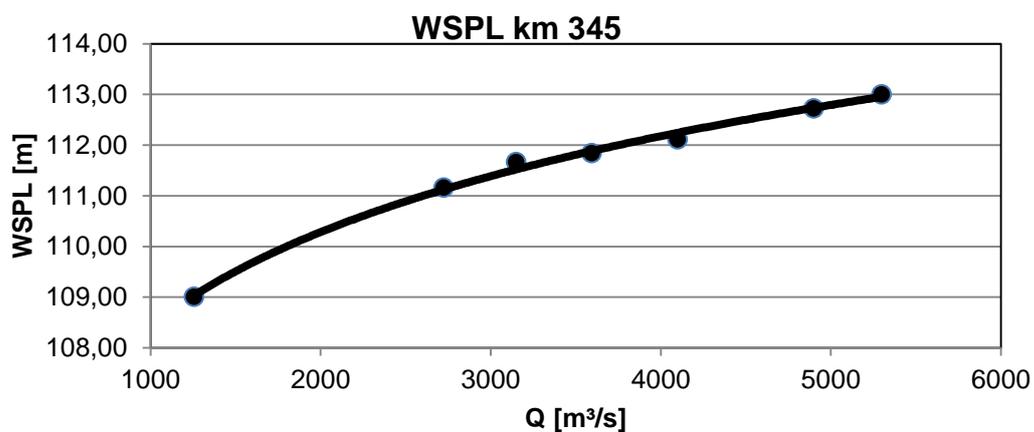


Abbildung 5: Wasserstands/Abfluss-Beziehung aus FLYS am untersten Modellrand (Rhein KM 345).

2.7 Auenmodell

Bearbeitung: Gregory Egger, Marcel Schiebel und Lars Gerstner

2.7.1 Modellaufbau CASiMiR-Vegetation

Die Grundversion von „CASiMiR (Computer Aided Simulation Model for Instream Flow and Riparian)-Vegetation“ wurde von Rohan Benjankar im Rahmen seiner Dissertation am "Center for Ecohydraulics Research" (CER) der Universität von Idaho (USA) entwickelt (Benjankar et al. 2011). Das Modell wurde im Rahmen zahlreicher Forschungsprojekte weiterentwickelt und international angewendet (siehe Überblick in Egger et al. 2013).

CASiMiR-Vegetation wurde für Modellierung von langen Zeiträumen konzipiert (50 bis 100 Jahre und länger). Bei solchen Zeiträumen zeigt sich der Vorteil von Simulationsmodellen. In diesen "virtuellen Laboren" (Perona et al. 2009) können Experimente in Raum und Zeit durchgeführt werden die anderweitig nicht in einem angemessenen Zeitrahmen möglich wären. Es lassen sich Prognosen zu Veränderung von komplexen Systemen, wie z.B. Habitaten und deren Folgen erstellen und visualisieren (vgl. Egger et al. 2013).

CASiMiR-Vegetation ist ein dynamisches, auf Expertenwissen aufbauendes Sukzessionsmodell. Es wird die Annahme zugrunde gelegt, dass die sich ansiedelnde Vegetation auf einem funktionalen Zusammenhang zwischen Hydrologie, physischen Prozessen und Pflanzengesellschaften/Sukzessionsphasen basiert. Dabei wird die Interaktion zwischen den Treibern der Sukzession und den Störungen mit metastabilen, oszillierenden und azyklischen Prozessen betrachtet (Formann et al. 2013). Es werden für geeignete Indikatoren mehrere Schwellenwerte festgelegt, auf deren Grundlage Regeln zur Entwicklung der Vegetation in Hinblick auf Progression und Regression aufgestellt werden können. Somit kann modelliert werden, ob und wo die Sukzession voranschreitet (Progression) oder ob die Vegetation durch eine Störung bzw. Zerstörung, auf ein früheres Sukzessionsstadium / -phase zurückgeworfen wird (Regression; vgl. Egger et al. 2013).

Der Vegetation liegen die Vegetationstypen der Sukzessionsserien, mit den verschiedenen Sukzessionsstadien und -phasen zugrunde. Die physikalischen Prozesse und Störungen werden über die Entfernung zum Mittelwasser (als Inputparameter für die Keimung), die Sohlschubspannung (als Indikator für Morphodynamik) und die Überflutungsdauer (als Indikator für den Überflutungseinfluss) abgebildet. CASiMiR-Vegetation umfasst mehrere Module (siehe Abbildung 6): Keimung, mechanische Störung/Zerstörung infolge der Morphodynamik und pflanzenphysiologische Störung infolge des Überflutungseinflusses (vgl. Egger 2013).

Es werden für jedes Jahr die jahresspezifischen Eingangsdaten benötigt, die Ergebnisse werden als Ausgangssituation des Folgejahres genutzt. Darüber hinaus sind die Ausgangsvegetation und die Topographie des Gebietes notwendig. Letzteres wird auch für die Erstellung der hydraulischen Eingangsdaten benötigt, wofür ein externes Hydraulikmodell genutzt wird. Die Kalibration des Modells wird durch einen Vergleich von simulierten und im Feld aufgenommenen Kartierungen vorgenommen.

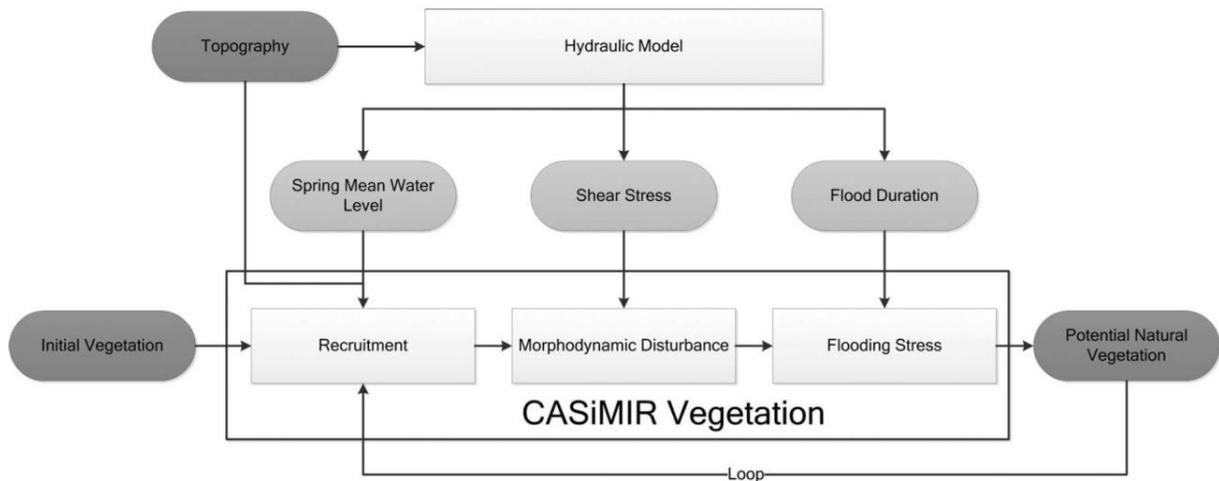


Abbildung 6: Fließdiagramm von CASiMiR-vegetation. Die hellen Blöcke repräsentieren die Module, graue Blöcke die Ein- und Ausgangsdaten des Modells.

Die für die Modellierung gewählten Experteneinstellungen werden nachfolgend dargestellt (siehe Egger et al. 2013). An dieser Stelle sei angemerkt, dass die Auflandungsserie im Rahmen dieser Arbeit nicht behandelt wird. Entsprechende Flächen sind im Untersuchungsgebiet nicht (mehr!) vorhanden und sind jedoch der Vollständigkeit halber bei der Beschreibung der Sukzessionsserien aufgeführt.

2.7.2 Submodul Keimung

In diesem Modul wird die Keimung der Vegetation simuliert. Es basiert auf dem Konzept des "Recruitment Box Model" nach Mahoney and Rood (1998), einschließlich einer Erweiterung um nicht verholzte Arten. Dabei sind vor allem der mittlere Wasserstand im Frühling/Frühsummer (Mai, Juni), aber auch Störungen infolge von höheren Wasserständen wichtige Einflussfaktoren. Diese werden als Input-Daten herangezogen, ob und welche Vegetation keimt und sich in der Folge etablieren kann. Im Submodul Keimung wird davon ausgegangen, dass grundsätzlich auf offenen (eingenommen von einer Initial- oder Pionierphase) und bodenfeuchten Standorten (im Einflussbereich des Grundwassers) es zu einer Keimung kommen kann. Liegt die Fläche (zu) tief, ist sie für die Keimlinge zu lange und häu-

fig überflutet bzw. einer zu hohen Störung infolge von höheren Flusswasserständen ausgesetzt; liegt sie zu hoch, ist sie zu trocken für eine erfolgreiche Keimung.

Innerhalb des Moduls wird zwischen der Keimung in der Uferzone ("bank zone") und der Auenzone ("floodplain zone") unterschieden. Die Uferzone schließt direkt an den Flusslauf an und beinhaltet typischerweise die Schlamm-, Sand- und Kiesbänke mit der Vegetation der frühen Sukzessionsphasen wie Initial-, Pionier-, Röhricht- und Gebüschphase. Die Auenzone folgt jenseits der Uferzone und umfasst die restlichen Auenflächen welche im Überflutungsbereich eines 100-jährigen Hochwassers liegen. Hier finden sich überwiegend Standorte mit fortgeschrittener Vegetation der Weich- und Hartholzauwälder.

Als Uferzone wurde der Bereich zwischen dem Niveau des Mittelwassers in den Monaten Mai-Juni (untere Grenze) und dem Wasserniveau, welches bei 2000 m³/s (Obere Grenze) erreicht wird, definiert. Höher liegende Flächen (bis HQ100), werden der Auenzone zugerechnet. Eine Karte der zwei Zonen ist in Abbildung 7 zu finden.

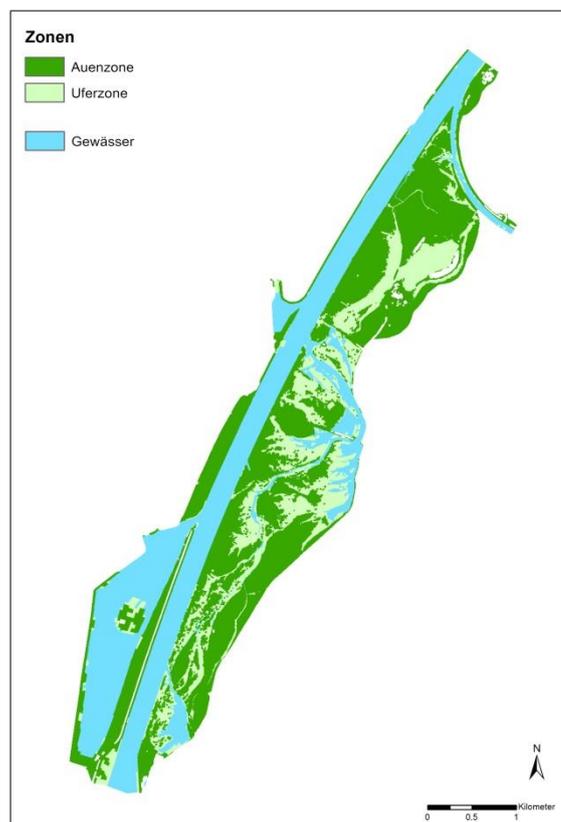


Abbildung 7: Einteilung des Untersuchungsgebietes in Ufer- und Auenzone.

Für jede Sukzessionsserie werden die minimalen und maximalen Wasserpegel benötigt (siehe Tabelle 6). Daraus wird im Modell abgeleitet, auf welchen Flächen in der jeweiligen Vegetationsperiode eine Keimung stattfinden kann².

Tabelle 6: Maximale und minimale Wasserpegel für Ufer- und der Auenzone.

Sukzessionsserie	Uferzone		Auenzone	
	Min. Wasserpegel (m)	Max. Wasserpegel (m)	Min. Wasserpegel (m)	Max. Wasserpegel (m)
Anlandungsserie	1	5	1	5
Verlandungsserie	7	1000	7	1000
Sekundärsukzession	1	5	1	5

2.7.3 Submodul Sukzession

Die Geschwindigkeit, mit welcher die Sukzession verläuft, ist von den Vegetationstypen abhängig. Grundsätzlich lässt sich die Aussage treffen, dass mit fortschreitender Sukzession die Entwicklung immer langsamer von statten geht. Während sich z.B. die Pioniervegetation auf schlammigem Untergrund sehr rasch innerhalb von ein bis zwei Jahren in ein Röhricht weiterentwickeln kann, dauert es für den Übergang von einer feuchten Eichen-Ulmenauwald zu einer feuchten Eichen-Hainbuchenauwald schon an die 100 Jahre und deutlich länger.

Die zur Modellierung verwendeten minimalen Alter bis zur Etablierung der angegebenen Vegetationstypen sowie die daraus resultierenden maximalen Alter, sind in Tabelle 7 aufgeführt.

Die angegebenen Alter gelten jedoch nur im Falle einer ungestörten Vegetationsentwicklung. Bei Störungen kann die Sukzessionsgeschwindigkeit deutlich reduziert werden bzw. kommt es zur Regression (siehe Folgekapitel).

² Die in Tabelle 6 bei der Verlandungsserie genannten 1000 m für den maximalen Wasserpegel sind so hoch gewählt, damit auch mögliche Ausreißer erfasst werden und keine Lücken im Raster entstehen.

Tabelle 7: Alter der Vegetationstypen bei ungestörter Sukzession.

Sukzessions- serie	Phase, bzw. Stadium	Vegetationstyp	Alter (ohne Störung) (Jahre)
Anlandungs- serie	IP	Sand-/Schluffrohboden	0-1
	PP	Pioniervegetation Sand	2-3
	HP	Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	4-9
	SP	Frisches Weidengebüsch	10-15
	ESWP	Frische Silberweidenau	16-59
	LSWP	Frische Silberweiden-/Eichen-Ulmenau	60-99
	EFP	Frische Eichen-Ulmenau	100-139
	TS	Frische Eichen-Hainbuchenau	140-1000
Verlandungs- serie	IP	Ton-/Schlammrohboden	0-1
	PP	Schlammbodengesellschaften	2-3
	HP	Großröhricht	4-15
	SP	Nasses Weidengebüsch	16-25
	ESWP	Nasse Silberweidenau	26-69
	LSWP	Nasse Silberweiden-/Eichen-Ulmenau	70-109
	EFP	Feuchte Eichen-Ulmenau	110-159
	TS	Feuchte Eichen-Hainbuchenau	160-1000
Sekundär- sukzession	HP	Hochstaudenflur	0-5
	SP	Gebüsch	6-29
	EFP	Eichen-Ulmenau	30-79
	TS	Eichen-Hainbuchenau	80-1000

Kürzel: IP = Initialphase; PP = Pionierphase; HP = Krautphase; SP = Gebüschphase; ESWP = Junge Pionierwaldphase; LSWP = Alte Pionierwaldphase; EFP = Reife Auwaldphase; TS = Terminalstadium

Anmerkung zur Sekundärsukzession:

Grundsätzlich basiert Casimir-Vegetation auf der Modellierung der Potentiell-natürlichen Vegetation (PNV) im Sinne von Tüxen (1957). Allerdings sind im Gebiet bereits historisch innerhalb der morphologischen Aue Flächen gerodet und landwirtschaftlich genutzt worden. Die Rekonstruktion der PNV auf ehemals und aktuell landwirtschaftlich genutzten Flächen ist ausschließlich anhand von Standortparametern mit sehr großen Unsicherheiten behaftet. Zudem umfasst das Untersuchungsgebiet nur den rheinnahen Auenbereich der morphologischen Aue, welche bereits historisch stärker von der Auendynamik betroffen war und daher überwiegend als Auwald bewirtschaftet wurde. Auch ist die Einstufung der PNV und die daraus abgeleitete Sukzession wenig „realitätsnah“ – in diesen Fällen ent-

spricht die Sekundärsukzession wesentlich eher den tatsächlichen Verhältnissen. Aufgrund dieses relativ geringen Flächenanteils, der hohen fachlichen Unsicherheiten sowie des näher an der Realität liegenden Ansatzes wurden für die Ausgangskarten die jeweils zu diesem Zeitpunkt landwirtschaftlichen Flächen eingesetzt und in der Folge die Sekundärsukzession modelliert. Es ist dies für die Modellkalibrierung die Karte von 1872; für die Modellierung der beiden Szenarien ohne und mit Klimawandel ist es der Zustand von 2015. Es ist daher zu beachten, dass diese Ausgangskarten im Falle der landwirtschaftlichen Nutzflächen die für reale Vegetation und nicht die PNV abbilden! Allerdings wurde in weiterer Folge die Annahme getroffen, dass diese Flächen nicht mehr landwirtschaftlich genutzt werden! Weiters wurde im Zuge der Modellierung der Sukzession die Annahme getroffen, dass die Waldflächen keiner forstlichen Nutzung unterliegen. Ausgenommen von der Modellierung wurden anthropogen stark überprägte Standorte wie Siedlungsflächen.

Im Wesentlichen sind dies für 1872 Grünlandflächen (=rekonstruierte Ausgangskarte der Simulation), welche ab 1873 als Hochstaudenfluren eingestuft wurden und dann entsprechend der Expertenregeln der Progression bzw. Regression unterliegen.

Für den Ausgangszustand der beiden Szenarien ohne und mit Klimawandel wurde die Karte der aktuellen Vegetation von Fritsch (2015) herangezogen. Konkret wurde die ehemals bzw. aktuell landwirtschaftlich genutzten Vegetationstypen wie

2.7.4 Submodul Morphodynamische Störungen

Im Submodul Morphodynamische Störungen wird als Indikator Sohlschubspannung herangezogen. Dabei werden folgende fünf Klassen unterschieden:

- Klasse 1: sehr schwache Störintensität (0,1-2 N/m²).
- Klasse 2: schwache Störintensität (2-5 N/m²)
- mittlere Störintensität (5-50 N/m²)
- starke Störintensität (50-200 N/m²)
- sehr starke Störintensität (>200 N/m²).

Die Rasterkarten der Sohlschubspannung werden mithilfe des Hydraulikmodells für die Abflüsse 1000 m³/s, 1500 m³/s, 2000 m³/s, 2300 m³/s, HQ1, HQ2, HQ5, HQ10, HQ50 und HQ100 erstellt sowie von (siehe Abbildung 10, Abbildung 9, Abbildung 10).

Anhand des maximalen Abflusses werden die Vegetationsperioden einer dieser Karten zugeordnet. Diese Karten werden im Modell mit der kritischen Sohlschubspannung der

Vegetation abgeglichen (siehe Tabelle 8) und bei deren Überschreitung eine entsprechende Wirkung (keine Sukzession/bleibt am Status Quo bzw. unterschiedliche Stufen der Regression) anhand der Expertenregeln vorgenommen (siehe Tabelle 9).

Tabelle 8: Kritische Sohlschubspannung der Vegetation (Quelle: Egger 2016).

Sukzessions- serie	Phase, bzw. Stadium	Vegetationstyp	kritische Sohlschubspannung (N/m ²)
Anlandungs- serie	IP	Sand-/Schluffrohboden	2
	PP	Pioniervegetation Sand	4
	HP	Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	40
	SP	Frisches Weidengebüsch	80
	ESWP	Frische Silberweidenau	150
	LSWP	Frische Silberweiden-/Eichen-Ulmenau	200
	EFP	Frische Eichen-Ulmenau	200
	TS	Frische Eichen-Hainbuchenau	200
Verlandungs- serie	IP	Ton-/Schlammrohboden	1
	PP	Schlammbodengesellschaften	2
	HP	Großröhricht	10
	SP	Nasses Weidengebüsch	60
	ESWP	Nasse Silberweidenau	150
	LSWP	Nasse Silberweiden-/Eichen-Ulmenau	200
	EFP	Feuchte Eichen-Ulmenau	200
	TS	Feuchte Eichen-Hainbuchenau	200
Sekundärsuk- zession	HP	Hochstaudenflur	40
	SP	Gebüsch	80
	EFP	Eichen-Ulmenau	200
	TS	Eichen-Hainbuchenau	200

Kürzel: IP = Initialphase; PP = Pionierphase; HP = Krautphase; SP = Gebüschphase; ESWP = Junge Pionierwaldphase; LSWP = Alte Pionierwaldphase; EFP = Reife Auwaldphase; TS = Terminalstadium

Tabelle 9: Wirkung der Sohlschubspannung auf die Vegetation.

Phase, bzw. Stadium	Störungsklassen der Sohl-Schubspannung				
	sehr schwach	schwach	mittel	stark	sehr stark
IP	kein Effekt	bleibt in der IP	bleibt in der IP	bleibt in der IP	bleibt in der IP
PP	kein Effekt	bleibt in der PP	fällt auf IP zurück	fällt auf IP zurück	fällt auf IP zurück
HP	kein Effekt	kein Effekt	bleibt in der HP	fällt auf PP zurück	fällt auf IP zurück
SP	kein Effekt	kein Effekt	kein Effekt	bleibt in der SP	fällt auf IP zurück
ESWP	kein Effekt	kein Effekt	kein Effekt	bleibt in der ESWP	fällt auf IP zurück
LSWP	kein Effekt	kein Effekt	kein Effekt	bleibt in der LSWP	fällt auf IP zurück
EFP	kein Effekt	kein Effekt	kein Effekt	bleibt in der EFP	fällt auf IP zurück
TS	kein Effekt	kein Effekt	kein Effekt	bleibt im TS	fällt auf IP zurück

Kürzel: IP = Initialphase; PP = Pionierphase; HP = Krautphase; SP = Gebüschphase; ESWP = Junge Pionierwaldphase; LSWP = Alte Pionierwaldphase; EFP = Reife Auwaldphase; TS = Terminalstadium

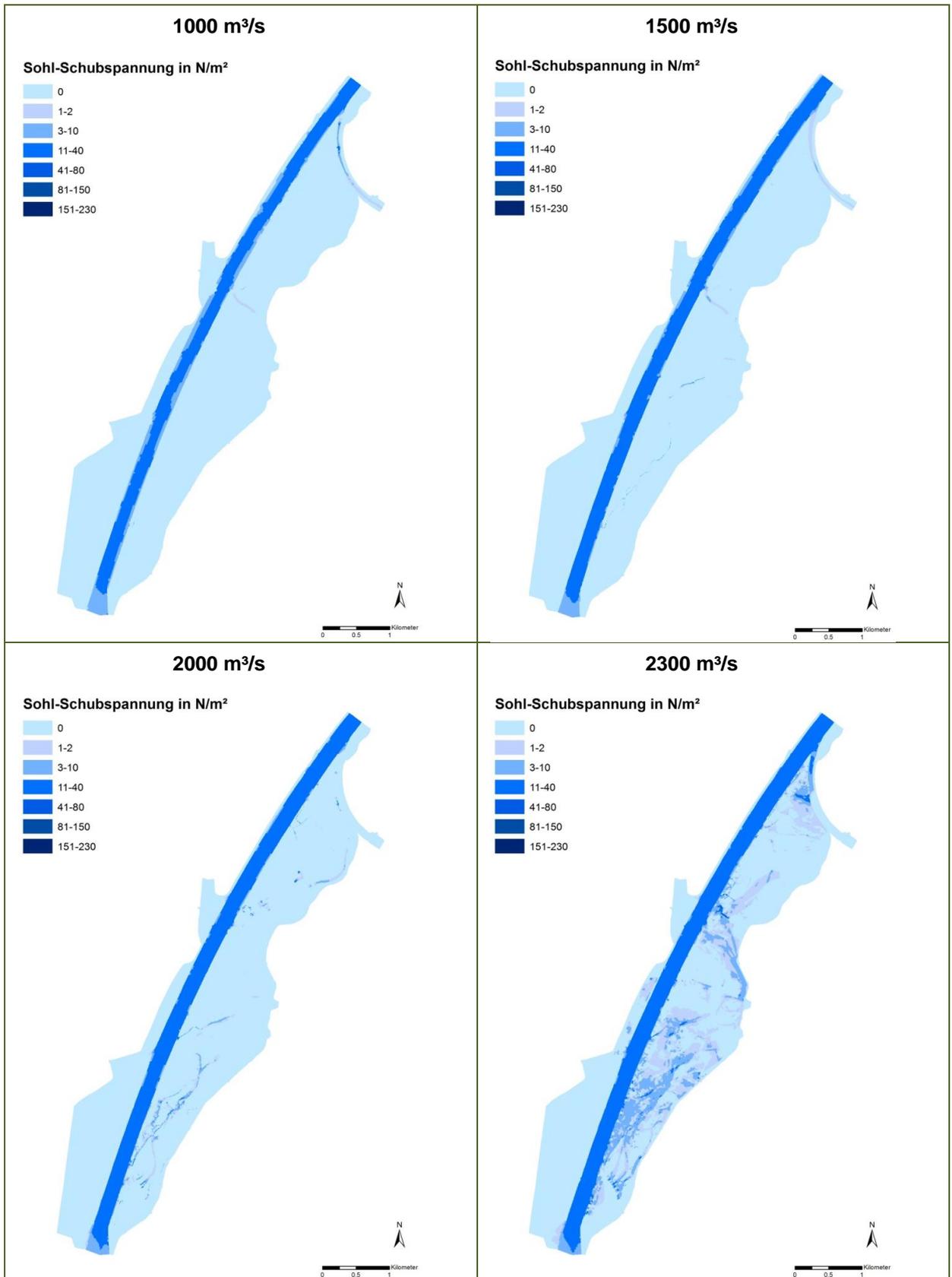


Abbildung 8: Rasterkarten der Sohl-Schubspannung für 1000 m³/s, 1500 m³/s, 2000 m³/s und 2300 m³/s.

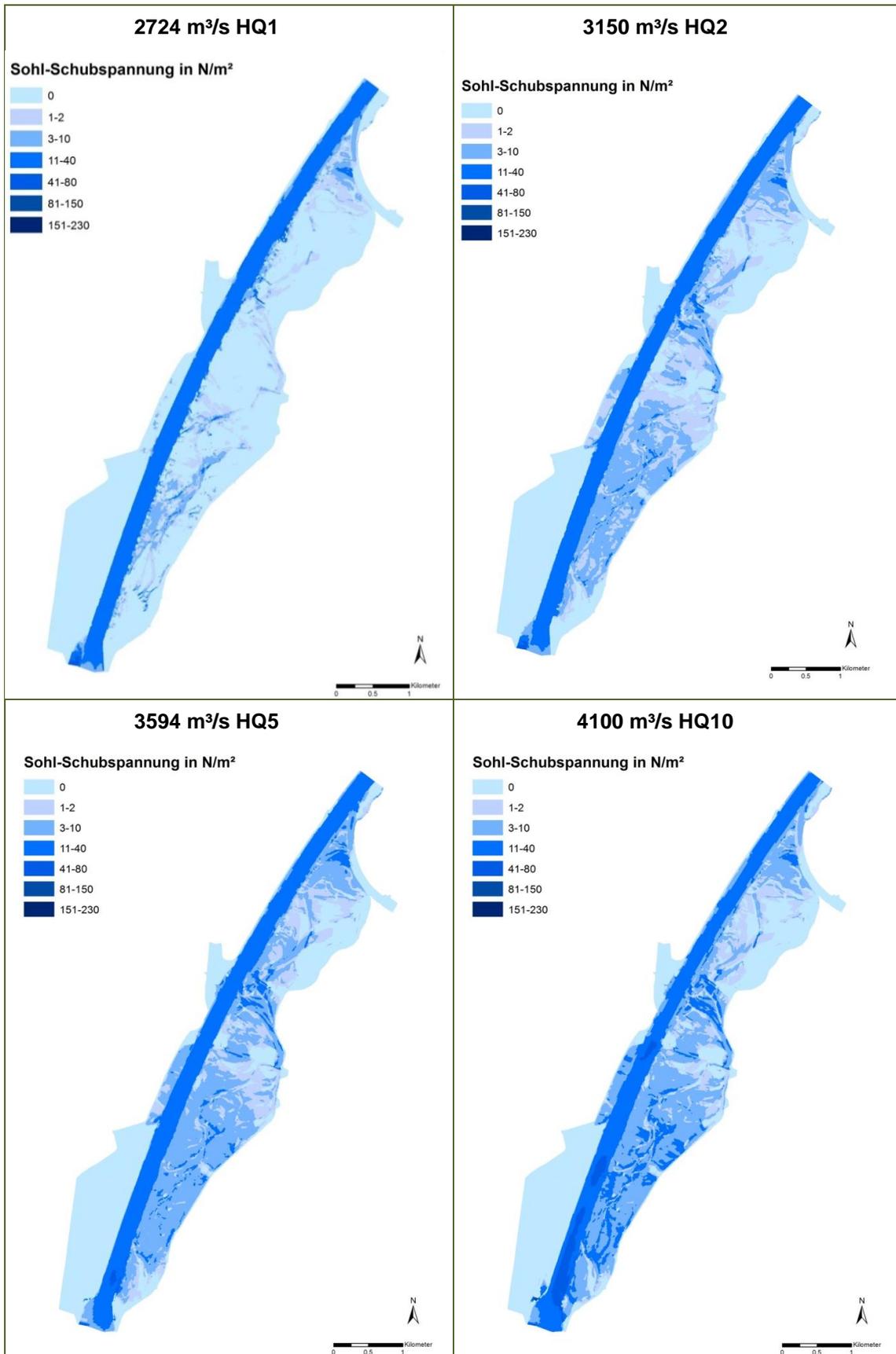


Abbildung 9: Rasterkarten der Sohl-Schubspannung für HQ1, HQ2, HQ5 und HQ10.

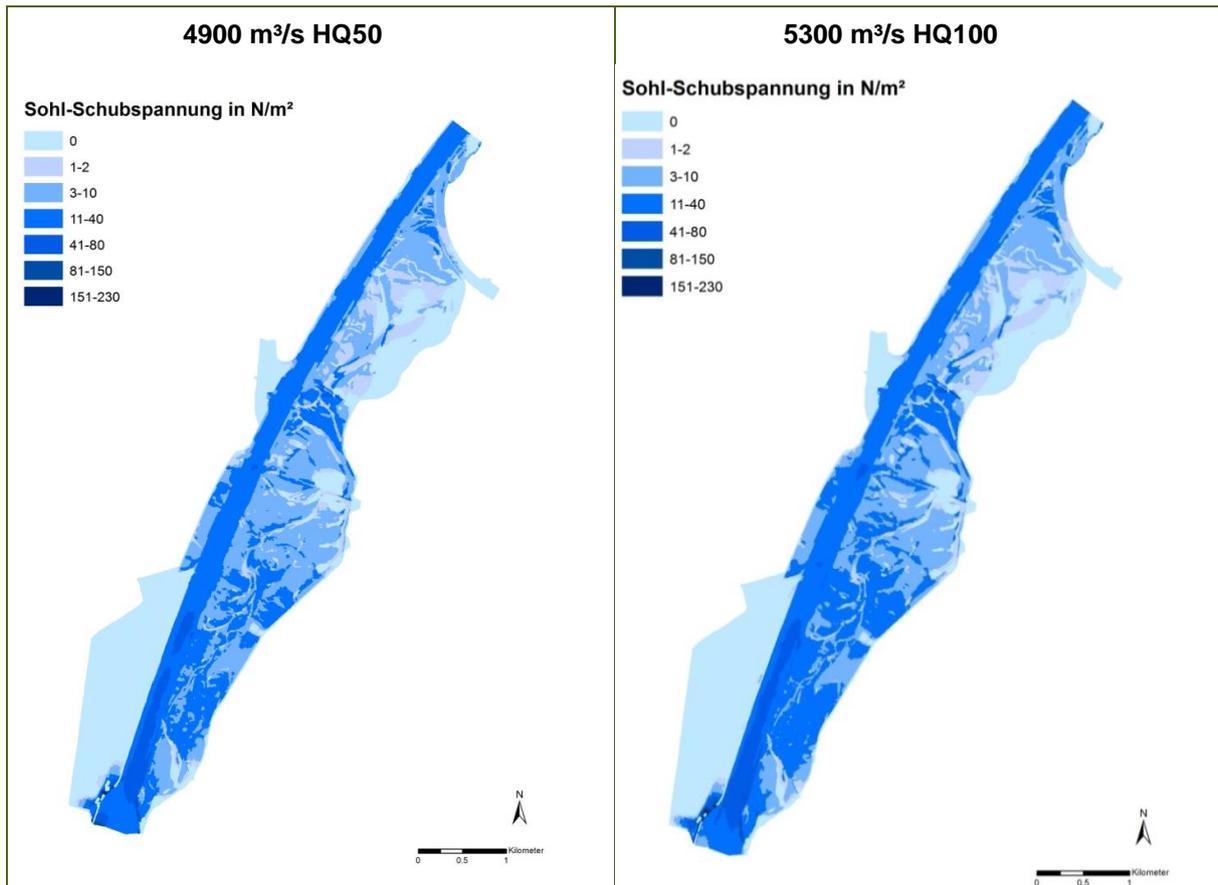


Abbildung 10: Raster der Sohl Schubspannung für HQ50 und HQ100.

2.7.5 Submodul Überflutungsstress

Für das Überleben der Vegetation bei Hochwasser spielt neben der Jahreszeit in erster Linie die Überflutungsdauer eine entscheidende Rolle. Sie verändert die Konkurrenzverhältnisse zwischen den Arten, führt eine nach Höhenlage differenzierte Auslese durch und lässt nur die hochwassertoleranten Arten überleben. Die Überflutungshöhe ist insofern von Bedeutung, als selbst viele überflutungstolerante Pflanzenarten nur dann überleben, wenn wenigstens einige Pflanzenteile aus dem Wasser herausragen; völlig untergetaucht gehen die meisten Auenpflanzen in kurzer Zeit zugrunde (u.a. Gill 1970, Balátová-Tulacková 1979, Dister 1983, Späth 1988, Armbruster et al. 2006).

Literaturrecherche bez. Überflutungstoleranzen:

Die hier aufgeführten Toleranzen sind das Ergebnis einer Literaturrecherche (Wagner 2015). Je nach Quelle werden teilweise ganz unterschiedliche Bandbreiten angegeben. Auch sind sie von unterschiedlichen Regionen; zudem fehlen zu meist Angaben wie Überflutungshöhe, Zeitpunkt der Überflutung, Wetterbedingun-

gen, Wassertemperatur, welche für eine Interpretation des Überflutungseinflusses wesentlich sind, wodurch nur eine sehr bedingte Vergleichbarkeit und Übertragbarkeit auf den Rheinabschnitt des Untersuchungsgebietes gegeben ist.

Bezüglich der Ergebnisse der Literaturrecherche zu den Überflutungstoleranzen sollen im Folgenden die wichtigsten Arten der Weich- und der Hartholzaue sowie der vorgelagerten Standorte näher behandelt werden. Diese sollen dann mit den Ergebnissen zu den aktuellen Überflutungsdauern der Vegetationsperiode, im Hinblick auf die aktuelle Vegetation bzw. den historischen Weichholzaunen verglichen werden.

Für die Arten der Weichholzaue bzw. deren vorgelagerte Standorte ergeben sich laut der Literaturrecherche nachfolgende Toleranzen.

Die Überflutungstoleranz von Rohrgranzgras (*Phalaris arundinacea*) weist eine mittlere Überflutungsdauer von 190 Tagen pro Jahr auf (vgl. Dister, 1980). Hellwig errechnete für die Elbe eine Überflutungsdauer von durchschnittlich 130 Tagen pro Jahr und maximal 157 Tagen pro Jahr (vgl. Hellwig 2000). In der Vegetationsperiode werden Werte von durchschnittlich 79 Tagen und maximal 170 Tagen erreicht (vgl. Hügin und Henrichfreise 1992).

Das Schilfrohr (*Phragmites communis*) toleriert, nach Dister (1980), im Mittel 140 Tage pro Jahr. Jedoch sei hierbei zu beachten, dass der physische Stress durch Umknicken und Untertauchen, den ausschlaggebenden Faktor darstellt. Auch Patz kommt zu vergleichbaren Ergebnissen, mit Überflutungsdauern von bis zu 195 Tagen pro Jahr an der Elbe (vgl. Patz 2000). Die Überflutungsdauer ist also nicht der standortbestimmende Faktor, so dass eine unbeschränkte Toleranz angenommen wird (vgl. Dister 1980).

Die Silber-Weide (*Salix alba*) ist bei Überflutungen die toleranzstärkste Baumart in der Aue. Für die am höchsten gelegenen Standorte werden im langjährigen Mittel Überflutungsdauern von 100 Tagen pro Jahr und in den tiefsten Standorten 190 Tage pro Jahr toleriert. Wobei für letztere bis zu 210 Tage pro Jahr und eine Überflutungshöhe von 4,8 m erreicht werden können. Dister (1980) vermutet aber, dass die maximale Überflutungsdauer für natürliche Bestände bis zu 250 Tage betragen kann. Für die Vegetationsperiode ergeben sich Maximalwerte von 140 Tagen. In den höheren Standorten lagen die Maximalwerte bei dem Hochwasser 1978 bei 140 Tagen pro Jahr, bzw. 105 Tagen in der Vegetationsperiode (vgl. Dister 1980). Hellwig hingegen gibt eine durchschnittliche Dauer mit 135 Tagen pro Jahr und eine maximale Dauer von 238 Tagen pro Jahr (vgl. Hellwig 2000) an. In den tiefen Standorten des Rheins (bei Iffezheim) konnte für die Vegetationsperiode, ab Überflutungsdauern von 169 Tagen, Krummwuchs oder das Absterben der Weiden festgestellt werden (vgl. Späth 1988).

Die Korb-Weide (*Salix viminalis*) findet sich an der Elbe auf Standorten mit einer durchschnittlichen Überflutungsdauer von 139 Tagen pro Jahr und einer maximalen Überflutung von 165 Tagen pro Jahr (vgl. Hellwig 2000). Ob maximale Überflutungsdauern wie bei der Silberweide toleriert werden können, lässt sich nur vermuten (vgl. Hellwig 2000).

Für die Schwarz-Pappel (*Populus nigra*) können für die Elbe durchschnittliche Werte von 113 Tagen pro Jahr angegeben werden. Dieser Wert wurde anhand der Verschneidung der Topographie und eines 2D-hydrodynamisch-numerischen Modells ermittelt (vgl. Hellwig 2000). Die maximale Dauer beträgt 187 Tage pro Jahr (vgl. Hellwig 2000). Für die Vegetationsperiode am Rhein konnten Überflutungsdauern von 155 Tagen (im Jahr 1987) ermittelt werden, wobei ab 139 Tagen pro Vegetationsperiode Absterben oder Krummwuchs beobachtet werden konnte (vgl. Späth 1988).

Für die Arten der Hartholzaue, hier die Stiel-Eiche, die Flatter-Ulme, die Esche, der Feld-Ahorn und die Hainbuche, finden sich die folgenden Angaben:

Die tief liegenden Standorte der Stiel-Eiche (*Quercus robur*) waren zwischen 1961 und 1970 im Schnitt 14 Tage pro Jahr überflutet, wovon 8 Tage auf die Vegetationsperiode entfallen. Bei den höchsten Standorten waren es 3 Tage. Anhand von historischen Daten des Pegels Erfelden konnte zudem errechnet werden, dass die Eichen in den Jahren 1811-1820 im Mittel 96,7 Tage überflutet waren, davon 61,5 Tage in der Vegetationsperiode. Für die Jahre 1801-1810 waren es 101,8 Tage pro Jahr. In nassen Jahren konnten sogar insgesamt 217 Tage erreicht werden, wobei davon 125 Tage in der Vegetationsperiode lagen (vgl. Dister 1983). Des Weiteren konnten aus Altersanalysen und Rückrechnungen für das Karlswürth maximale Überflutungsdauern von 188 Tagen pro Jahr, davon ca. 153 Tage in der Vegetationsperiode, bestimmt werden (vgl. Dister 1980). Nach Hellwig liegt die durchschnittliche Überflutung ebenfalls bei 14 Tagen pro Jahr (vgl. Hellwig 2000). Die maximale Dauer beträgt 96 Tage pro Jahr (vgl. Hellwig 2000).

Für die Flatter-Ulme (*Ulmus laevis*) wurden im Schnitt 45 Tage Überflutung pro Jahr berechnet. Die maximale Dauer wurde mit 119 Tagen pro Jahr beziffert (vgl. Hellwig, 2000). Flatter-Ulmen vertragen nach Dister 5-6 Monate im Wasser, allerdings nicht am Stück, ohne nennenswerte Schäden davonzutragen (vgl. Dister 1983). In der Vegetationsperiode sind sie bis 136 Tage vital (vgl. Späth 1988).

Die Überflutungstoleranz der Gemeinen Esche (*Fraxinus excelsior*) beträgt im Mittel sehr wahrscheinlich zwischen 35 und 40 Tagen pro Jahr. Davon entfallen durchschnittlich 23-27 Tage auf die Vegetationsperiode. Die maximalen Überflutungsdauern liegen bei 102 Tagen pro Jahr und 72 Tagen in der Vegetationsperiode (vgl. Dister 1983). Nach den von Späth ermittelten Werten sind Eschen bei bis

zu 67 Tagen pro Vegetationsperiode noch vital, können aber bis zu 129 Tage ertragen (vgl. Späth 1988).

Der Feld-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) verträgt problemlos 114 Tage Überflutung pro Vegetationsperiode (vgl. Späth 1988).

Die Hainbuche (*Carpinus betulus*) ist bei bis zu 64 Tagen Überflutung pro Vegetationsperiode noch vital. Die maximale Toleranz liegt bei 87 Tagen (vgl. Späth 1988).

Tabelle 10: Überflutungstoleranzen ausgewählter Arten. Quelle: Dister 1980, 1983; Hellwig 2000, 2001; Späth 1988; Hügin und Henrichfreise 1992; Patz 2000.

Art	Überflutungstoleranz Jahr (Tage/Jahr)		Überflutungstoleranz Vegetations- periode (Tage/Vegetationsperiode)	
	vital	kritisch	vital	kritisch
Rohrglanzgras	bis 130	131-190	bis 80	81-183
Schilfrohr	bis 365	-	bis 183	-
Silberweide	bis 190	191-238	bis 169	170-175
Korbweide	bis 139	140-238	bis 139	140-165
Schwarzpappel	bis 139	140-187	bis 139	140-155
Stiel-Eiche	bis 130	131-190	bis 130	131-183
Flatter-Ulme	bis 140	141-180	bis 136	keine Angaben
Esche	bis 77	78-102	bis 67	68-129
Feld-Ahorn	keine Angaben	keine Angaben	bis 115	keine Angaben
Hainbuche	keine Angaben	keine Angaben	bis 64	65-87
Linde	keine Angaben	keine Angaben	bis 64	65-115

Analyse von Überflutungsdauern anhand aktueller und historischer Vegetationskarten

Als eine weitere Möglichkeit neben der Literaturrecherche können A) die Überflutungstoleranzen der Auwaldbestände im Untersuchungsgebiet anhand der mittels Hydraulikmodell ermittelten Überflutungsdauern der konkreten aktuellen Vegetation bestimmt werden.

Darüber hinaus können B) auch hier die historischen Karten für einen Vergleich herangezogen werden. Durch den Vergleich der aktuellen Überflutungsdauern mit den historischen Weichholzauwäldern lassen sich ebenfalls Aussagen zu den wirksamen Überflutungsdauern der einzelnen Vegetationstypen treffen. Dabei wird analysiert, welche Entwicklung historische Weichholzauwaldbestände um 1872 auf den unterschiedlich lang überfluteten Standorten nehmen. Entscheidend dabei ist, ab welchen Überflutungsdauern bei nassem bzw. extrem nassem Jahr eine Suk-

zession in Richtung Hartholzaue unterbunden wird. Als Ausgangsjahr wird 1872 herangezogen, da zu diesem Zeitpunkt die Rheinkorrektur im Großen und Ganzen abgeschlossen war und es seit dieser Zeit zu keinen bedeutenden morphodynamischen Prozessen bzw. zu keinen Regressionen infolge mechanischer Störung gekommen ist.

Auf den aus diesen beiden Analysen (A, B) gewonnenen Erkenntnissen lassen sich die notwendigen Bandbreiten der wirksamen Überflutungsdauern für die Weich- und Hartholzbestände ableiten.

Im Folgenden werden die Ergebnisse zu den aktuellen Überflutungsdauern der Vegetationsperiode im Hinblick auf die aktuelle Vegetation bzw. den historischen Weichholzaunen näher analysiert. Dabei werden vor allem die Flächen, welche aktuell von den Vegetationstypen nasse Silberweidenaue, frischen Eichen-Ulmenaue und frische Eichen-Hainbuchenaue bestanden sind, näher betrachtet, da diese einen überwiegenden Anteil des Gebietes einnehmen.

A) Analyse der aktuellen Überflutungsdauern der aktuellen Vegetation in der Vegetationsperiode:

Bei Betrachtung für die gesamte Aue werden vor allem die Ergebnisse für ein nasses Jahr und ein extrem nasses Jahr analysiert, da diese die aussagekräftigsten sind. Im Anhang sind sämtliche Detailergebnisse in Tabellenform beigelegt (siehe Tabelle 40 bis Tabelle 51).

Hierbei fällt auf, dass die Silberweidenaue in den abgedämmten Bereichen nahezu nicht (mehr) vorhanden ist. Lediglich ein geringer Anteil von ca. 5% der Silberweidenwälder kann entlang des Sandbachs noch passende Bedingungen finden. Ansonsten werden die Auwälder in den abgedämmten Bereichen von Hartholzbeständen eingenommen. Der Großteil der Silberweidenbestände wird regelmäßig überflutet.

In einem mittleren Jahr sind rund 84 % der Silberweidenwälder überflutet. Davon sind 71 % an 2-14 Tagen in der Vegetationsperiode von Wasser bedeckt. Teilweise werden auch 70-155 Tage erreicht. In einem nassen bzw. einem extrem nassen Jahr sind sogar um die 94 % überflutet. Dabei werden ca. 13 % gering oder gar nicht überflutet. Der Schwerpunkt liegt in den für das Jahr vergleichsweise eher moderaten Überflutungsdauern (15-47 Tage in einem nassen Jahr und 55-99 Tage in einem extrem nassen Jahr). Hierauf entfallen ca. 71 % der Bestände. Für hohe bis sehr hohe Überflutungsdauern liegt der Anteil bei etwas über 15 %. Das Verbreitungsgebiet der nassen Silberweidenaue befindet sich in den eher tiefer gelegenen Bereichen der Aue entlang der Gewässer und der Flutmulden.

Die Vegetation der frischen Eichen-Ulmenaue und frischen Eichen-Hainbuchenaue ist in einem nassen Jahr zu 75 % bzw. zu 53 % überflutet. Der Schwerpunkt liegt

dabei für die Eichen-Ulmenaue bei Überflutungsdauern von 15 Tagen, mit einem Anteil von ca. 38 % des Bestandes, gefolgt von den nicht überfluteten Beständen. Über 47 Tage sind mit etwas über 1 % nur ein Bruchteil überflutet.

Für die Eichen Hainbuchenwälder sieht es ähnlich aus. Hier liegt der Schwerpunkt mit knapp 47 % in den nicht überfluteten Bereichen, gefolgt von 15 Tagen (29%). Mehr als 47 Überflutungstagen sind weniger als 1 % der Bestände ausgesetzt. In einem extrem nassen Jahr ergeben sich vergleichbare Werte, wenn auch für höhere Überflutungsdauern (der Bereich bis sieben Überflutungstage eines nassen Jahres entspricht bis zwölf Tagen im extrem nassen Jahr, 15-47 Tage entsprechen 55-99 Tagen und 109-174 Tage entsprechen 164-183 Tagen).

Bei Betrachtung der Anteile der Vegetationstypen an den Flächen mit unterschiedlichen Überflutungsdauern zeigt sich, dass der Anteil der Hartholzwälder in den Bereichen niedriger und mittlerer Überflutungsdauer (bis zu 47 Tage in einem nassen Jahr bzw. 99 Tage in einem extrem nassen Jahr) größer ist als jener der Weichholzwälder. Erst bei Flächen mit höheren Überflutungsdauern sind überwiegend Weichhölzer anzutreffen.

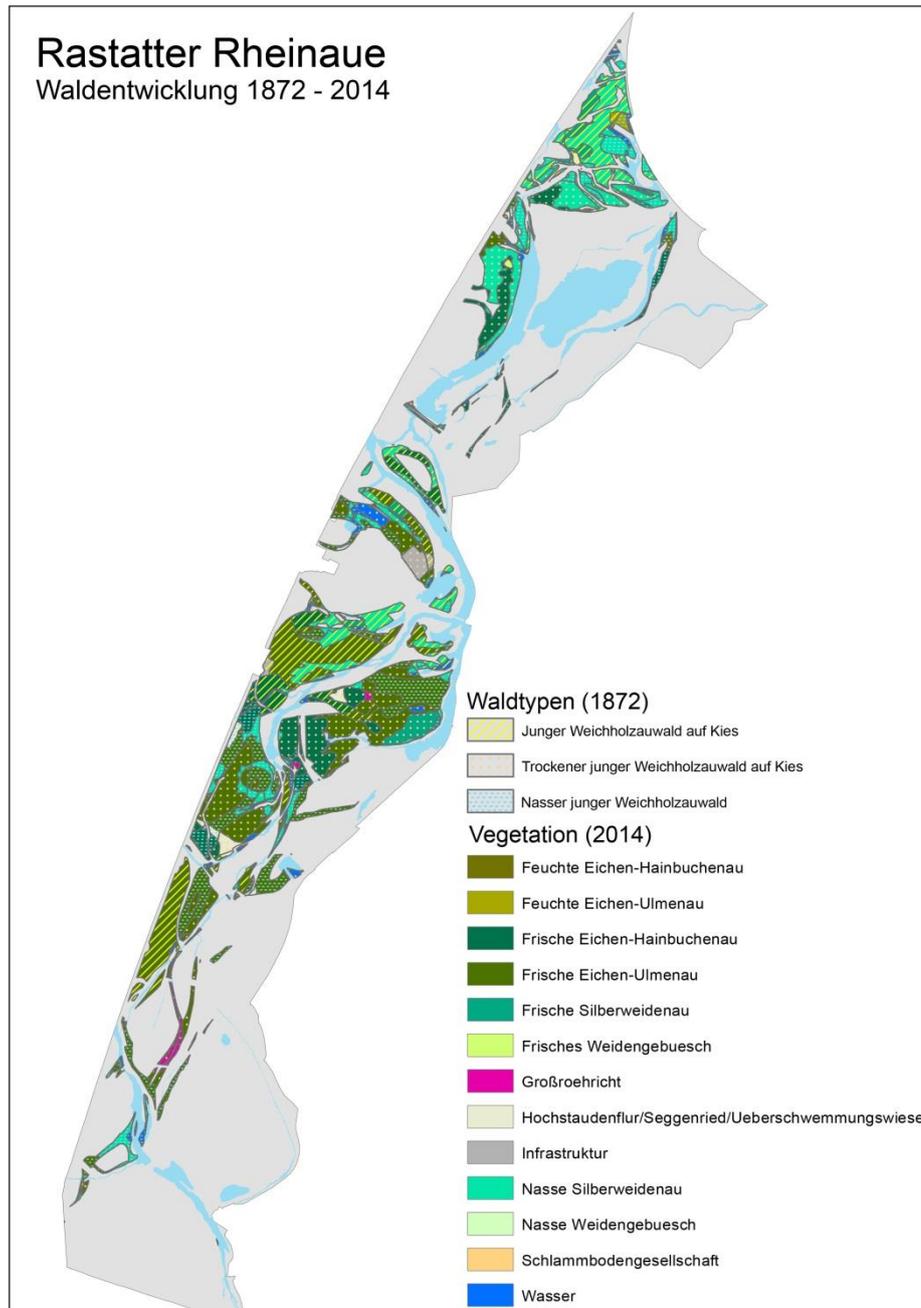


Abbildung 11: Anhand von historischen Karten erstellte Übersicht historischer Weichholzaunen zum Zeitpunkt 1872 und die auf diesen Flächen aktuell vorkommenden der Vegetationstypen (aktuell-reale Vegetation).

B) Analyse der historischen Karten:

Wird den Betrachtungen nicht die gesamte Aue zugrunde gelegt, sondern nur die durch die historischen Karten für die 1872 als Weichholzwälder identifizierten Gebiete (siehe Abbildung 11), so zeigt sich, dass (fast) keine dieser Flächen abgedämmt wur-

de. Im Anhang sind sämtliche Detailergebnisse in Tabellenform beigefügt (siehe Tabelle 52 bis Tabelle 63).

Seit 1872 haben sich diese ehemaligen Weichholzbestände zu nassen Silberweidenwälder (entspricht 84 % der aktuellen Bestände), zu Eichen-Ulmenwälder (entspricht 87 % der aktuellen Bestände) und zu Eichen-Hainbuchenwälder (entspricht 84 % der aktuellen Bestände) entwickelt. Es ist davon auszugehen, dass diese Silberweidenbestände historisch häufiger und länger überflutet wurden, da es mittlerweile zu einer weiteren Verlandung der Auwaldbereiche gekommen ist und sich auch der Rhein eingetieft hat. In Bezug auf die Überflutungsdauer zeigt sich jedoch, dass für die stärker überfluteten Flächen (ab 109 Tage bei einem nassen, bzw. 164 Tage bei einem extrem nassen Jahr) der Anteil der nassen Silberweidenau deutlich höher ist. So liegt der Anteil in einem nassen bzw. extrem nassen Jahr bei 62 % für 109 bzw. 164 Tage und 29 % für 174 bzw. 183 Tage (siehe Anhang Tabelle 64 bis Tabelle 68).

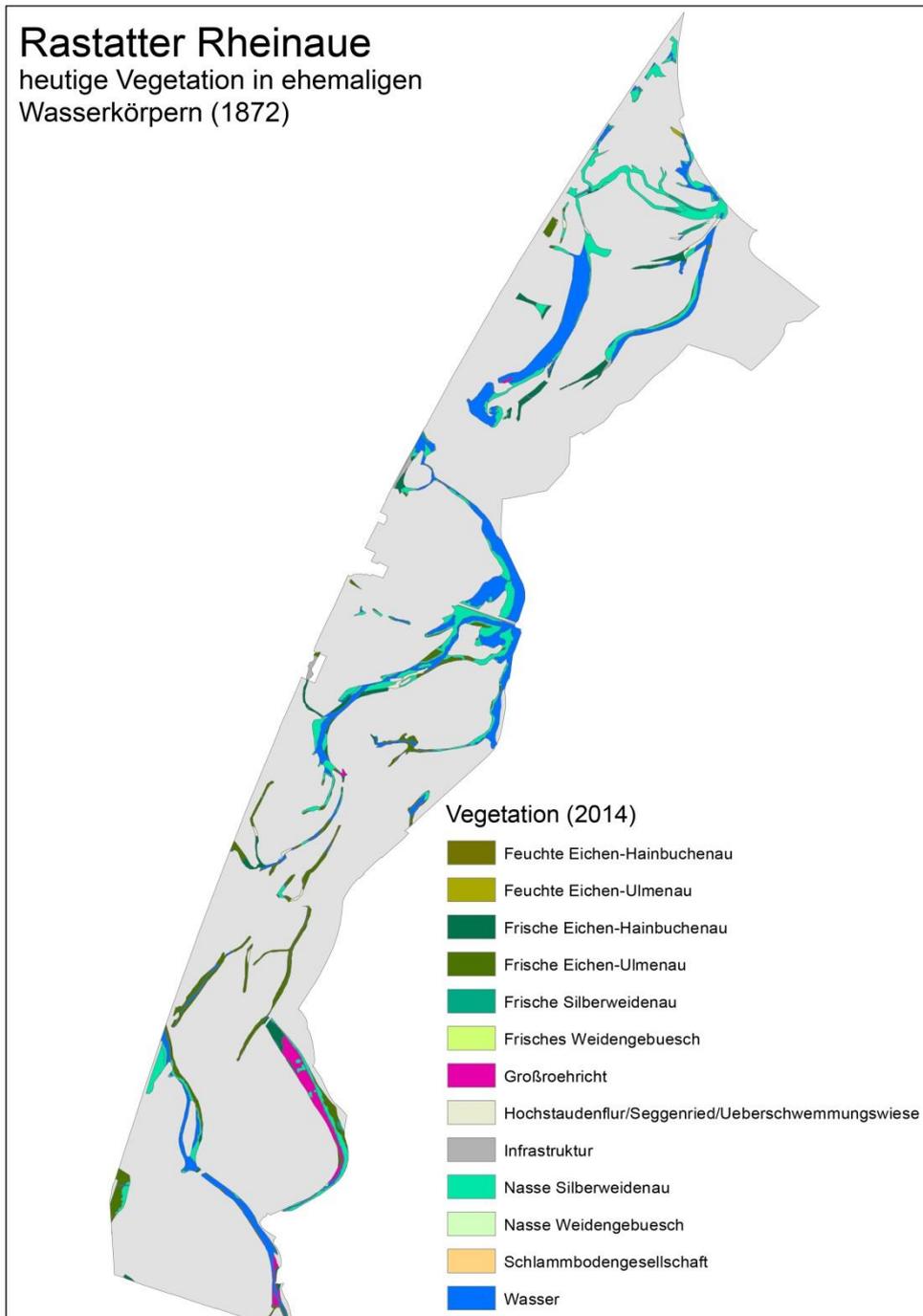


Abbildung 12: Aktuelle Vegetation auf zum Zeitpunkt 1872 von Auengewässern eingenommenen Flächen.

Aus den Ergebnissen zu den aktuellen Überflutungsdauern der verschiedenen Vegetationstypen lässt sich schließen, dass die höher überfluteten Bereiche eher Weichholzwälder blieben, während auf den weniger überfluteten Flächen tendenziell mehr Progression stattfand. Dennoch sind stellenweise ungewöhnliche Abweichungen zu den Literaturangaben vorhanden. Diese Beobachtung könnte verschiedene Ursachen haben.

Zum einen könnte es an anderen Umweltfaktoren liegen, wie etwa dem Grundwassereinfluss, auch wenn dieser im Vergleich zu den Überflutungen nur gering erscheint. Auch der Faktor der Überflutungshöhe bei Hochwässern konnte nicht mit einbezogen werden. Zum anderen beruhen die Ergebnisse zu den aktuellen Überflutungsdauern auf der heutigen Topographie. Die Topographie ändert sich aber durch Sedimentationsprozesse und durch die Eintiefung des Rheins im Lauf der Zeit. Besonders nach der Rheinbegradigung kann davon ausgegangen werden, dass große Teile der ehemaligen und nach der Regulierung abgeschnittenen Seitenarme des Rheins verstärkt verlandeten.

So wird vor allem durch Hochwasserereignisse immer wieder Material sedimentiert. Auf den Flächen direkt am Rhein bis ca. 150 m davon entfernt, kann diese Sedimentation in Dezimeterbereich liegen. Innerhalb von 15 Jahren können so 30 cm und mehr erreicht werden. Dadurch bildet sich mit der Zeit ein parallel zum Rhein verlaufender "Uferwall". Mit zunehmender Entfernung zum Rhein nimmt auch die Sedimentation ab (vgl. Späth 2016).

Ein weiterer Grund könnte sein, dass bei der Betrachtung anhand der aktuellen Überflutungsdauern nur die Überflutungen innerhalb der Vegetationsperiode betrachtet wurden.

Die Silberweide erträgt auf das Jahr gesehen deutlich mehr Überflutungstage als in der Vegetationsperiode, ohne an Vitalität einzubüßen. Bei den Harthölzern hingegen ist die entsprechende Überflutungsdauer bezogen auf das Jahr nur geringfügig höher oder sogar gleich. Somit hat die Silberweide bei langen Überflutungen sowohl innerhalb als auch außerhalb der Vegetationsperiode bessere Voraussetzungen.

Um diesen ganzen unbekanntem Einflussfaktoren Rechnung zu tragen, wurde versucht, die Expertenregeln und die Überflutungsklassen so anzupassen, dass die Ergebnisse den beobachteten Verhältnissen entsprechen. Die vorgenommenen Einstellungen wurden anhand einer Modellierung der Sukzession der Vegetation von 1872 bis 2015 überprüft (Modellkalibrierung).

Expertenregeln

Der Überflutungsstress wird für folgende fünf Klassen unterschieden:

- sehr schwache Störung (0-1 Tag überflutet)
- schwache Störung (2-20 Tage überflutet)
- mittlere Störung (21-60 Tage überflutet)
- starke Störung (60-99 Tage überflutet)
- sehr starke Störung (100-183 Tage überflutet).

Für das Modell wird eine Rasterkarte dieser fünf Klassen benötigt. Dazu werden die analysierten Vegetationsperioden jeweils einer der vier Kategorien extrem nasses Jahr, nasses Jahr, mittleres Jahr und trockenes Jahr zugeordnet. Die Auswahl der repräsentativen Jahre hat entscheidenden Einfluss auf die Ergebnisse der Modellierung:

- Im Falle des extrem nassen Jahres wurde bei der Auswahl der repräsentativen Vegetationsperiode vor allem auf einen hohen mittleren Abfluss geachtet. So weist die Vegetationsperiode im ausgewählten Jahr 1965 den zweithöchsten mittleren Abfluss (2048 m³/s) aller 95 analysierten Jahre auf. Der minimale Abfluss liegt mit 1260 m³/s sogar über dem des Jahres 1970, mit dem im Mittel höchsten Abfluss.
- Die Wahl des typischen Jahres für die Kategorie des nassen Jahres fiel auf das Jahr 1978. Dieses weist einen mittleren Abfluss von lediglich 1698 m³/s auf, zeigt aber dafür höhere maximale Abflüsse (4140 m³/s im Vergleich zu 3530 m³/s). Diese hohen Abflusswerte sind wichtig für die Dynamik der Vegetation und waren der ausschlaggebende Grund für die Wahl dieser Vegetationsperiode.
- Für das mittlere Jahr ist der mittlere Abfluss das entscheidende Auswahlkriterium. so wurde für dieses Kriterium das Jahr 1985 festgelegt, da dessen mittlerer Abfluss mit 1419 m³/s dem Mittelwert aller mittleren Abflüsse der Vegetationsperioden von 1417 m³/s am nächsten kommt.
- Als typisches trockenes Jahr kann die Vegetationsperiode 1943 betrachtet werden. Dessen mittlerer Abfluss (1087 m³/s) liegt im Zentrum des unteren Quartils der mittleren Abflüsse und weist mit 622 m³/s einen relativ niedrigen minimalen Abfluss auf.

Für jede Kategorie wird die Verteilung der Überflutungsklassen über das Untersuchungsgebiet ermittelt. Die Überflutungsraster vergleicht das Modell mit den Überflutungstoleranzen der ansässigen Vegetation und ermittelt so eventuelle Auswir-

kungen. Die Überflutungstoleranzen können dabei anhand der Toleranz typischer Arten der Vegetationstypen ermittelt werden. Eine Auswahl dieser Arten ist in Tabelle 11 aufgeführt.

Die aus der Recherche und den Ergebnissen den Analysen resultierenden Ergebnisse zu der Wirkung der Überflutungsdauern auf die Vegetationstypen ist in nachfolgender Tabelle 11 dargestellt.

Tabelle 11: Wirkung der Überflutungsdauer auf die Vegetation.

Phase, bzw. Stadium	Störungsklassen der Überflutung				
	sehr schwach	schwach	mittel	stark	sehr stark
IP	kein Effekt	kein Effekt	bleibt in der IP	bleibt in der IP	bleibt in der IP
PP	kein Effekt	kein Effekt	bleibt in der PP	fällt auf IP zurück	fällt auf IP zurück
HP	kein Effekt	kein Effekt	bleibt in der HP	bleibt in der HP	fällt auf PP zurück
SP	kein Effekt	kein Effekt	kein Effekt	bleibt in der SP	fällt auf PP zurück
ESWP	kein Effekt	kein Effekt	bleibt in der ESWP	bleibt in der ESWP	bleibt in der ESWP
LSWP	kein Effekt	kein Effekt	bleibt in der LSWP	fällt auf ESWP zurück	fällt auf ESWP zurück
EFP	kein Effekt	bleibt in der EFP	bleibt in der EFP	bleibt in der EFP	bleibt in der EFP
TS	kein Effekt	bleibt im TS	bleibt im TS	bleibt im TS	bleibt im TS

Kürzel: IP = Initialphase; PP = Pionierphase; HP = Krautphase; SP = Gebüschphase; ESWP = Junge Pionierwaldphase; LSWP = Alte Pionierwaldphase; EFP = Reife Auwaldphase; TS = Terminalstadium

2.8 Modellkalibrierung (1872-2015)

Zur Kalibrierung des Auenmodells Casimir-Vegetation wurde eine Modellierung von 1872 bis 2015 durchgeführt. Dabei wurde das Modellergebnis dieser Simulation über 143 Jahre mit der Kartierung aus dem Jahre 2015 verglichen und die Expertenregeln in Hinblick auf eine Optimierung angepasst. Dazu sind mehrere Simulationsdurchgänge notwendig. Das Ergebnis der Kalibrierung ist in der Gegenüberstellung der Flächenbilanzen der im Gelände erhobenen Karte der PNV aus 2015 mit dem Modellergebnis aus 2015 (siehe Tabelle 15) sowie in Abbildung 14 Simulationsergebnis für 2015 und Abbildung 22 Kartierung der PNV für 2015 dargestellt.

Als Startjahr wurde 1872 gewählt, da ab diesem Zeitpunkt der Rhein aufgrund der Regulierungsmaßnahmen durch Tulla in Bezug auf die Morphodynamik weitgehend stabil ist. Eine Veränderung der Topographie ist lediglich infolge von Anlan-

dungen gegeben, welche aber im Rahmen des Projektes nicht weiter berücksichtigt werden konnten. Die Ableitung der Sukzessionsgeschwindigkeit erfolgt anhand der zeitlichen Abfolge der Wald-, Kies-, und Wasserflächen auf historischen Karten (siehe Abbildung 32) des Gebietes. Als Startpunkt der Untersuchung dient eine digitalisierte Karte aus dem Jahr 1816. Dabei wird angenommen, dass die darauf dargestellten Waldflächen überwiegend den Weichholzauwäldern zugeordnet werden können. Eine Ableitung aus der heutigen Vegetation erscheint, auf Grund des anthropogenen Einflusses (vor allem jener der Forstwirtschaft) in diesem Zusammenhang nur bedingt zielführend. Die Zulässigkeit der Vorgehensweise lässt sich wie folgt begründen.

Der natürliche bzw. historische Zustand des Rheins ohne Regulierungsmaßnahmen wies historisch von den Regulierungsmaßnahmen nur einen geringen Anteil an Hartholzauwäldern von bis zu 20% auf (vgl. Drescher et al. 2014). Dies war zum einen der ehemals hohen Dynamik des Rheins geschuldet. So ließen die Störungshäufigkeit und -intensität keine lang anhaltende ungestörte Sukzession zu. Zum anderen wurden die Flächen, auf denen sich Hartholzauwälder ausbilden konnten, bereits damals durch den Menschen genutzt. Die Wälder wurden gerodet und in Landwirtschaftsflächen umgewandelt. Somit können die auf den historischen Karten dargestellten Wälder überwiegend als Weichholzwälder interpretiert werden. Mit der Rheinbegradigung durch Tulla ist die Dynamik des Flusses stark eingeschränkt worden. Auf den Flächen konnte nun Sukzession in deutlich rascherer Geschwindigkeit stattfinden.

Anhand der zeitlichen Abfolge der Wald-, Wasser- und Kiesflächen kann rekonstruiert werden, ob es sich 1872 (Startjahr der Modellkalibrierung) um eine nasse oder frische Weichholzau oder um eine Hartholzau gehandelt hat. So werden Bereiche, welche bereits 1816 als Wald ausgewiesen waren und dies auch bis 1872 blieben, als Hartholzwälder interpretiert. Nasse Weichholzaunen entstanden z.B. aus den 1838 noch von Wasser bedeckten Flächen, welche bis 1852 als Wälder ausgewiesen sind. Bei ihnen kann davon ausgegangen werden, dass es sich 1872 um nasse Silberweidenbestände handelt (Maximalalter 36 Jahre, Minimalalter 20 Jahre). Das gleich gilt für Flächen, welche 1852 noch Wasser waren und sich bis 1872 zu einem Wald entwickelten. Diese Flächen sind ebenfalls als nasse Silberweidenbestände auszuweisen (Maximalalter 20 Jahre). Kiesflächen, welche aus den infolge der Rheinkorrektur abgeschnittenen Flussarmen hervorgingen und sich zwischen 1838 und 1852 zu Wald entwickelten, sind 1872 als frische Silberweidenbestände einzustufen (Maximalalter 36 Jahre, Minimalalter 20 Jahre). Es ist davon auszugehen, dass diese trockenen Kiesflächen im Zuge von Hochwassern übersandet wurden und sich so zu frischen Standorten entwickelten. Analoges gilt für die Kiesbänke, auf denen sich zwischen 1852 und 1872 ein Waldbestand etab-

lieren konnte. Auch sie werden den frischen Silberweidenbeständen zugeordnet (Maximalalter 20 Jahre).

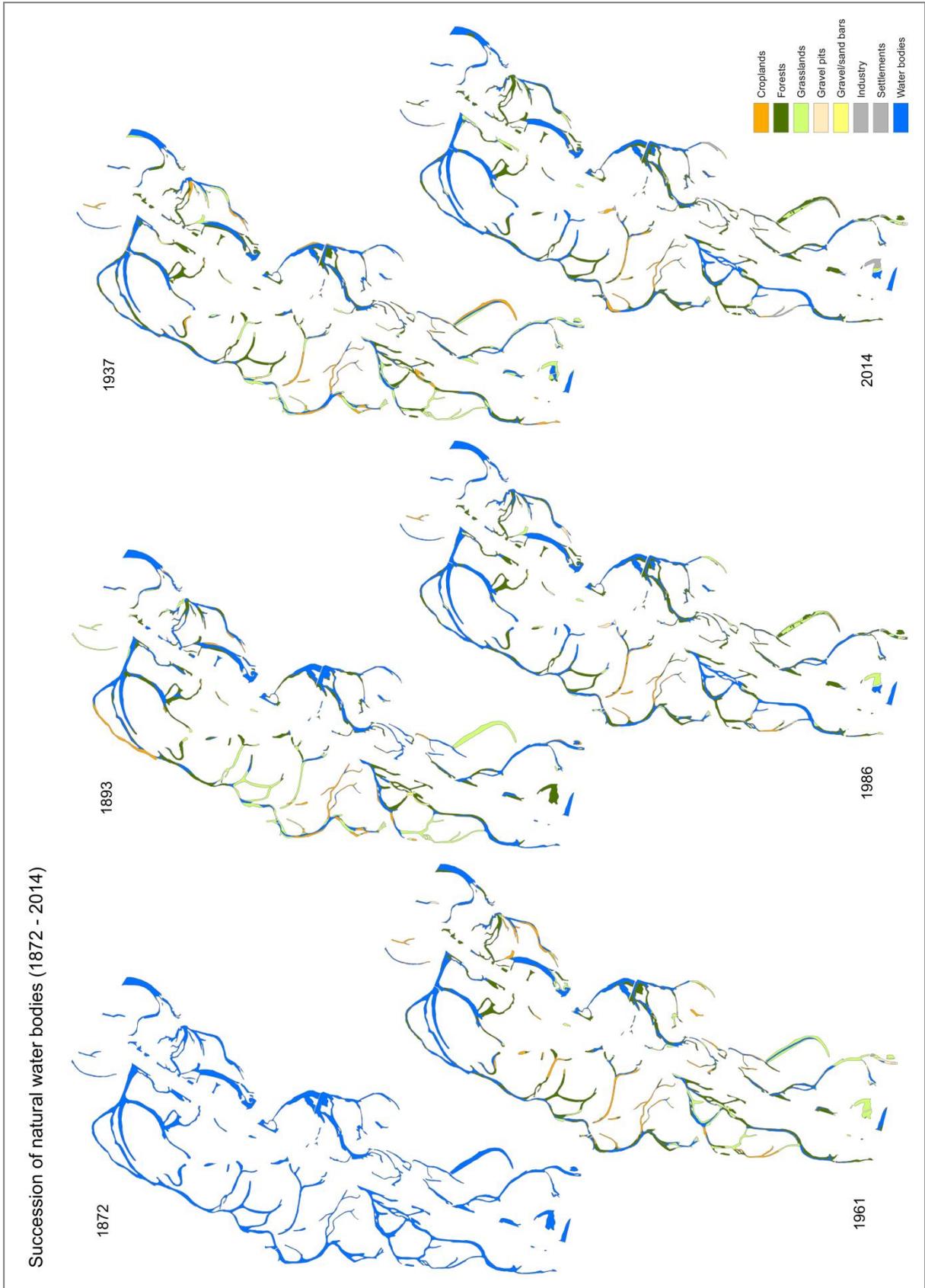


Abbildung 13: Sukzession der Auengewässer von 1872.

Beim Vergleich der historischen Waldflächen mit der heutigen Vegetation lassen sich somit Aussagen über die Geschwindigkeit der Sukzession treffen.

Tabelle 12: Verlandung der Wasserflächen von 1872 bis 2015.

Flächentyp	Fläche für die jeweiligen Jahre (ha)					
	1872	1893	1937	1961	1986	2015
Ackerland	0,00	21,28	29,13	29,46	10,61	10,99
Wald	0,00	84,03	93,31	97,93	105,64	115,84
Grasland	0,00	50,34	51,81	42,70	21,88	16,90
Kiesgrube	0,00	0,00	0,00	2,61	3,23	0,95
Kies- / Sandbank	0,00	2,12	2,40	0,00	0,80	0,34
Industrie	0,00	0,00	0,00	0,00	0,53	4,96
Siedlungen	0,00	0,00	0,00	0,48	0,93	3,06
Wasserflächen	307,57	147,47	126,00	131,06	159,64	150,60
Gesamt (ha)	307,57	307,57	307,57	307,57	307,57	307,57

Die Bestände der sich zwischen 1852 und 1872 entwickelnden Wälder weisen ein Mindestalter von 19 Jahren auf. Die schnelle Sukzession hin zu (Weichholz-) Wäldern zeigt sich auch in Tabelle 12. Hier haben sich bereits nach 21 Jahren (1872-1893) große Waldbestände (ca. 84 ha) in ehemaligen Wasserflächen etabliert. Den bereits seit 1816 durchgehend bestehenden Wäldern kann ein Alter von 100 Jahren bis 1872 zugeordnet werden. Die Vegetation im Startjahr 1872 konnte anhand von in Tabelle 13 dargestelltem Schema ermittelt werden (siehe Tabelle 13).

Tabelle 13: Schema zur Festlegung der Vegetationstypen im Jahr 1872.

1816	1838	1852	1872	Vegetationstyp 1872
Wald	Wald	Wald	Wald	Hartholzau
-	Kies	Wald	Wald	frische Silberweidenaue
-	Wasser	Wald	Wald	nasse Silberweidenaue
-	-	Kies	Wald	frische Silberweidenaue
-	-	Wasser	Wald	nasse Silberweidenaue
-	-	-	Grasland, Felder	Hochstaudenflur
-	-	-	Kies-, Sandbank	Pioniervegetation Sand
-	-	-	restliche Waldflächen	frische Silberweidenaue

Auf Basis der Ergebnisse der Modellierungen von 1872 bis 2015 können Anpassungen an die Expertenregeln vorgenommen werden. Dazu können die Grenzen

der Überflutungsklassen neu definiert werden bzw. die Wirkung der Überflutungsdauer auf die Vegetation entsprechend angepasst werden.

Anmerkung zur Kategorie „Anthropogen geprägte Flächen“:

Grundsätzlich werden im Zuge der Ausgangskarte für die Modellkalibrierung von 1872 die potentiell-natürlichen Vegetationstypen (PNV) rekonstruiert. Dies gilt mit einer Einschränkung, nämlich nur für alle Flächen, die 2015 Waldflächen sind. Alle Flächen, die 2015 Agrarflächen bzw. (aktuell genutzte bzw. auch ungenutzte Flächen/Brachen) sind, werden in der Ausgangskarte als „Anthropogen geprägte Flächen“ bzw. in der Unterkategorie als „Grünland“ ausgewiesen. Diese Ausnahme musste vorgenommen werden, da das Auenmodell „Casimir-Vegetation“ in der für das Projekt eingesetzten Version die Landnutzung nicht berücksichtigt. D.h. Einflüsse der forst- und landwirtschaftlichen Nutzung (anthropogen bedingte Regression) sind in den Expertenregeln nicht abbildbar. Die 1872 als „anthropogen geprägten Flächen“ bzw. „Grünland“ ausgewiesenen Flächen werden über die Sukzessionsserie „Sekundärsukzession“ im Auenmodell Casimir-Vegetation erfasst.

Ergebnisse der Modellkalibrierung

Die Ergebnisse der Modellkalibrierung bezüglich der Anteile der Vegetationstypen an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes sind für die Jahre 1872 (Ausgangsjahr) und 2015 (letztes Jahr der Simulation) in Tabelle 14 zusammengefasst.

Es folgen die Karten der Vegetationstypen mit der rekonstruierten Ausgangskarte der Modellkalibrierung für 1872 (siehe Abbildung 14) und die Situation im letzten Simulationsjahr 2015 (siehe Abbildung 15). Die Karten der Zwischenstadien mit den Jahren 1900, 1930, 1960 und 1990 sind im Anhang beigefügt (siehe Kapitel 7.4).

Tabelle 14: Ergebnisse Flächenbilanzen von 1872 (Ausgangskarte) und Simulation des letzten Jahres 2015.

Sukzessions- serie	Vegetationstyp	Fläche 1872 (ha)	Anteil 1872 (%)	Fläche 2015 (ha)	Anteil 2015 (%)
Anlandungs- serie	Sand-/Schluffrohboden	-	-	6,2	1,0
	Pioniervegetation Sand	14,4	2,4	-	-
	Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	-	-	0,6	<0,1
	Frisches Weidengebüsch	-	-	-	-
	Frische Silberweidenaue	294,9	48,7	117,3	19,4
	Frische Silberweiden-/Eichen- Ulmenaue	-	-	4,7	0,8
	Frische Eichen-Ulmenaue	78,3	12,9	262,7	43,3
	Frische Eichen-Hainbuchenaue	-	-	-	-

Sukzessions- serie	Vegetationstyp	Fläche 1872 (ha)	Anteil 1872 (%)	Fläche 2015 (ha)	Anteil 2015 (%)
Verlandungs- serie	Ton-/Schlammrohboden	-	-	-	-
	Schlammbodengesellschaften	-	-	-	-
	Großröhricht	-	-	-	-
	Nasses Weidengebüsch	-	-	-	-
	Nasse Silberweidenaue	58,5	9,6	23,5	3,9
	Nasse Silberweiden-/Eichen- Ulmenau	-	-	-	-
	Feuchte Eichen-Ulmenau	-	-	34,9	5,8
Feuchte Eichen-Hainbuchenaue	-	-	-	-	
Sekundär- sukzession	Grünland	160,0	26,4	1,3	0,2
	Gebüsch	-	-	-	-
	Eichen-Ulmenau	-	-	154,9	25,6
	Eichen-Hainbuchenaue	-	-	-	-
Gesamt		606,1	100,0	606,1	100,0

Die umfassendsten Änderungen ergeben sich für die Bereiche der frischen Silberweidenaue und der frischen Eichen-Ulmenau. Erstere verzeichnet einen Rückgang von knapp 50 % auf knapp 20 % (Verringerung um ca. das 2,5-fache bzw. um ca. -178 ha), wohingegen letztere eine Flächenzunahme von ca. 13 % auf ca. 43 % (Erhöhung um das 3-fache bzw. um 184,3 ha) zeigt. Damit wird mehr als eine Verdreifachung der Bestände von 1873 erreicht. Das Auenmodell Casimir-Vegetation simuliert aufgrund der fehlenden Auendynamik die Weiterentwicklung eines Großteils der Weichholzaunen in Richtung Hartholzaunen; die verbleibenden Weichholzaunen beschränken sich auf tiefere, entsprechend länger, häufiger und tiefer überflutete Auenstandorte. Die übrigen Veränderungen in der Anlandungsreihe sind vergleichsweise gering.

Die im Modell ausgewiesene Zunahme der Eichen-Ulmenau in der Sekundärsukzessionsreihe, hervorgegangen aus den Grünlandflächen bzw. im Modell als Brachen und Hochstaudenfluren ausgewiesenen Bereiche ist die potentiell-natürliche Vegetation aktueller bzw. historischer landwirtschaftlich genutzter Bereiche. Diese Zunahme ist somit nur bedingt mit den aktuell-realen Verhältnissen vergleichbar und wird für die Kalibrierung des Auenmodells nicht weiter herangezogen.

Auch auf den Standorten der Verlandungsreihe findet auf Grund der nahezu fehlenden Flussdynamik ausschließlich Progression statt. Ca. 60 % (34,9 ha) der nassen Silberweidenbestände entwickelt sich über eine nasse Silberweiden-/Eichen-Ulmenau hin zu einer feuchten Eichen-Ulmenau.

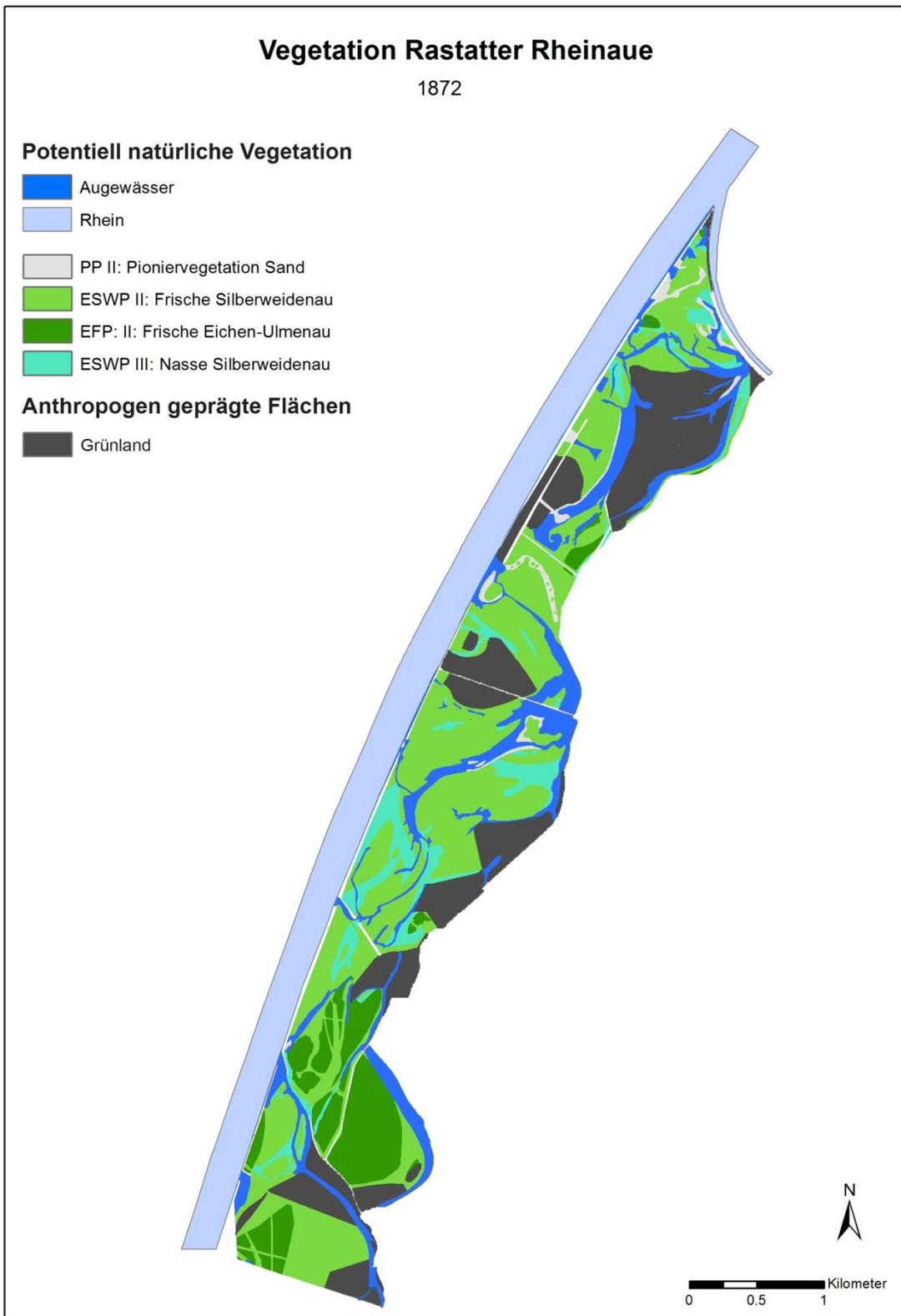


Abbildung 14: Rekonstruierte Ausgangskarte der Auenvegetation für das Jahr 1872.

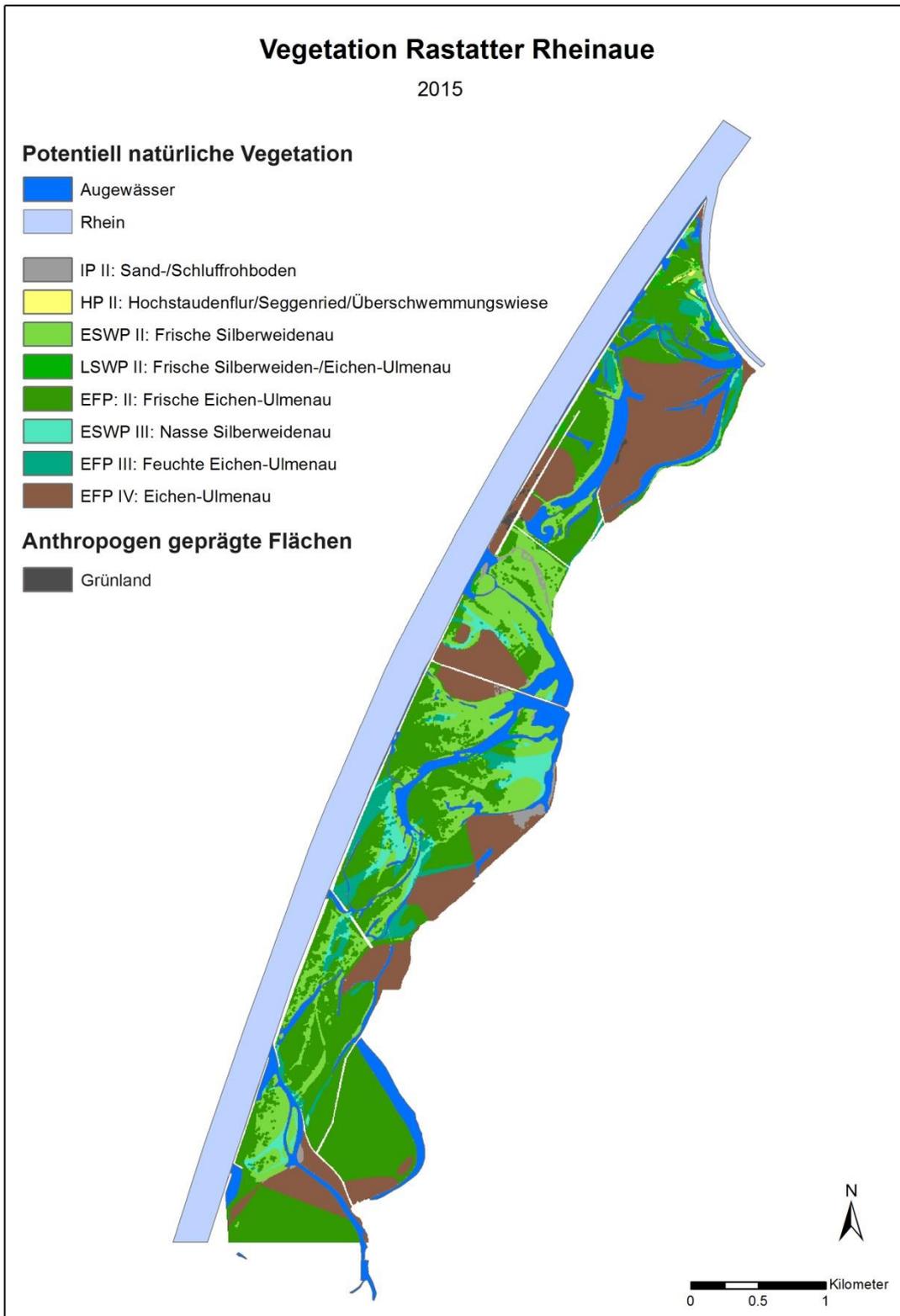


Abbildung 15: Karte der Vegetation für das Jahr 2015 der Modellkalibrierung (Modellsimulation).

Vergleicht man das Ergebnis des 143-jährigen Simulationsdurchlaufes aus dem Jahr 2015 mit der Kartierung der PNV aus 2015 so zeigen sich auf der Ebene der Serien deutliche Unterschiede. So machen die frischen Silberweidenauen der Anlandungsserie im Modell ca. 20 % des Untersuchungsgebietes aus, hingegen wurden nur ca. 3 % im Zuge der Kartierung diesem Typ zugeordnet. Im Gegenzug kommt die Nasse Silberweidenau der Verlandungsserie im Modell mit knapp 4 %, hingegen in der Kartierung mit ca. 22 % vor. In Summe stimmen die Gesamtbilanzen der Silberweidenauen mit knapp 25 % gut überein. Vergleicht man die beiden Karten (siehe Abbildung 16) so zeigen sich auch räumliche Unterschiede. Dies betrifft vor allem den Murgwinkel, wo im Zuge der Kartierung größerflächige Silberweidenbestände ausgewiesen wurden, wohingegen das Modellergebnis diesen Typ lediglich auf Rinnen und als schmale Gewässerbegleitsäume beschränkt. Die Fläche im Modell wird überwiegend von einer Hartholzau, der Frischen Eichen-Ulmenau, eingenommen. Hingegen werden die restlichen Silberweidenbestände im Bereich der Flutmulden und entlang der Augewässer sehr gut im Modell abgebildet.

Ähnlich ist die Situation bei dem aktuell flächenmäßig bedeutendsten Typ, der frischen Eichen-Ulmenau der Anlandungsserie. Hier kommt das Modell auf ca. 263 ha, die Kartierung auf ca. 318 ha. Zusätzlich wurden im Zuge der Kartierung noch ca. 157 ha als Frische Eichen-Hainbuchenaue, einer reiferen Phase der Hartholzau, ausgewiesen. Dieser Typ wurde aufgrund der zu kurzen Laufzeit im Modell nie erreicht. Dem gegenüber hat das Modell ca. 155 ha der Eichen-Ulmenau in der Sekundärsukzessionsserie ausgewiesen, welche im Rahmen der Kartierung nicht als solche angesprochen wurde, da die Kartierung sich ausschließlich auf die aktuellen Waldflächen bezog. Macht man eine Gesamtbilanz, so werden 2015 von den Hartholzauwäldern lt. Modell 74 % und lt. Kartierung 67 % eingenommen. Berücksichtigt man, dass die Kartierung ca. 100 ha mehr Fläche mit Hartholzauen umfasst und die aktuellen Grünlandflächen nicht in die Ausweisung der PNV einbezogen wurden, so zeigt sich, dass die Hartholzauwälder sowohl in der Gesamtbilanz als auch in der Flächenverteilung (bis auf den bereits angesprochenen Murgwinkel) weitestgehend gut übereinstimmen.

Tabelle 15: Vergleich der Flächenbilanzen von der im Gelände erhobenen Vegetationskarte 2015 und Modellergebnis 2015.

Sukzessions- serie	Vegetationstyp	Fläche PNV 2015 (ha)	Anteil PNV 2015 (%)	Fläche Modell 2015 (ha)	Anteil Modell 2015 (%)
Anlandungs- serie	Sand-/Schluffrohboden	-	-	6,2	1,0
	Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	-	-	0,6	<0,1
	Frisches Weidengebüsch	2,7	0,4	-	-
	Frische Silberweidenau	18,0	2,6	117,3	19,4
	Frische Silberweiden-/Eichen- Ulmenau	-	-	4,7	0,8
	Frische Eichen-Ulmenau	318,4	45,3	262,7	43,3
	Frische Eichen-Hainbuchenau	157,0	22,3	-	-
Verlandungs- serie	Schlammbodengesellschaften	1,8	0,3	-	-
	Großröhricht	8,5	1,2	-	-
	Nasses Weidengebüsch	1,0	0,1	-	-
	Nasse Silberweidenau	151,7	21,6	23,5	3,9
	Feuchte Eichen-Ulmenau	2,8	0,4	34,9	5,8
	Feuchte Eichen-Hainbuchenau	0,8	0,1	-	-
Sekundär- sukzession	Grünland	39,9	5,7	1,3	0,2
	Eichen-Ulmenau	-	-	154,9	25,6
Gesamt		702,6	100,0	606,1	100,0

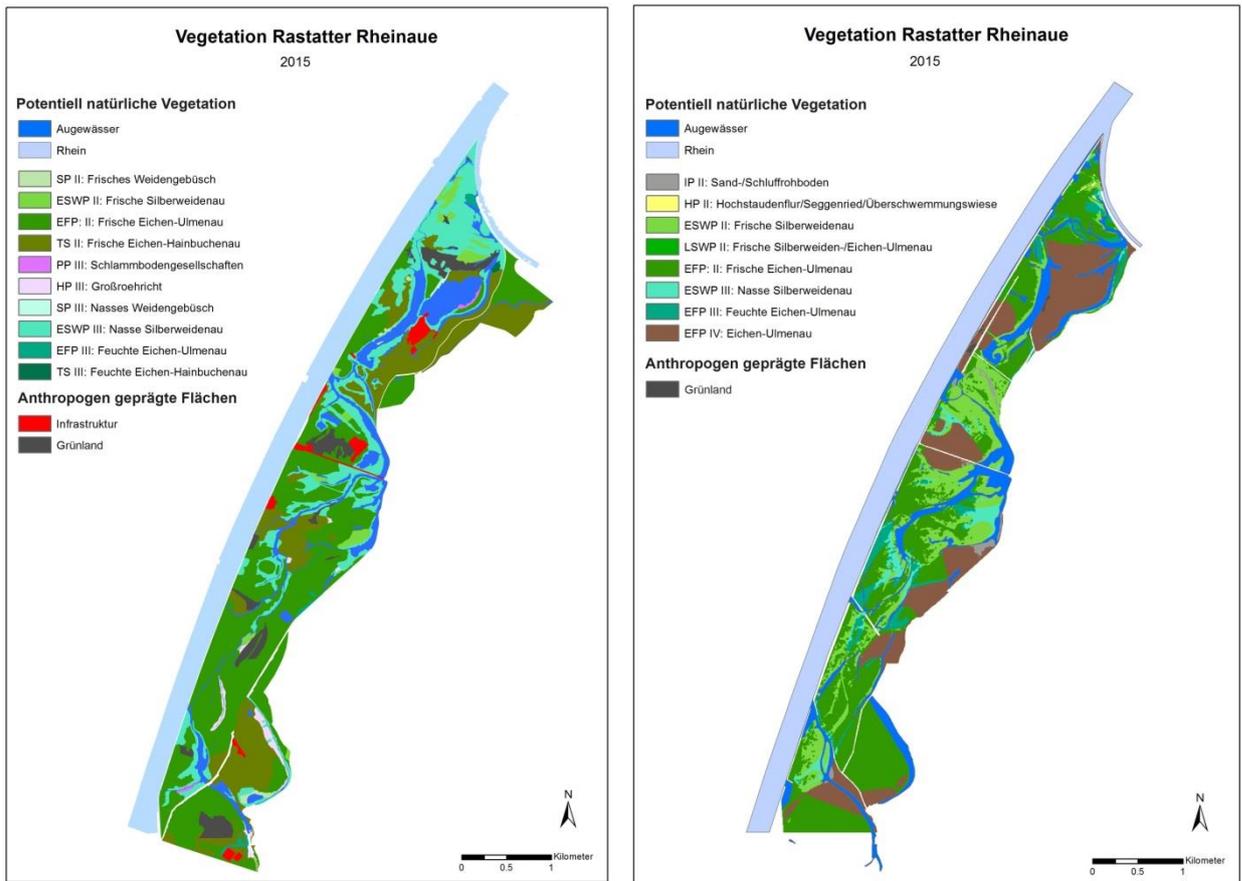


Abbildung 16: Karte der Vegetation auf Basis der Geländekartierung 2015 (links) und das Ergebnis der Simulation für das Jahr 2015 (rechte Karte).

2.8.1 Modellszenarien

Zur Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Auenvegetation der Rastatter Rheinaue wurde zum einen eine Modellierung ohne Klimaänderung als Referenzszenario durchgeführt (Szenario 1). Zum anderen wurde ein Durchgang mit Klimaänderung modelliert (Szenario 2). Der modellierte Zeitraum beträgt jeweils 40 Jahre für den Zeitraum von 2010 bis 2050.

2.8.2 Szenario 1: Überflutungsraster ohne Klimaänderung

Als Grundlage für die Überflutungskarten dienen die Abflüsse der Vegetationsperiode aus 95 Jahren. Der Datensatz entstammt der Pegeldatenbank der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV). Die gemessenen Daten wurden durch die pegelbetreibenden Wasser- und Schifffahrtsämter geprüft und veröffent-

licht (die Werte von 1945 sind unvollständig und die Werte von 2015 sind noch ungeprüfte Rohdaten).

Tabelle 16: Maximale, mittlere und minimale Abflüsse in der Vegetationsperiode (VP) der ausgewählten typischen Jahre.

Kategorie	Jahr	Abflüsse der Vegetationsperiode (m ³ /s)		
		Maximum	Mittelwert	Minimum
Extrem nasse VP	1965	3530	2048	1260
Nasse VP	1978	4140	1698	862
Mittlere VP	1985	2720	1419	686
Trockene VP	1943	2140	1087	622

Die Vegetationsperioden werden jeweils einer der vier Kategorien extrem nasses Jahr, nasses Jahr, mittleres Jahr und trockenes Jahr, zugeordnet. Es wird ein konkretes Jahr für jede Kategorie ausgewählt, welches als stellvertretend für die jeweilige Kategorie ausgewählt wird. Die Einteilung erfolgt anhand der maximalen, mittleren und minimalen Abflüsse, welche aus den Tageswerten der Vegetationsperiode ermittelt wurden (siehe Tabelle 16). Aus den Tagesmittelwerten der jeweils ausgewählten Jahre werden für die Vegetationsperioden die Ganglinien erstellt (siehe Abbildung 17).

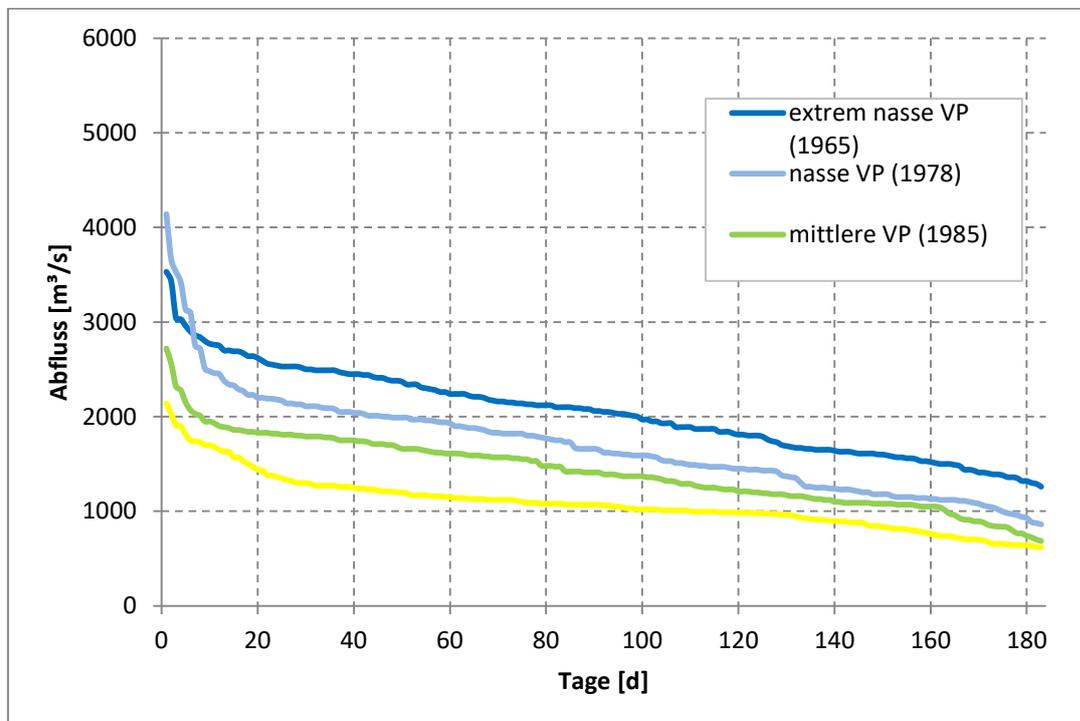


Abbildung 17: Absteigend sortierte Ganglinien der typischen Vegetationsperioden ohne Klimawandel.

Anhand dieser Ganglinien und der Topographie des Untersuchungsgebietes lässt sich nun bestimmen, ob und wie viele Tage in der Vegetationsperiode die verschiedenen Flächen überflutet sind. Daraus wird für jede Kategorie die Verteilung der Überflutungsklassen über das Untersuchungsgebiet ermittelt, was als Grundlage zur Erstellung der Überflutungsraster dient (siehe Abbildung 18).

Die Einteilung der restlichen Jahre erfolgt anhand der Anzahl der Tage, an welchen ein Abfluss größer oder gleich $2000 \text{ m}^3/\text{s}$ (=Beginn der Überflutung der Auzone) erreicht wird. Als Orientierung dienen die ermittelten Überflutungsdauern der typischen Jahre. Somit gilt als trockenes Jahr jenes, welches sieben oder weniger Tage mit entsprechendem Abfluss aufweist. Bei 8-44 Tagen wird es dem mittleren Jahr zugeordnet, bei 46-79 Tagen dem nassen Jahr und bei 80 Tagen oder mehr dem extrem nassen Jahr.

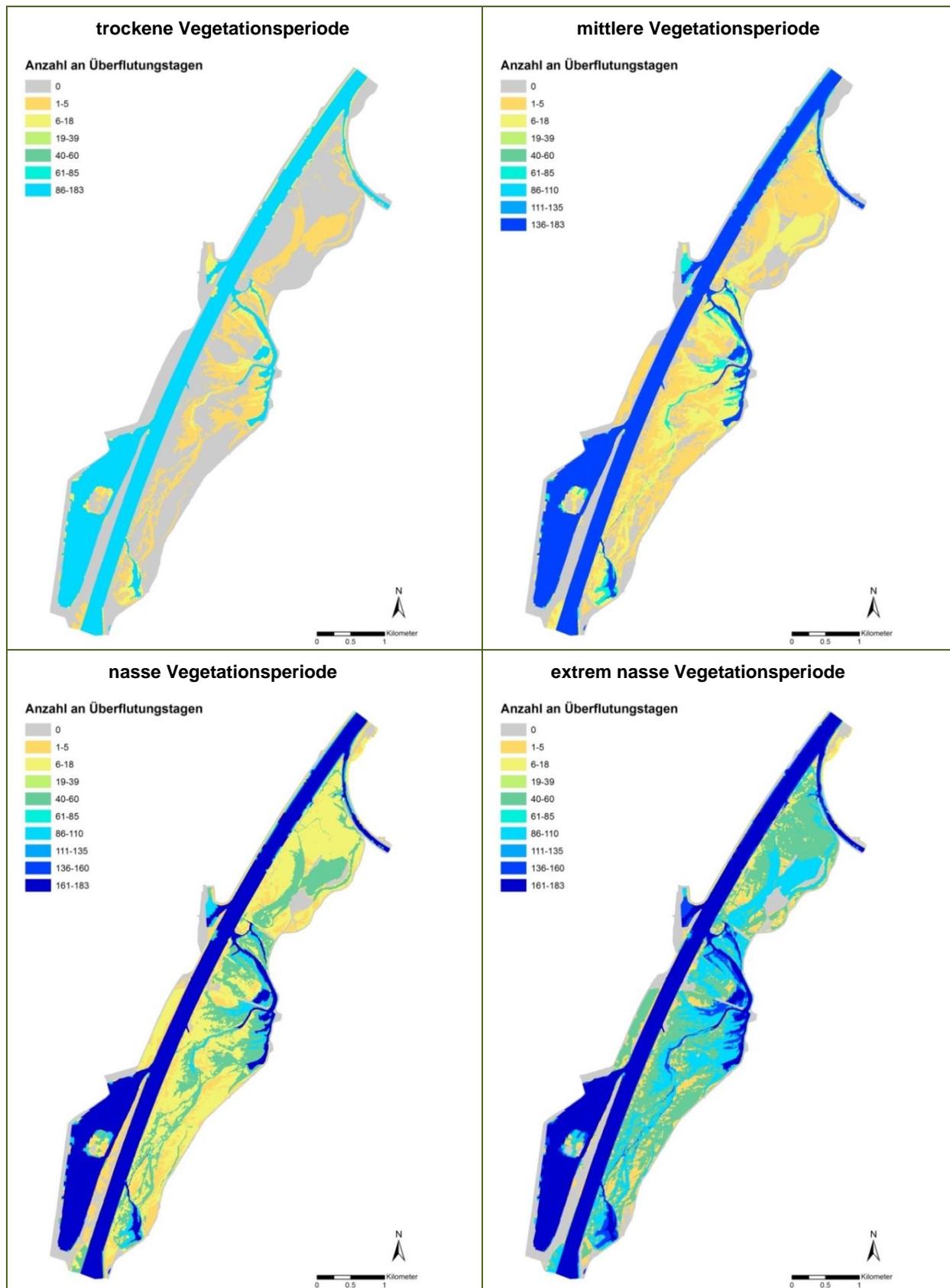


Abbildung 18: Überflutungsraster ohne Klimaänderung für eine trockene, mittlere, nasse und extrem nasse Vegetationsperiode.

2.8.3 Szenario 2: Überflutungsraster mit Klimaänderung

Für das Zukunftsszenario mit Klimaänderung (Szenario 2) werden die Ganglinien der typischen Jahre für das Szenario ohne Klimaänderung angepasst. Hierfür werden die recherchierten Änderungen der Kennwerte in Änderungsfaktoren überführt und damit die Ganglinien angepasst (siehe Abbildung 19).

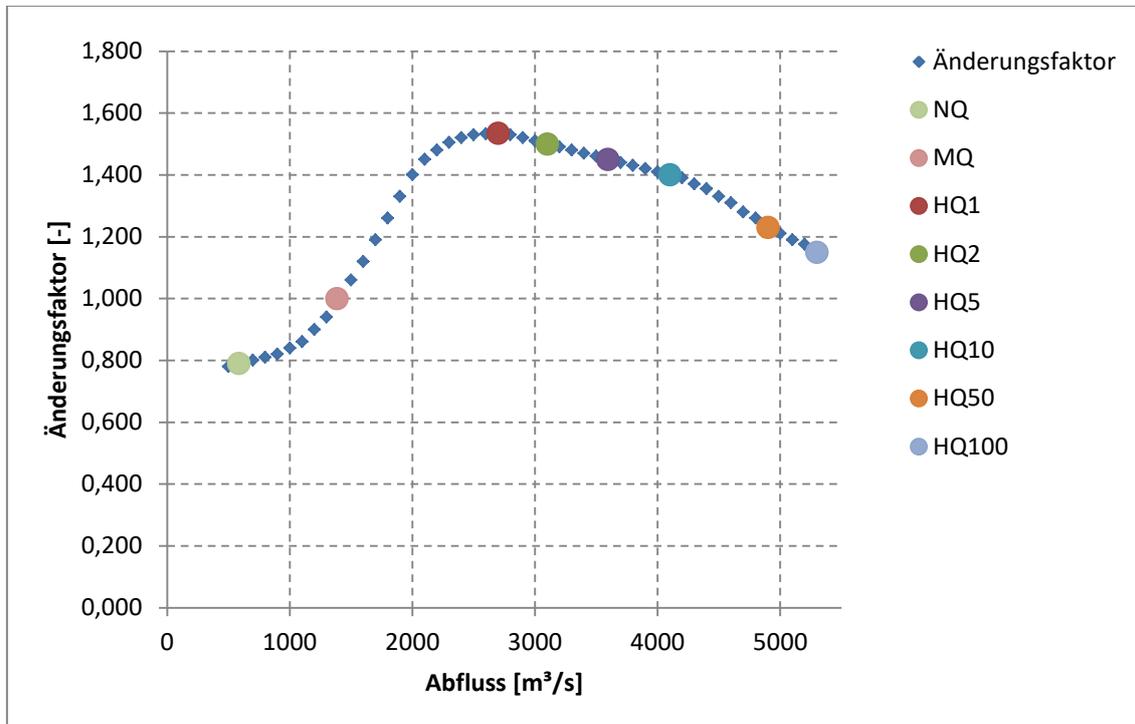


Abbildung 19: Änderungsfaktoren für die Abflüsse.

Die Anpassung wird dabei in Schritten von 100 m³/s vorgenommen (sofern die Kennwerte es zuließen). Für die Abflüsse zwischen den Kennwerten wird ein Wert angenommen. Dabei werden die Faktoren so gewählt, dass keine großen Sprünge in den Ganglinien entstehen. Da für HQ1 kein Faktor verfügbar war, wurde dieser durch ein Fortsetzen, des durch die Faktoren der anderen Hochwasserkennwerte aufgezeigten Trends, bestimmt.

Mit den daraus resultierenden Ganglinien (Abbildung 20) kann wieder, über die Anzahl an Überschreitungstagen der Klassen, die entsprechenden Rasterkarten (siehe Abbildung 21) erstellt werden.

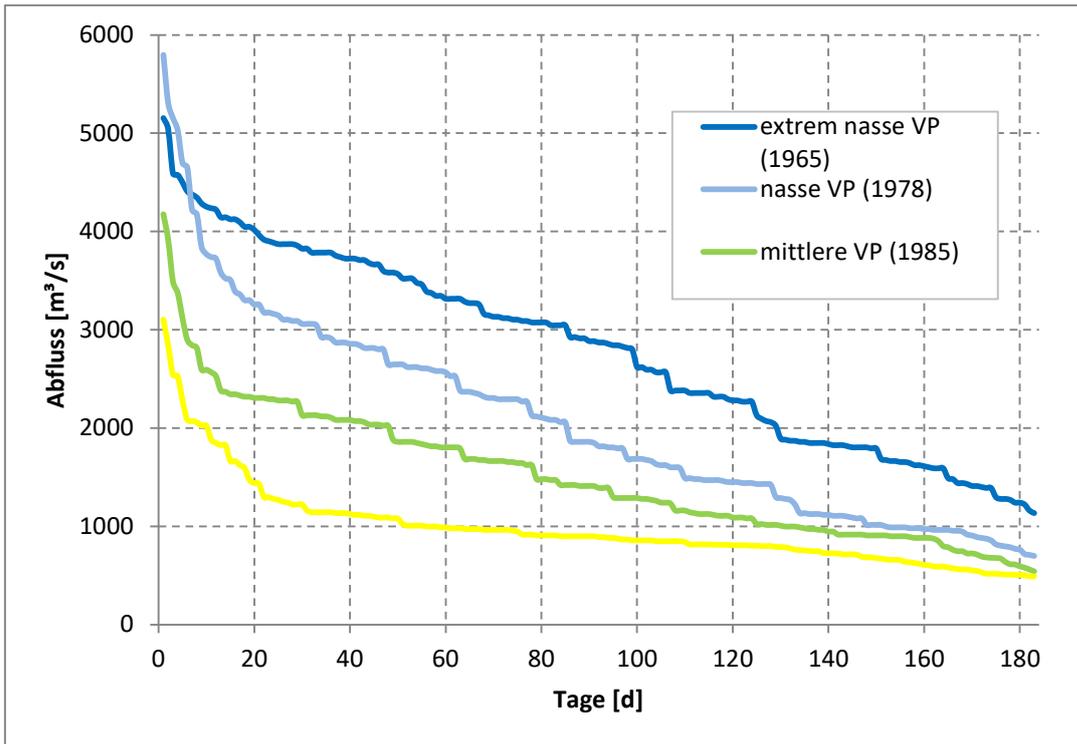


Abbildung 20: Absteigend sortierte Ganglinien der typischen Vegetationsperioden mit Klimawandel.

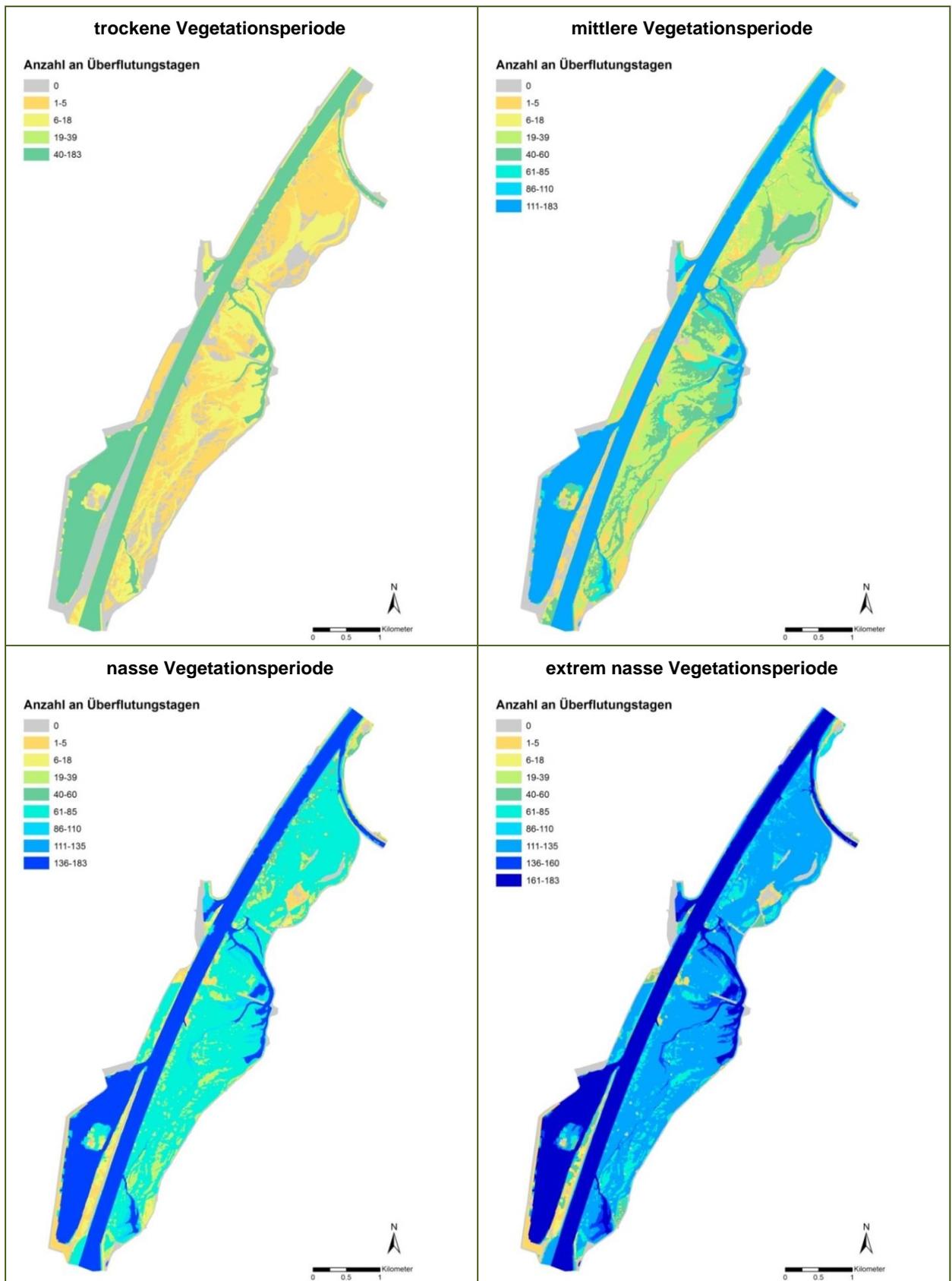


Abbildung 21: Überflutungsraster mit Klimaänderung für eine trockene, mittlere, nasse und extrem nasse Vegetationsperiode.

2.8.4 Verwendete Eingangsdaten

Es wird für jedes modellierte Jahr ein Überflutungsraster und die Kategorie der Sohlschubspannung benötigt. Da zukünftige Abflussverhältnisse der kommenden 40 Jahre (2010 bis 2050) nicht unmittelbar vorhersagbar sind, wird die vergangene Abfolge für die Jahre 1975-2015 in die Zukunft projiziert. Folglich ergeben sich für das Szenario 1 (ohne Klimawandel) die in Tabelle 17 und Szenario 2 (mit Klimawandel) die in Tabelle 18 angeführten Abfolgen.

Die Kategorie der Sohlschubspannung bezieht sich auf das entsprechende zugrundeliegende Raster. So bedeutet z.B. die Kategorie 2300 im Jahr 2017, dass im Auenmodell Casimir-Vegetation für dieses Jahr das Raster der Sohlschubspannung für einen Abfluss von 2300 m³/s herangezogen wird.

Tabelle 17: Überflutungskategorie und Kategorie der Sohlschubspannung für den modellierten Zeitraum bei Szenario 1 (ohne Klimaänderung; VP=Vegetationsperiode).

Jahr	Kategorie Überflutung	Referenz-jahr	Kategorie Sohl-Schubsp.	Jahr	Kategorie Überflutung	Referenz-jahr	Kategorie Sohl-Schubsp.
2015	mittlere VP	2015	HQ2	2033	mittlere VP	1938	HQ1
2016	trockene VP	1921	1000	2034	nasse VP	1939	HQ1
2017	nasse VP	1922	2300	2035	nasse VP	1940	HQ2
2018	trockene VP	1923	1500	2036	mittlere VP	1941	HQ1
2019	extrem nasse VP	1924	HQ2	2037	trockene VP	1942	2000
2020	trockene VP	1925	1500	2038	trockene VP	1943	2000
2021	nasse VP	1926	HQ2	2039	trockene VP	1944	1500
2022	nasse VP	1927	HQ1	2040	trockene VP	1945	1500
2023	trockene VP	1928	2000	2041	mittlere VP	1946	HQ1
2024	trockene VP	1929	1500	2042	trockene VP	1947	1000
2025	mittlere VP	1930	HQ2	2043	mittlere VP	1948	HQ2
2026	nasse VP	1931	2300	2044	trockene VP	1949	1000
2027	mittlere VP	1932	HQ1	2045	trockene VP	1950	1500
2028	mittlere VP	1933	HQ1	2046	mittlere VP	1951	2300
2029	trockene VP	1934	2000	2047	trockene VP	1952	HQ1
2030	mittlere VP	1935	2300	2048	mittlere VP	1953	HQ2
2031	nasse VP	1936	HQ1	2049	mittlere VP	1954	HQ1
2032	nasse VP	1937	2300	2050	mittlere VP	1955	2300

Tabelle 18: Überflutungskategorie und Kategorie der Sohl Schubspannung für den modellierten Zeitraum bei Szenario 2 (mit Klimaänderung).

Jahr	Kategorie Überflutung	Referenz-jahr	Kategorie Sohl-Schubsp.	Jahr	Kategorie Überflutung	Referenz-jahr	Kategorie Sohl-Schubsp.
2015	mittlere VP	2015	HQ10	2033	mittlere VP	1938	HQ10
2016	trockene VP	1921	1000	2034	nasse VP	1939	HQ10
2017	nasse VP	1922	HQ5	2035	nasse VP	1940	HQ10
2018	trockene VP	1923	2300	2036	mittlere VP	1941	HQ10
2019	extrem nasse VP	1924	HQ50	2037	trockene VP	1942	HQ1
2020	trockene VP	1925	2000	2038	trockene VP	1943	HQ1
2021	nasse VP	1926	HQ50	2039	trockene VP	1944	2300
2022	nasse VP	1927	HQ10	2040	trockene VP	1945	2300
2023	trockene VP	1928	HQ1	2041	mittlere VP	1946	HQ10
2024	trockene VP	1929	2300	2042	trockene VP	1947	1000
2025	mittlere VP	1930	HQ50	2043	mittlere VP	1948	HQ50
2026	nasse VP	1931	HQ10	2044	trockene VP	1949	1000
2027	mittlere VP	1932	HQ10	2045	trockene VP	1950	1500
2028	mittlere VP	1933	HQ10	2046	mittlere VP	1951	HQ10
2029	trockene VP	1934	HQ1	2047	trockene VP	1952	HQ10
2030	mittlere VP	1935	HQ5	2048	mittlere VP	1953	HQ50
2031	nasse VP	1936	HQ10	2049	mittlere VP	1954	HQ10
2032	nasse VP	1937	HQ5	2050	mittlere VP	1955	HQ2

Die nachfolgende Abbildung 22 zeigt die Verteilung der potentiell-natürlichen Vegetationstypen (2015) im Untersuchungsgebiet. Es folgt eine Karte der Topographie und der Höhe des Mittelwasserspiegels über NN.

Vegetation Rastatter Rheinaue

2015

Potentiell natürliche Vegetation

-  Augewässer
-  Rhein
-  SP II: Frisches Weidengebüsch
-  ESWP II: Frische Silberweidenau
-  EFP II: Frische Eichen-Ulmenau
-  TS II: Frische Eichen-Hainbuchenau
-  PP III: Schlamm- und Sandbänke
-  HP III: Großroehricht
-  SP III: Nasses Weidengebüsch
-  ESWP III: Nasse Silberweidenau
-  EFP III: Feuchte Eichen-Ulmenau
-  TS III: Feuchte Eichen-Hainbuchenau

Anthropogen geprägte Flächen

-  Infrastruktur
-  Grünland



Abbildung 22: Karte der aktuellen potentiellen Vegetation.

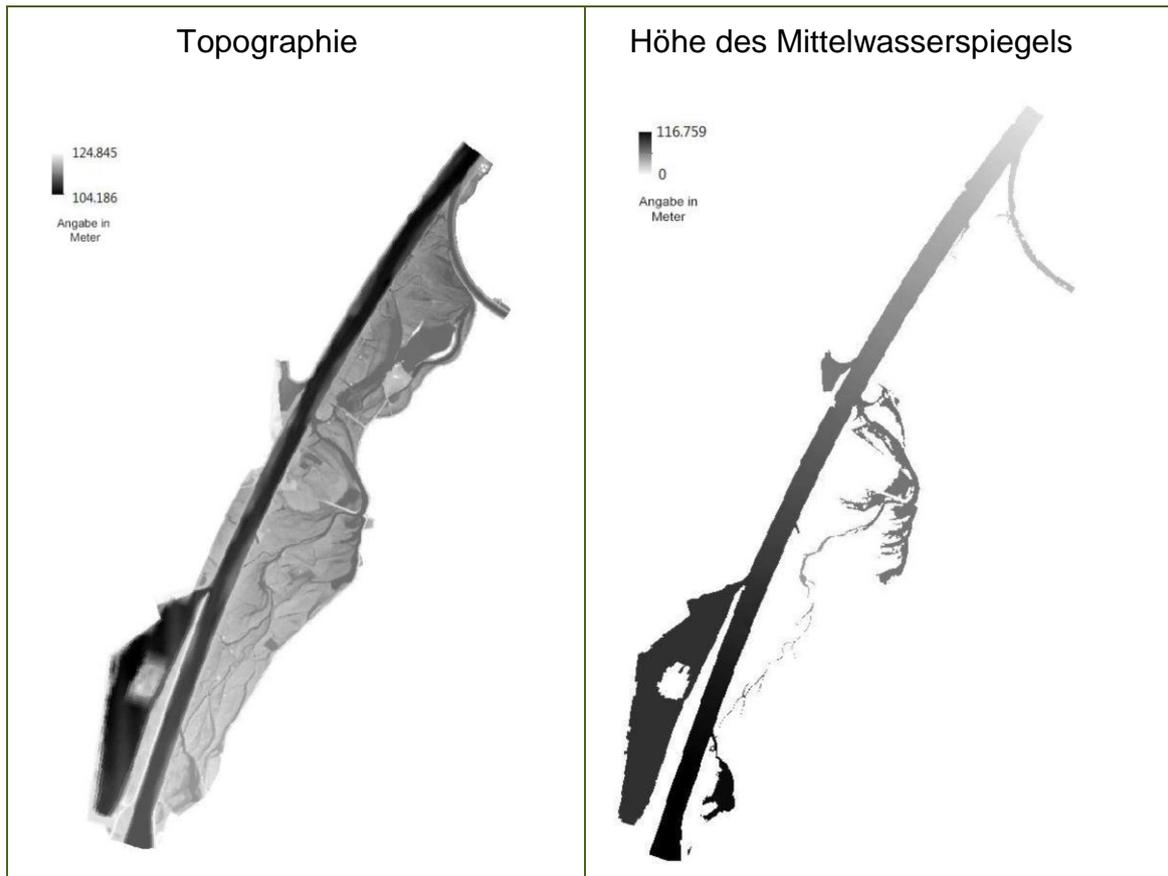


Abbildung 23: Karte der Topographie (links) sowie der Höhe des Mittelwasserspiegels über NN (rechts).

3 Untersuchungsgebiet Rastatter Rheinaue

Die Rastatter Rheinaue liegt unterstrom der Staustufe Iffezheim. Sie zählt zu den letzten großflächigen Auengebieten in Deutschland, die dem Rhythmus von Überflutung und Trockenfallen unterliegen. Dennoch haben sich durch die Rheinbegradigung und den modernen Rheinausbau die Strömungsverhältnisse als auch vor allem die morphodynamischen Prozesse von Abtrag und Anladung deutlich verändert. Durch ihre Anbindung an das Überflutungsgeschehen des Rheins, die vorhandene Überflutungs- und Grundwasserdynamik und die dadurch erhalten gebliebene Vielfalt an aquatischen und terrestrischen Lebensräumen mit naturnahem Charakter, zeichnet sich die Rastatter Rheinaue durch eine hohe Artenvielfalt autypischer Pflanzen- und Tierarten aus, die ihr einen besonderen ökologischen und naturschutzfachlichen Wert verleihen. Mit ihrem einzigartigen Lebensraum und ihrer Artenvielfalt hat die Rastatter Rheinaue nicht nur einen hohen Wert aus Sicht des Naturschutzes, sondern sie ist auch ein beliebtes Naherholungsgebiet für den Raum Karlsruhe und Rastatt.

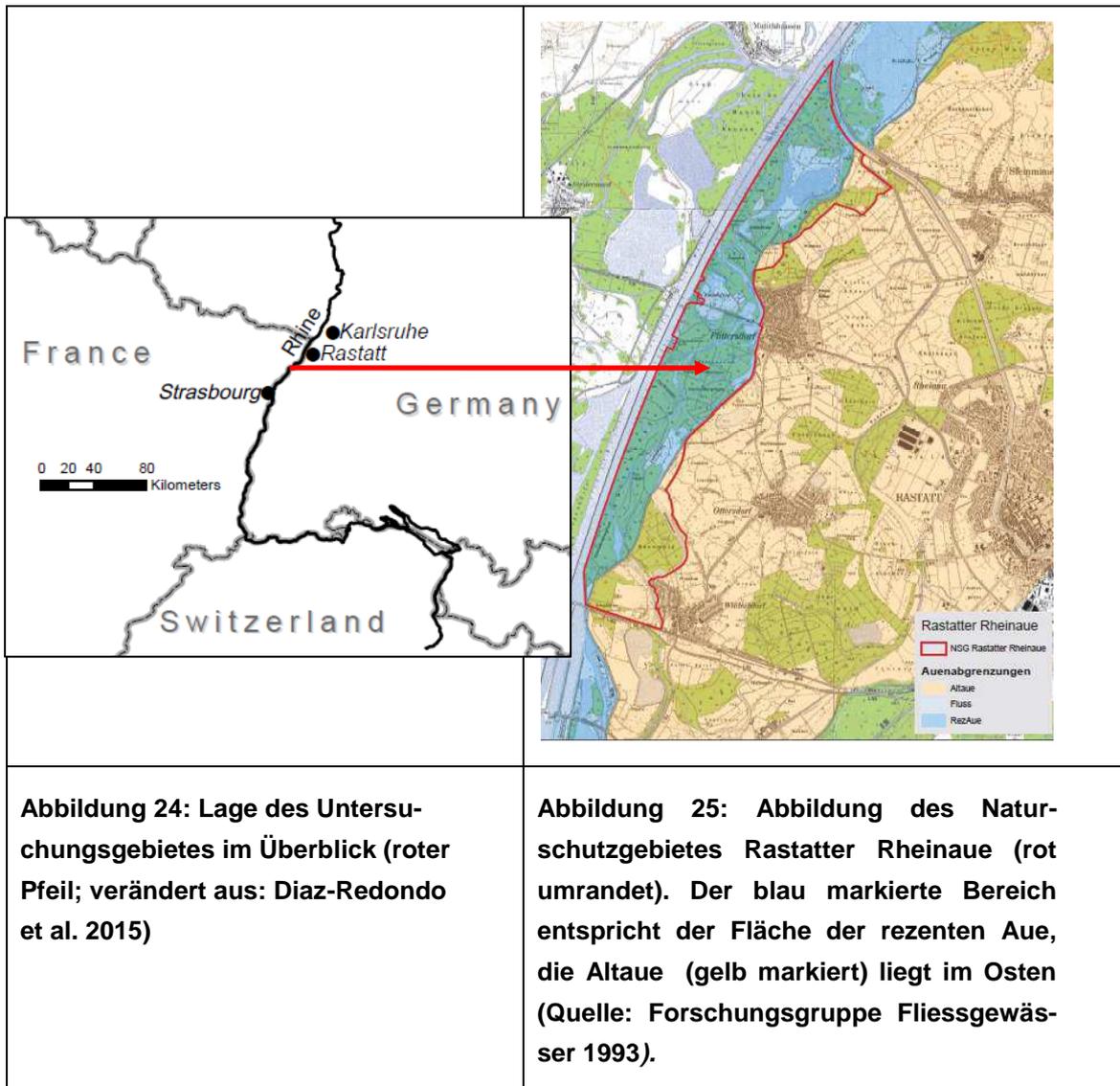
Einen hohen Wert besitzt sie auch als Hochwasserretentionsraum. Eigene Untersuchungen des WWF-Auen-Institutes (unveröff.) zeigen eine erhebliche Wirkung beim Wasserrückhalt während Hochwassersituationen am Oberrhein. Das durch den Oberrheinausbau mit den Staustufen zwischen Basel und Iffezheim für die Unterlieger deutlich verschärfte Hochwasserrisiko wird durch die Retentionswirkung und Laufzeitverzögerung in der Rastatter Rheinaue deutlich entschärft, was für das nahegelegene Ballungsgebiet Karlsruhe von großer Bedeutung ist.

Ebenso sind die Rheinauen wichtige Gebiete für die Gewinnung von Trinkwasser. Seit 1977 werden rund 70 % des Trinkwasserbedarfs der Gemeinde Rastatt über drei Brunnen bei Ottersdorf in der Rastatter Rheinaue gedeckt. Somit erfüllt die Rastatter Rheinaue eine Vielzahl an wichtigen Funktionen und erbringt Ökosystemleistungen, die es langfristig zu sichern und zu fördern gilt. Voraussetzung dafür ist u.a. eine entsprechend nachhaltige waldbauliche Bewirtschaftung, die die Funktion und Leistung des Ökosystems sichert, so dass die vielfältigen Anforderungen an das Auenökosystem Rastatter Rheinaue auch in Zukunft gewährleistet sind!

3.1 Geographische Lage

Bearbeitung: Erika Schneider und Jasmin Frietsch

Das Untersuchungsgebiet „Naturschutzgebiet Rastatter Rheinaue“ umfasst neben der rezenten Rastatter Rheinaue, die an die Dynamik des Rheins angebunden ist und regelmäßig überflutet wird, auch kleine Flächen der Altaue (Abbildung 24) und schließt zusätzlich das Rheinwärterhaus und die Fährstation (beide kein Teil des eigentlichen Schutzgebietes) mit ein.



25 km südwestlich von Karlsruhe und 5 km nordwestlich von Rastatt gelegen, befindet sich das Gebiet auf der rechtsrheinischen Seite in Baden-Württemberg. In unmittelbarer Nähe liegen die drei zu Rastatt gehörigen Rieddörfer Wintersdorf, Ottersdorf und Plittersdorf sowie im Süden die Gemeinde Iffezheim und im Nordosten die Gemeinde Steinmauern (Abbildung 25).

Das Gebiet, mit einer Länge von 9 km und einer Breite von 1,5 km, schließt eine Gesamtfläche von 845 ha (inklusive der Wasserflächen von 100 ha) ein (Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege, Karlsruhe, WWF-Auen-Institut und Große Kreisstadt Rastatt 1985). Es liegt unterstrom der Staustufe Iffezheim auf einer Höhe von 109 - 116 m ü. NN, mit einem Gefälle von etwa 0,4% (Höhe Rastatt) und ist Teil des mittleren Oberrheingebietes.

Im Westen wird es begrenzt durch den Hauptstrom des Rheins, der sich auf Höhe der ehemalige Wintersdorfer Eisenbahnbrücke (Rheinkilometer 335,7) im Süden bis zur Mündung der Murg in den Rhein (Rheinkilometer 344,4) im Norden zieht. Im Osten stellt der Hochwasserdamm die Grenze dar.

Das Gebiet liegt im Übergangsbereich zwischen der Furkations- und der Mäanderzone des Rheins und zeichnet sich vor allem durch seine hohe Standortvielfalt aus, die durch die hydrologische und morphologische Dynamik des Rheins entstanden ist und sich durch die wasserbaulichen Eingriffe und menschliches Wirtschaften im Laufe der Zeit immer wieder verändert hat. Sie kennzeichnet sich gegenwärtig durch eine Vielfalt aquatischer und terrestrischer Lebensräume, vor allem durch ausgedehnte Auwälder, die eine große Vielfalt von Arten bergen.

3.2 Klima

Bearbeitung: Erika Schneider und Friederike Reitze

Die Oberrheinebene ist eine der wärmsten Regionen Deutschlands, die durch eine lange Wachstumsperiode gekennzeichnet ist (Tümmers 1994).

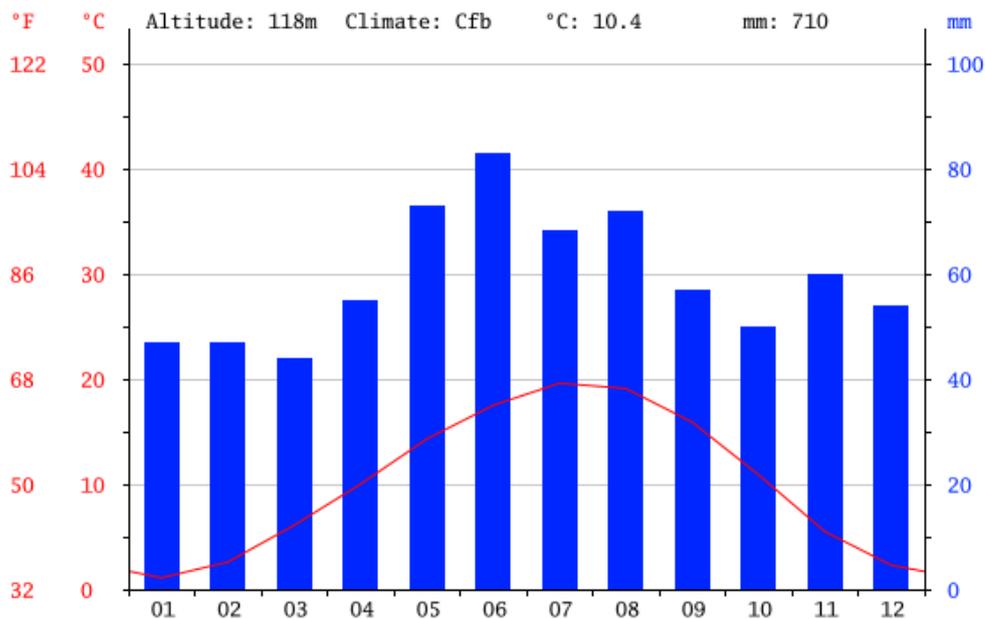


Abbildung 26: Klimadiagramm Rastatt (Quelle: climate-data.org).

Das Untersuchungsgebiet Rastatter Rheinaue lässt sich großklimatisch in die warmgemäßigte Zone einteilen und liegt innerhalb der Westwind-Drift Zone. Die aus Westen wehenden Winde werden allerdings durch die Vogesen, die die Oberrheinebene im Westen abgrenzen, abgehalten. Über die Burgunder-Pforte können Winde jedoch aus dem Südwesten in die Oberrheinebene einströmen, weshalb Winde aus Südwest am häufigsten auftreten.

Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 10,4 °C, wobei der wärmste Monat der Juli mit einer Durchschnittstemperatur von 19,6 °C ist. Der kälteste ist mit 1,1 °C der Januar. Daraus ergibt sich eine Temperaturamplitude von 18,5 K (vgl. Abbildung 26).

Es fallen ganzjährig hohe Niederschläge, die insgesamt 710 mm betragen. Im niederschlagreichsten Monat Juni betragen die Niederschläge im Durchschnitt 83 mm, während im niederschlagärmsten Monat März durchschnittlich 44 mm Niederschlag zu verzeichnen sind. Das Klima ist ganzjährig humid. Nach Köppen und Geiger liegt das Untersuchungsgebiet im Cfb Klima.

Es herrscht ein Übergangsklima von maritimem zu kontinentalem Charakter vor. Dabei weisen das Niederschlagsmaximum im Sommer und die relativ geringe Jahresniederschlagsmenge von 710 mm auf ein Kontinentalklima hin, während ein zweites kleineres Niederschlagsmaximum im Winter, die abgeschwächte Tempe-

raturamplitude von 18,5 K und die milden Winter auf ein maritimes Klima hindeuten.

Mikroklimatisch tritt im Untersuchungsgebiet eine Besonderheit auf. In Wäldern, besonders in Auwäldern, weichen die Werte des Bestandsklimas von denen der Klimastation ab. Durch die, im Gegensatz zu offenem Feld, erhöhte Evapotranspiration der Wälder kommt es zu einer erhöhten Luftfeuchtigkeit und einer niedrigeren Temperatur innerhalb des Waldes.

Weiterhin bedingt der Schattenwurf der Bäume eine weitere Abkühlung. Ebenfalls wird der Wind abgeschwächt, wodurch die Strauch- und Krautschicht innerhalb der Wälder geschützt ist. Auwälder führen wegen ihres hohen Wasservorrates zu einer sehr großen Erhöhung der Luftfeuchte und Senkung der Lufttemperatur, wodurch sie ein azonales Klima ausbilden (Ahrens und Stöcker 2009). Auf Grund der entstehenden Verdunstungskälte können in den Bereichen der Überschwemmungsaue Temperaturdifferenzen von 1-1,5 °C entstehen.

Außerdem treten große Unterschiede zwischen der Überflutungsaue und der Altaue auf. Bis zu 5 K Unterschiede traten bei Messungen in der Rastatter Rheinaue zwischen den beiden Standorten in den Rheinauen südlich der Fährstraße und unmittelbar landseits des Hochwasserdammes sowie in der Geggenau auf (Ahrens und Stöcker 2009).

Die Klimatische wichtigste Eigenschaft der Überflutungsaue ist laut Ahrens und Stöcker (2009) ihre Rolle als eine bedeutende Quelle für Wasserdampf meist ausreichend Wasser für die Verdunstung vorhanden ist. Bemerkenswert ist auch die große aerodynamische Rauigkeit, die sich aus den wechselnden Bestandshöhen und dazwischen liegende offene Wasserflächen ergibt. Damit sind Einwirkungen auf das Windprofil verbunden, die die vertikalen atmosphärischen Austauschvorgänge verstärken (Ahrens und Stöcker 2009).

3.3 Hydrologie

Bearbeitung: Jasmin Frietsch und Marcel Schiebel

Das typische Abflussregime in den alpinen Einzugsgebieten ist ein nivales Regime. Typisch für diesen Regimetyp ist eine weit ausschwingende Amplitude mit einem einfachen Minimum im Spätwinter und ein Maximum im Juni / Juli. Der wichtigste Faktor ist hierbei der jahreszeitliche Wechsel zwischen gefrieren und auftauen. So fallen während der kalten Jahreszeiten die Niederschläge meist in fester Form als Schnee und werden so vor Ort zwischengespeichert. Das führt dazu, dass die entstehenden Abflüsse nur gering sind. Erst mit der Schneeschmelze gelangen die gebundenen Niederschläge in die Gewässer. Dies findet im alpinen Raum im Spätfrühling statt und führt recht schnell zu hohen Abflüssen.

Diese Merkmale können jedoch durch die ausgleichende Wirkung von Seen abgeschwächt werden. So sorgt z.B. der Bodensee dafür, dass im Hochrhein die Amplitude deutlich flacher ist als im Alpenrhein. Auch nach dem Einmünden der Aare, deren Extreme durch ihre Zuflüsse aus dem Mittelland und dem Jura abgemildert wurden, bleiben die Merkmale des nivalen Regimes erhalten (vgl. Belz 2007).

Mit dem Abschnitt des Oberrheins verändert sich das Abflussregime durch den Zufluss von Gewässern mit immer stärker maritim-pluvial dominierten Einzugsgebieten. Es findet eine schrittweise Überprägung des nivalen Regimes statt, welche erst in der Summe, das heißt weiter flussabwärts ihre Wirkung zeigt. Diese pluvialen Regime (wie z.B. der Neckar) weisen meist ein Maximum auf, welches in den kontinental geprägten Gebieten (mit vergleichsweise häufig persistenteren Schneedecken) im Spätwinter oder im Vorfrühling liegt und sich mit steigendem maritimem Einfluss Richtung Januar / Februar verschiebt. Die Minima liegen in der Regel im Spätsommer / Frühherbst (vgl. Belz 2007). Durch die Überprägung bildet sich, neben dem Abschwächen des Maximums im Juni / Juli, langsam ein zweites Maximum im Februar heraus, welches das sommerliche Maximum weiter flussabwärts sogar überragt. Dieses zweigipflige, komplexe Regime bleibt ein Merkmal, das der Rhein auf seiner ganzen restlichen Lauflänge aufweist. Die Herausbildung dieses Maximums ist am Pegel Maxau schon andeutungsweise zu erkennen (vgl. Belz 2007).

Bei Betrachtung der Abflussdaten des Pegels Maxau (Pegeldatenbank der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes) ergibt sich nachfolgendes Bild:

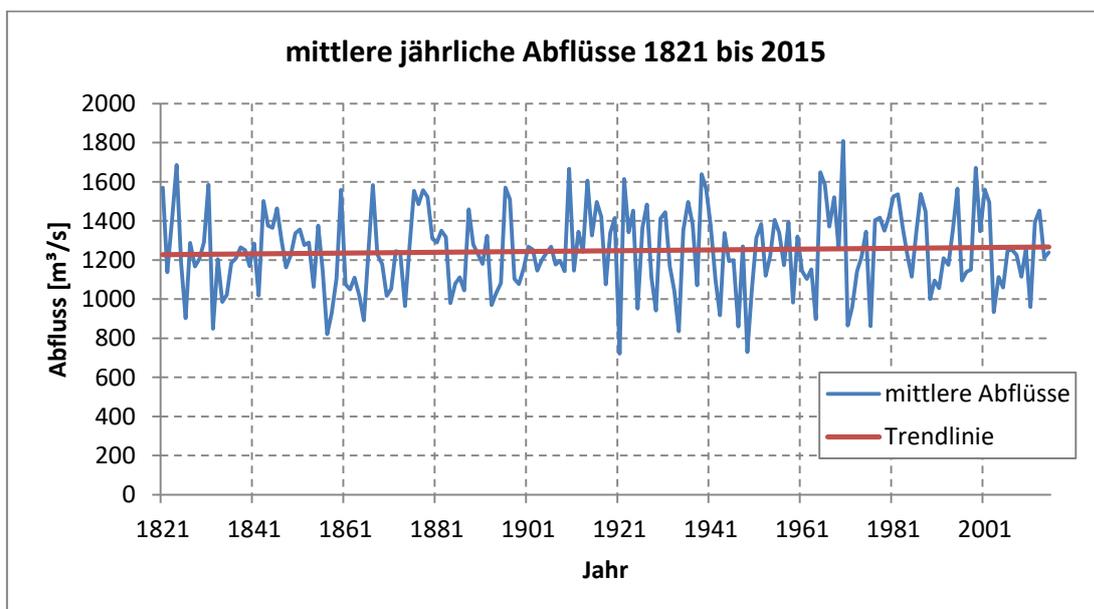


Abbildung 27: Mittlere jährliche Abflüsse aus den Jahren 1821 bis 2015 und langjähriger Mittelwert.

Der mittlere jährliche Abfluss beträgt im langjährigen Mittel (1921-2015) 1253 m³/s. Bei der Betrachtung der einzelnen Jahre zeigt sich aber die Bandbreite der mittleren jährlichen Abflüsse. Diese schwanken zwischen niedrigen Werten wie 720 m³/s im Jahr 1921 und 1808 m³/s im Jahr 1970 (siehe Abbildung 27).

Für die Jahre von 1923 bis 2015 werden im langjährigen Mittel die höchsten mittleren monatlichen Abflüsse im Juni und Juli erreicht (siehe Abbildung 28). Dabei betrug der Abfluss durchschnittlich 1673 m³/s, bzw. 1575 m³/s. Die niedrigsten mittleren Abflüsse finden sich in den Monaten Oktober (1038 m³/s) und November (1068 m³/s). Ähnlich sieht der Verlauf der monatlichen minimalen Abflüsse aus. Auch hier liegen die höchsten langjährigen Werte in den Monaten Juni (676 m³/s) und Juli (642 m³/s). Die Minima sind allerdings leicht verschoben. So tritt der niedrigste Abfluss nicht im Oktober (350 m³/s), sondern im November (340 m³/s) auf. Die maximalen monatlichen Abflüsse folgen nicht diesem Muster. Der höchste langjährige Durchschnitt liegt mit 4340 m³/s im Januar, der zweithöchste mit 4330 m³/s im Mai.

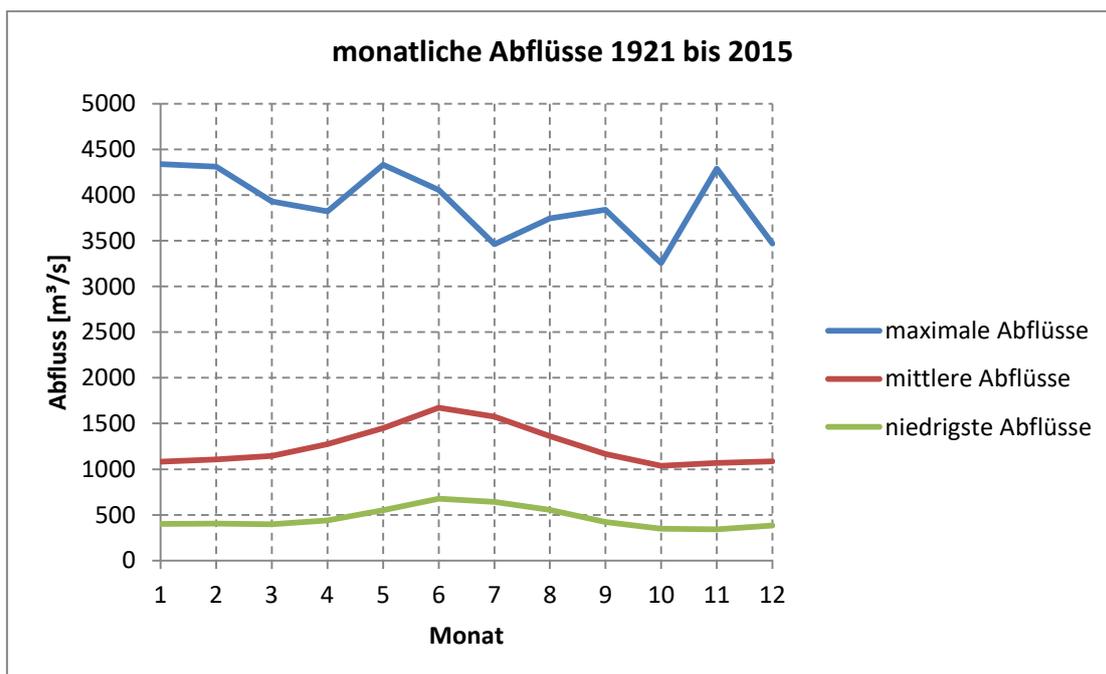


Abbildung 28: Gemittelte monatliche Abflüsse aus den Jahren 1921 bis 2015.

Während Hochwasserereignissen wird die Aue überflutet und ist daher von der Dynamik der Abflüsse und vom Wechsel zwischen Hoch- und Niedrigwasser geprägt. Die Altrheine sind teils nur während hoher Wasserstände durchflossen und besitzen daher mehr den Charakter von Stillgewässern oder einen Übergangscharakter zu Fließgewässern, was sich an der Zusammensetzung der Gewässerflora und -fauna ablesen lässt. Insgesamt sind etwa 70 % der Gewässer verschiedenen

Typen von Altrheinen, d.h. ehemaligen Mäandern, Nebenarmen und Verästelungen aus dem Übergangsbereich der Furkations- und Mäanderzone zuzuordnen. Etwa 10 % entfallen auf Tümpel und Kolke, die bei Mittelwasser isoliert sind sowie auf Rinnen und Gräben, die überwiegend von Grundwasser gespeist werden. 20 % der Wasserflächen sind durch Kiesentnahme entstandene Seen (Obdrlik et al. 1990).

Tabelle 19: Statistische Werte historischer Wassermarken an der Messstelle Plittersdorf.

Wassertand (Jahr)	Höhe (m)
Mittelwert niedrigster Wasserstände (Abflüsse) der Jahre 1991-2000	2,76
Mittelwert Wasserstand (Abfluss) der Jahre 1991-2000	4,09
Niedrigster Wasserstand der Jahre 1991-2000 (10.10.1997)	2,52
Höchster Wasserstand der Jahre 1991-2000 (13.05.1999)	7,68

Nördlich des Rauhkehdamms, der das Gebiet als Querriegel hydrologisch in einen größeren, südlichen und einen kleineren, nördlichen Teil trennt, findet eine Durchströmung nur bei Hochwasser statt (LAWA 1999). Auf Höhe des Untersuchungsgebietes hat der Rhein ein Einzugsgebiet von 48.280 km² mit einem jährlichen Durchfluss von circa 38 Mrd. m³ Wasser (Klimadiagramme 2015).

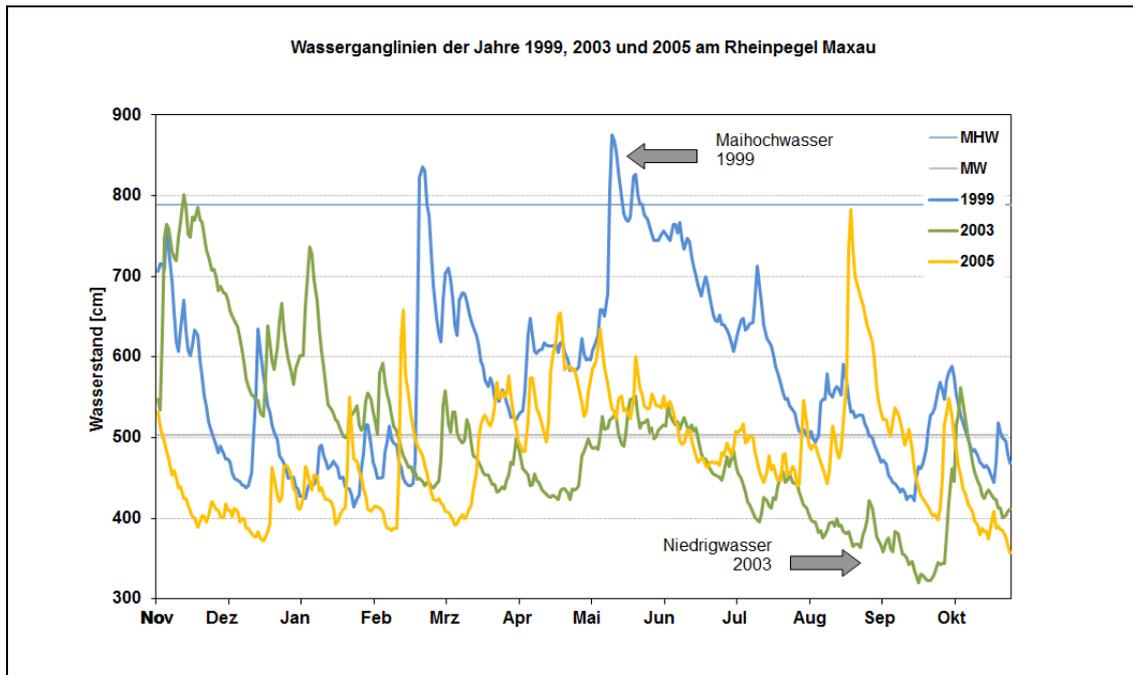


Abbildung 29: Ausgewählte Ganglinien hydrologischer Jahre des Rheins am Pegel Maxau. Pegelnullpunkt: NN+ 97,76 m, Rhein-km 362,3 (Grafik: UFZ; Daten: WSV, bereitgestellt durch die BfG).

3.4 Geologie

Bearbeitung: Jasmin Frietsch

Der Oberrheingraben erstreckt sich von Basel bis Mainz auf einer Länge von rund 300 km und einer durchschnittlichen Breite von etwa 40 km. Seine Entstehung ist auf eine geotektonische Absenkung zurückzuführen, die im Tertiär vor circa 45 Mio. Jahren einsetzte und bis heute anhält (Ellenberg 1992). Die entstehende Vertiefung wurde durch Erosion von Flussschottern der Alpen aufgefüllt (Schwabe 1992).

Das heutige Oberflächengestein bildete einst mächtige, kalkreiche Schotter, die sich durch den Wechsel von Eis- und Warmzeiten in mehrstufige Terrassen schichteten. Die dort befindlichen Hohlräume bilden eines der größten Grundwasserreservoirs Europas (Ellenberg 1992).

Die fluvialen Sedimente der Niederterrasse, welche überwiegend aus Sand und Kies bestehen, dienen als Ausgangssubstrat für die Bodenbildung. In Bereichen mit niedrigerer Strömungsgeschwindigkeit, z.B. in den heutigen Bereichen mit üppiger Vegetation, können sich jedoch auch feinere, schluffige Sedimente ablagern.

Aufgrund dessen überwiegen in der Rastatter Rheinaue heute vor allem fruchtbare Auenlehme (Hjulström 1935). Der Anteil an Kies- und Sandböden ist mit jeweils 2 % nur gering. Aufgrund dieses geringen Anteils an jungen Rohböden und des hohen Anteil an Schluffböden lässt sich schließen, dass die Morphodynamik im Gebiet als gering einzustufen ist.

3.5 Vegetation

Bearbeitung: Erika Schneider

Auf vom Fluss neu geschaffenen, vegetationsfreien Flächen siedeln sich sehr rasch unterschiedliche Pionierarten an, unter denen verschiedene Weidenarten wie Purpurweide (*Salix purpurea*), Silberweide (*Salix alba*), auf Schotter auch Lavendelweide (*Salix elaeagnos*), Schwarz-Pappel (*Populus nigra*) und das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) eine wichtige Rolle spielen (Dister 1985a, 1994). Es stellen sich aber auch Arten ein, die mit den Lebensbedingungen in der Aue nicht zurechtkommen, jedoch als konkurrenzschwache Arten auf den Pionierflächen gute Lebensbedingungen finden. Ihre Existenz ist jedoch von relativ kurzer Dauer, da sie im Zuge der Sukzession von anderen, autotypischen Arten abgelöst oder beim nächsten Hochwasser beseitigt werden.

Alle Pionierbesiedler tragen mit ihren Wurzeln zur Festigung der neuen Bodenoberfläche bei, die dadurch dem Angriff künftiger Hochwasser besser widerstehen kann. Die Pflanzen setzen mit ihren Sprossen und Blättern die Fließgeschwindigkeit bei neuerlichen Hochwassern herab und halten im Wasser mitgeführtes Feinsediment fest. Dadurch wächst die Ablagerung in die Höhe, wobei die Korngrößenzusammensetzung des Substrats immer feiner wird. Im Verlauf der Sukzession gewinnen häufig die Silberweiden, auf etwas höheren und trockeneren Geländeabschnitten auch die Schwarzpappeln die Oberhand. Sie schließen sich meist zu galerieartig ausgebildeten Weichholzaunenwäldern zusammen. Bei weiterer ungestörter Entwicklung treten oft bereits in der ersten Baumgeneration Arten der Hartholzaue auf (s. Kap. 3). In den schotterreichen Auen des Voralpenlandes kommt es jedoch bedingt durch vorliegende Substrat-Korngrößen und thermische Bedingungen nicht zur Entwicklung von Silberweidenbeständen und Eichen-Ulmen-Hartholzaunenwald.

3.6 Tierwelt

Bearbeitung: Erika Schneider

Die Artendiversität des NSG „Rastatter Rheinaue“ ist auf einer vergleichsweise kleinen Fläche von 850 ha mit etwa 1.775 Tier- und 445 Pflanzenarten nachgewiesen – was außerordentlich hoch ist. Dabei wurden viele Wirbellosen-Gruppen noch nicht untersucht. Die Zahlen beruhen auf der Auswertung von meist unveröffentlichten Daten aus Gutachten des WWF-Auen-Instituts, aus Diplom-, Fach- und Doktorarbeiten, die mit Unterstützung des WWF-Auen-Instituts durchgeführt wurden sowie auf schriftlichen oder mündlichen Mitteilungen von Spezialisten für einzelne Tiergruppen. Als sehr artenreiche Gruppen sind dabei die Makrolepidopteren mit 379 Arten (Köppel 1997), die Laufkäfer mit 273 Arten, die Staphyliniden mit 116 Arten, Spinnen/Arachnidae und Weberknechte mit 127 Arten zu nennen. Andere Gruppen wie beispielsweise Collembolen (75 Arten), Diplopoden und Isopoden sind weniger artenreich, kommen aber mit einer sehr hohen Individuendichte vor. Von den Wirbeltieren sind die Vögel mit 115 Arten hervorzuheben. Bemerkenswert ist die Zahl der Fledermäuse, von denen in der Rastatter Rheinaue 14 Arten vorkommen, die vom Standpunkt des Natura 2000 Netzwerks von großer Bedeutung sind. Insgesamt ist die Rastatter Rheinaue jedoch eher als säugetierarm zu bezeichnen (Mitteilung Dipl.-Biol. Harald Brünner, Kleinsäuger-Spezialist, Karlsruhe).

3.7 Landschaftshistorische Entwicklung

Bearbeitung: Jasmin Frietsch und Gloria Ledesma-Krist

Seitdem es Menschen gibt, nutzen sie Auen. Doch die Art und Weise der Nutzung hat sich in den letzten Jahrhunderten stark verändert. Zu Beginn diente die Aue den Menschen als Jagd- und Fischgrund, später auch als Rohstofflieferant für Holz. Doch ab dem 7. Jhd. n. Chr. verdichteten sich die Siedlungen infolge des immer größer werdenden Drucks der wachsenden Bevölkerung immer mehr, so dass es erstmals zur Besiedlung der Auebereiche und damit zum großflächigen Eingriff in das dortige Ökosystem zum Zwecke der landwirtschaftlichen Nutzung kam (Schwabe 1992).

Doch der Rhein verfügte über eine ausgeprägte Dynamik und verlagerte permanent seinen Lauf. Oftmals fielen ihm dabei Ackerflächen und ganze Siedlungen zum Opfer und Ernten wurden zerstört. Aus diesem Grunde nannte man den Rhein in damaliger Zeit auch den „fressenden Strom“ (Tulla 1825).



Abbildung 30: Der Rheinstrom unterhalb von Basel am Isteiner Klotz (Kunstmuseum Basel). Der „fressende Strom“ fließt noch unbegradigt durch die, von Seitenarmen und kleinen Inseln, durchzogene Landschaft; Gemälde von Peter Birmann 1844 (Quelle: Schwabe 1992).

Schon bald entwickelten sich in den Sümpfen Brutstätten von Epidemien (Malaria, Ruhr, Typhus, Sumpffieber), die neben den Ernteaufällen den Siedlern zu schaffen machten (Tulla 1822).

Der erste weitreichende Eingriff war die Rektifizierung des Rheins durch den badi-schen Oberstleutnant Johann Gottfried Tulla (1770-1828). Ziel war es die Lebens-gefahr durch Hochwasser und Seuchen zu mindern, Ernten zu sichern, die Bo-dennutzung durch Absenken des Wasserspiegels zu verbessern und das Treideln der Schiffe zu vereinfachen. Die Arbeiten fanden zwischen 1817 und 1876 statt, wurden aber zwischen 1827 und 1840 unterbrochen (Tulla 1825; Honsell 1885). Im Untersuchungsgebiet wurden dabei (wie in der gesamten Furkationszone) die zahlreichen, verzweigten Flussläufe in einem Hauptbett auf eine Breite von 200 m bis 250 m zusammengefasst und die weiten Flussschlingen in der Mäanderzone durchsto-chen (Klaiber et al. 1997). Die Rheinkorrektur auf Höhe des Untersu-chungsgebietes fand in den 1840er Jahren statt (Pott 2000). Bei diesen Baumaß-nahmen wurde z.T. auf die schon vor der Korrektur vorhandenen Dämme und Verbauungen zurückgegriffen. Laufverkürzungen (14 % in der Furkationszone, 37,1 % auf der Mäanderstrecke) erhöhten das Gefälle. Damit nahmen die Ge-schwindigkeit des Stromes und die Erosion zu, wodurch die Sohle sich vertiefte. Das Resultat von Tullas Maßnahmen war einschneidend. Im Laufe seines Arbei-tens waren 70 km² frühere Sumpf- und Wasserflächen kultiviert worden, der Lauf des Rheins wurde zwischen Basel und Mainz um mehr als 80 km verkürzt und

sein Bett auf etwa ein Zehntel seiner ursprünglichen Breite gestaucht. (Tulla 1825) Das bis dahin typische Bild des Rheins mit Altarmen, Inseln und Kiesbänken wich immer mehr einer öden Landschaft (Obrdlik et al. 1990). Es kam zur Wanderung größerer Mengen an Geschiebe, die sich wiederum als künstliche Inseln anlagerten und so einen Aufstau des Rheinwasserspiegels verursachten (Lauterborn 1917). Die Grundwasserabsenkung im Untersuchungsgebiet trat mit ca. 1,5 m stärker als erwartet auf und führte zur Verlandung der Altwässer und Versteppung der Landschaft (Obrdlik et al. 1990).

30 Jahre nach Beendigung der Begradigungsmaßnahmen waren vielerorts Stillwässer neu entstanden. Durch die Absenkung des Grundwasserspiegels fielen diese jedoch trocken und wurden abgetrennt (Spohn 2011).

Unmittelbar nach Beendigung der letzten Arbeiten an der Rheinbegradigung begann eine zweite Phase des Rheinausbaus zwischen 1907 und 1937: die „Rheinregulierung“. Hierfür war der Ingenieur Max Honsell (1843-1910) verantwortlich. Sein vorrangiges Ziel war die Schiffbarmachung des Rheins. Honsell versuchte, durch die Anlage von Buhnen (Querbauwerken) die Geschiebebewegung im Strom zu kontrollieren. Der Rhein lagerte sein Geschiebe im Niedrigwasserbereich der Buhnen ab, und so wurde eine Schifffahrtsrinne in der Strommitte freigehalten, die die ganzjährige Schifffahrt bis Basel ermöglichte (Schwarzmann 1964; Beeger 1990; Bernhardt 2000).

Die wasserbaulichen Eingriffe in die Flusslandschaft im 20. Jahrhundert standen noch bis in die 70er Jahre hinein unter dem Vorzeichen der Energiegewinnung. Die Nutzung der Wasserkraft des Stromes wurde je nach Abschnitt unterschiedlich geregelt und umgesetzt. Die Bauvariante des Vollausbaus nördlich von Straßburg, auch Vollkanalisierung genannt, wurde nach gemeinsamen deutsch-französischen Studien entschieden und im Juli 1969 in dem „Pariser Vertrag“ festgelegt. Die so gebauten 10 Staustufen liegen im Rheinbett selbst. Die Staustufe Iffezheim beim Rhein-Kilometer 334 ist ein Beispiel hierfür. Diese führten dazu, dass Feinsedimente aus den Stauanlagen flussabwärts getragen werden und sich in den strömungsberuhigteren Gebieten der Aulandschaften ablagern (Krause et al. 1987). Der Bau einer elften Anlage bei Neuburgweier wurde zum Schutz der verbliebenen Aue verworfen (LAWA 1999).

Im heutigen Zustand der Rastatter Rheinaue kann es vor allem nach Hochwasserereignissen aufgrund einer ungünstigen, anthropogen bedingten Geländetopographie, z.B. in Form von quer verlaufendem Wegebau mit aufstauender Wirkung oder der Schließung und Verkleinerung der Kontaktbereiche zum Hauptstrom, zu einer verstärkten Ablagerung feinerer Korngrößen kommen (WWF-Auen-Institut 1992). Bis zum heutigen Zeitpunkt wurden im Untersuchungsgebiet mehrere Vorlandmaßnahmen zur Erhöhung der Gewässerdynamik umgesetzt, um die ökologi-

sche Situation zu verbessern, z.B. durch eine breitere Einströmung des Wassers in die Aue. Dadurch soll einer Verlandung und der damit einhergehenden Eutrophierung der Auengewässer entgegengewirkt werden. Mögliche Maßnahmen wurden unter anderem in dem vom WWF-Auen-Institut erstellten Gutachten vorgeschlagen (WWF-Auen-Institut 1992) und außerdem durch Ludwig (1994) und Wald und Corbe (1994) erarbeitet. Vor der Erhebung in 2005 wurde von Anfang bis Mitte der 90er Jahre der entlang des Wintersdorfer Altrheins verlaufende Weg tiefer gelegt, um die Überflutung auf breiterer Fläche zu gewährleisten. Zudem wurden die Wasserkörper von Bärensee und Wörthfeldsee baulich getrennt. Die Wirkung der realisierten Maßnahmen erreichte dabei nicht alle Auengewässer im Untersuchungsgebiet (vgl. Redling 2006).

3.8 Landnutzung

Bearbeitung: Jasmin Frietsch und Erika Schneider

Ein Teil der Fläche der Rastatter Rheinaue wird forstwirtschaftlich genutzt. Der Anteil der Hybridpappelforste nimmt ein Viertel der Fläche ein. Die Pappel käme natürlicherweise kaum vor. Mit anderen standortuntypischen Baumarten vergrößert sich der Anteil der forstwirtschaftlichen Nutzung auf über ein Drittel der Fläche. Im Murgwinkel zeichnen sich auch heute noch Flächen ab, die der Kopfweidennutzung unterlagen (zur elsässischen Gemeinde Münchhausen gehörig), jedoch nicht mehr genutzt werden. Zu geringen Teilen, etwa 60 ha, finden sich Halbtrockenrasen und mehr oder weniger intensiv genutztes Grünland. Infrastrukturelle Flächen, bspw. Gebäude, Wege, Straßen) beschränken sich im Gebiet auf knapp 11 ha und stellen demnach kaum eine Nutzungsform dar.

3.9 Schutzstatus

Bearbeitung: Marcel Schiebel und Jasmin Frietsch

Aufgrund seiner naturnahen Lebensräume wurde das Gebiet zwischen der Wintersdorfer Rheinbrücke und der Murgmündung am 4. April 1975 zum Landschaftsschutzgebiet "Rheinaue" erklärt. Das Schutzgebiet war kleiner als das heutige Naturschutzgebiet und umfasste auch heute nicht mehr zugehörige Flächen. Die Aufwertung zum Naturschutzgebiet "Rastatter Rheinauen" erfolgte am 8. Februar 1984 (Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege, WWF-Auen-Institut und Stadt Rastatt 1985, Obrdlik et al. 1990). Die Verordnung beinhaltet jedoch einige Kompromisse bezüglich des Erhalts bestehender Nutzungsrechte innerhalb des Schutzgebietes.

Allein vierzehn der, gemäß der Fauna-Flora-Habitat- Richtlinien (kurz: FFH-Richtlinien) schützenswerten einundneunzig Lebensraumtypen Deutschlands sind in den Rheinauen bei Rastatt zu finden, u.a. Fließgewässer mit Wasservegetation, Flusssufer mit Pioniervegetation, feuchte Hochstaudenfluren, Auenwälder mit Erle, Esche und Weide, sowie der Hartholzauenwald (Guenther-Diringer 1989).

Seit 2001 ist die Rastatter Rheinaue Teil des europäischen Schutzgebietsnetzes Natura 2000 sowohl als FFH-Gebiet als auch als Vogelschutzgebiet). Seit 2008 ist die Rastatter Rheinaue nach dem Ramsar-Abkommen Bestandteil der international bedeutsamen Feuchtgebiete zum Schutz als Heimat von Wasser- und Watvögeln und Teil des Ramsar-Gebietes „Oberrhein / Rhin supérieur“ (Wald und Corbe 1994).

Mittlerweile ist die Rastatter Rheinaue eines der größten Naturschutzgebiete Baden-Württembergs (Obrdlik et al. 1990).

4 Ergebnisse

4.1 Klimawandel

Bearbeitung: Marcel Schiebel

4.1.1 Niederschlag und Temperatur

Nach den Ergebnissen des KLIWAS-Projekts (Arbeitskreis KLIWAS 2015) steigt der Niederschlagswert durch die Klimaerwärmung (siehe Tabelle 20) bis 2050 um bis zu 2 % im Sommer bzw. 2,5 % im Winter an. Wird der Zeitraum bis 2100 betrachtet, so sind es sogar bis zu 5 % im Sommer und 4,5 % im Winter. Diese Veränderung wirkt sich natürlich auch auf die Niederschlagssummen aus. Diese werden laut den Szenarien im Sommer um bis zu 30 % bis 2100 abnehmen. Im Winter fällt das Ergebnis nicht so eindeutig aus, jedoch lässt sich hier tendenziell eine Erhöhung der Niederschläge feststellen (Arbeitskreis KLIWAS 2015).

Tabelle 20: Ergebnisse des KLIWAS-Projekts zur Entwicklung der Lufttemperatur und des Niederschlags für den Oberrhein (Prozentuale Veränderungen Bezogen auf 1961-1990) (Quelle: Arbeitskreis KLIWAS 2015).

Parameter	Szenarienkorridor 2021 - 2050	Szenarienkorridor 2071 - 2100
Lufttemperatur Sommer (°C)	+1 bis +2	+3,5 bis +5
Lufttemperatur Winter (°C)	+1 bis +2,5	+3 bis +4,5
Niederschlag Sommer (%)	-15 bis 0	-30 bis -10
Niederschlag Winter (%)	-10 bis +15	0 bis +25

Die absoluten Werte für die Veränderung der Spannweite der Temperatur und der Niederschlagssummen im Bereich Karlsruhe lassen sich für den Szenarienkorridor 2021-2050 den Ergebnissen von KLIWA entnehmen. So wird die Jahresmitteltemperatur in Karlsruhe vermutlich um ca. 1,7-1,8 °C auf Temperaturen im Bereich von 12-13,5 °C erhöhen. Die mittlere Lufttemperatur wird sich dabei um 1,4 °C im Sommer und um 2,1 °C im Winter erhöhen (Tabelle 20). Bei den Temperaturmaxima ist eine noch deutlichere Erhöhung von 1,9 °C im Sommer und 2,6 °C im Winter zu erkennen. Die Änderungen der Temperaturminima fallen, mit 1,4 °C in beiden Halbjahren, vergleichbar mit denen der mittleren Temperaturen aus (Arbeitskreis KLIWA 2006).

Für den Niederschlag liegt kein so eindeutiges Signal in eine Richtung vor. Während sich im Sommer die mittleren Niederschläge um 30 mm verringern werden, wird im Winter eine Zunahme um 120 mm erwartet. Die Veränderungen der Maxi-

ma, mit Steigerungen um 80 bzw. 200 mm fallen hingegen deutlich höher aus. Bei den Minima sind geringere Veränderung mit -30 mm im Sommer und +20 mm im Winter festzustellen (Arbeitskreis KLIWA 2006).

Tabelle 21: Ergebnisse von KLIWA zu Spannweite von Temperatur und Niederschlag für Karlsruhe (Quelle: Arbeitskreis KLIWA 2006).

Parameter	Ist-Simulation (1971-2000)		Szenario (2021-2050)	
	Sommerhalbjahr	Winterhalbjahr	Sommerhalbjahr	Winterhalbjahr
T _{max.} (°C)	17,8	6,2	19,7	8,8
T _{mittel} (°C)	16,4	4,8	17,8	6,9
T _{min.} (°C)	14,5	2,8	15,9	4,2
NS _{max.} (mm)	620	500	700	800
NS _{mittel} (mm)	430	360	400	480
NS _{min.} (mm)	240	210	190	230

Nun lassen sich daraus weitere klimatische Veränderungen ableiten. So wird sich in Zukunft die mittlere Anzahl an Sommertagen ($T_{max.} \geq 25 \text{ °C}$) in Karlsruhe um 24 Tage (von 58 auf 82 Tage) pro Jahr erhöhen. Die mittlere Anzahl der Tage, wo die maximalen Temperaturen 30 °C erreichen bzw. überschreiten (heiße Tage) wird sich mit 16 zusätzlichen Tagen sogar verdoppeln. Daneben wird sich in den kalten Jahreszeiten eine Verringerung der mittleren Anzahl der Frosttage ($T_{min.} < 0 \text{ °C}$) um 25 Tage (von 61 auf 36 Tage) einstellen. Die mittlere Anzahl an Eistagen ($T_{max.} < 0 \text{ °C}$) wird sich um 6 Tage (von 11 auf 5 Tage) erniedrigen. In Bezug auf die Niederschläge wird angenommen, dass die mittlere Anzahl der Trockentage im Sommer um 5-6 Tage zunehmen wird. Im Winter wird sie jedoch im Vergleich zu heute abnehmen (Arbeitskreis KLIWA 2006).

Allgemein lässt sich für den Oberrhein feststellen, dass extreme Trockenperioden (11 zusammenhängende Trockentage) im Sommer leicht zunehmen und im Winter leicht abnehmen werden. Die mittlere Anzahl der Tage, an denen mit hohen Niederschlägen ($NS \geq 25 \text{ mm}$) zu rechnen ist, wird sich im Sommer zukünftig kaum verändern. Im Winter jedoch wird eine Zunahme zu verzeichnen sein. Für die extremen Nassperioden, welche dadurch gekennzeichnet sind, dass $> 1 \text{ mm}$ Niederschlag an 8 aufeinander folgenden Tagen fällt, (die Nassperiode wird jedoch nicht durch einen einzelnen Trockentag unterbrochen) lassen sich keine nennenswerten Veränderungen feststellen. Zusätzlich sei noch erwähnt, dass der erste Frühfrost (Herbst) im Mittel um ca. 10 Tage später auftreten wird und der letzte Spätfrost (Frühling) um ca. 10 Tage früher. Auch die Schneeschmelze wird in Zukunft deut-

lich früher, im Durchschnitt 20 Tage in den tieferen und 10 Tagen in den höheren Lagen, beendet sein (Arbeitskreis KLIWA 2006).

Ein weiterer wichtiger Punkt, vor allem für die Entwicklung der Hochwasserereignisse, ist die Veränderung der Starkniederschlagsereignisse. Das Projekt ReSiPrec hat hierzu Untersuchungen zur Änderung des 10-jährigen Wiederkehrwertes des Niederschlags angestellt (Hennegriff et al. 2008). Die Ergebnisse sind in Abbildung 31 dargestellt.

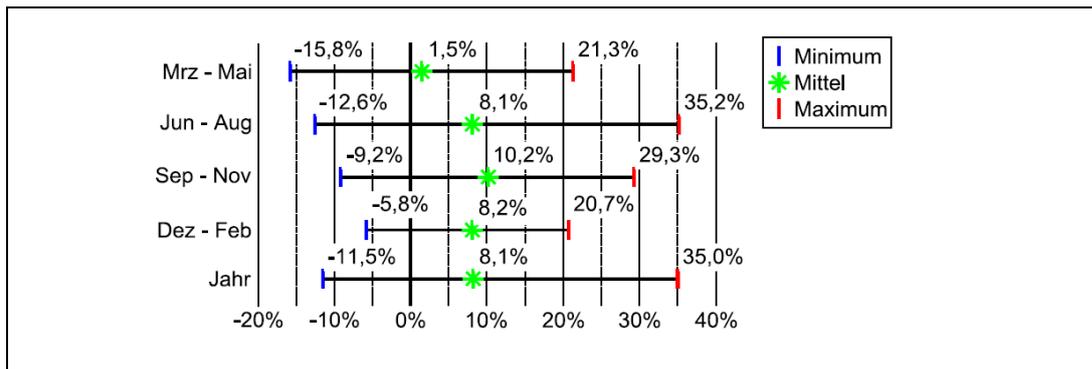


Abbildung 31: Ergebnisse von ReSiPrec zum 10-jährigen Wiederkehrwert des Niederschlags (Quelle: Hennegriff et al. 2008).

Die Ursachen für den Anstieg sind in den verschiedenen Jahreszeiten unterschiedlich. Im Winter dominiert der Anstieg des klimatologischen Niederschlags. Im Sommer und Herbst überwiegt hingegen der Einfluss der erhöhten Variabilität und bedingt die moderate Abnahme des klimatologischen Niederschlags. Mit erhöhter Variabilität ist hierbei eine Verbreiterung der Häufigkeitsverteilung (Gauß'sche Glockenkurve) der zu erwartenden Werte gemeint (Feldmann et al. 2010).

4.1.2 Ist-Zustand ohne Klimaänderung

Das aktuell herrschende Klima in der Oberrheinebene ist für mitteleuropäische Verhältnisse recht mild. Laut den Ergebnissen von REKLIP (1995) liegen für den Großteil der Tiefebene die Jahresmitteltemperaturen um die 10 °C. Im Bereich der Vogesen und des Schwarzwaldes nehmen sie mit der Höhe ab und erreichen bei 1.000-1.200 m Werte von 5-6 °C. In der Vegetationsperiode liegen die mittleren Temperaturen zwischen 15 °C und 16 °C. In den Hochsommermonaten Juli und August erreichen die mittleren Temperaturen sogar Werte um die 18,5 °C. Die niedrigsten Temperaturen treten in den Wintermonaten Januar und Februar auf.

Die Niederschlagssummen weisen aufgrund des Reliefs der Rheinebene deutliche Unterschiede auf. So sind in den Vogesen und im Schwarzwald deutlich höhere Jahressummen anzutreffen als in der Tiefebene. In den Hochvogesen können die Werte lokal sogar 2.160 mm übersteigen. Im Süd- und Nordschwarzwald werden

Spitzenwerte von 1.980-2.160 mm erreicht. In den Mittelvogesen sind die Werte mit unter 1.620 mm nochmals geringer. Im Bereich der elsässischen Rheinebene, inklusive von Gebieten beim Kaiserstuhl und Achern bleiben die Jahressummen unter 720 mm. Nördlich von Hagenau steigen die Summen auf ca. 900 mm an, fallen aber nördlich von Rheinstetten wieder auf 540-720 mm ab. Im Bereich von Karlsruhe liegt die Jahressumme mit ca. 759 mm noch etwas höher.

4.1.3 Veränderung der Niedrigwasserperioden

In dem durch die LUBW beauftragten Projekt zur "Prognose von Auswirkungen des Klimawandels auf die Niedrigwasserverhältnisse in Baden-Württemberg" wurden die Niedrigwasserabflüsse mit dem Wasserhaushaltsmodell LARSIM für den Zeitraum 2021 bis 2050 errechnet. Die Datengrundlage waren meteorologische und hydrometeorologische Parameter, welche auf Basis des globalen Klimaszenarios B2/ECHAM4 durch das statistische wetterlagenbasierte regionale Klimamodell WETTERG prognostiziert wurden (Hennegriff et al. 2008).

Nach den Ergebnissen für das Gebiet zwischen Wutach (Hochrhein) und der Einmündung der Murg (Oberrhein) verringert sich der mittlere monatliche Niedrigwasserabfluss zwischen Juli und September um ca. 30% und nimmt damit deutlich ab. Im Gegensatz dazu werden aufgrund der erhöhten Niederschläge im Winterhalbjahr die Niedrigwasserabflüsse zunehmen. Allgemein lässt sich für Baden-Württemberg sagen, dass außerhalb der Monate Juli bis September die ermittelten Abnahmen der mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse rasch zurückgehen. Sie werden im Mittel zwischen Dezember und April sogar durch eine Zunahme abgelöst. Die größten Zunahmen liegen dabei in den Monaten Januar bis März.

Der jährliche Niedrigwassersabfluss tritt im Vergleich zu heute um ca. einen Monat früher auf. Heute liegen etwas über die Hälfte im Oktober, in der Zukunft werden ca. 65 % im September liegen. Der mittlere Niedrigwasserabfluss des Jahres nimmt im Hochrhein und im südlichen Oberrhein vor der Einmündung der Murg zum Teil stark ab (größer -20 %). Beim 100-jährigen Niedrigwasser ist jedoch nur eine Änderung um -10 % festzustellen. Im Bereich unterhalb der Murgmündung, im nördlichen Oberrhein, sind schwache Zunahmen von unter 10 % zu erwarten.

Für die mittlere Dauer des Abflussdefizits und des 100-jährigen Abflussdefizits sind im Hoch- und südlichen Oberrhein bis zur Elzmündung eine starke Zunahme (größer 50 %) bzw. eine schwache Veränderung (kleiner ± 25 %) zu verzeichnen. Dabei zeigen die mittleren Kennwerte die stärksten Veränderungen. Mit steigender Jährlichkeit nehmen die Änderungen ab. Das Abflussdefizit ergibt sich dabei ab dem ersten Tag, an welchem der Schwellenwert für den Niedrigwasserabfluss unterschritten wird, über eine fortschreitende Bilanzierung der Abflüsse, bis zu dem Zeitpunkt, an welchem das Defizit wieder ausgeglichen ist.

Auch das Projekt KLIWAS (Arbeitskreis KLIWAS 2015) hat Niedrigwasserabflüsse analysiert. Infolge dessen wurde der Parameter NM7Q betrachtet (Tabelle 22). Bei diesem Parameter handelt es sich um das niedrigste arithmetische Mittel von 7 aufeinanderfolgenden Tageswerten des Durchflusses in einem Niedrigwasserzeitabschnitt.

Tabelle 22: Ergebnisse des KLIWAS-Projekts zu den Niedrigwasserabflüssen (NM7Q für das Wasserhaushaltsjahr).

Pegel	Beobachtung	Beobachtung	Szenarienkorridor	Szenarienkorridor
	1961 - 1990 (m ³ /s)	1981 - 2010 (%)	2021 - 2050 (%)	2071 - 2100 (%)
Basel	519	+4,9	-5 bis +10	-10 bis +10
Maxau	635	+6,6	0 bis +10	-10 bis +5

Daraus wurde für den Pegel Maxau wieder die Bandbreite der zu erwartenden absoluten Abflüsse ermittelt, welche in Tabelle 23 dargestellt sind. Dabei wurden pro Szenarienkorridor wieder jeweils der mindestens zu erwartende, der höchstens zu erwartende und ein mittlerer Wert für den zukünftigen Parameter berechnet.

Tabelle 23: Zukünftig zu erwartende Niedrigwasserabflüsse am Pegel Maxau.

Parameter	Szenarienkorridor 2021 - 2050			Szenarienkorridor 2071 - 2100		
	Min.	Mittel	Max.	Min.	Mittel	Max.
	(m ³ /s)	(m ³ /s)	(m ³ /s)	(m ³ /s)	(m ³ /s)	(m ³ /s)
NM7Q (Wasserhaushaltsjahr)	635	667	699	572	619	667

Für die Kinzig (Pegel Schwaibach) wurden im Rahmen von KLIWA die zu erwartenden Veränderungen für die mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse bestimmt. Dabei zeigt sich eine Erhöhung für das Kalenderjahr um 7,5 %. Für den hydrologischen Sommer ergab sich eine Verringerung des Abflusses um 16,2 %. Im hydrologischen Winter wiederum eine starke Erhöhung um 21,2 % (Arbeitskreis KLIWA 2006).

4.1.4 Veränderung des mittleren Abflusses

Die neuen Klimatischen Bedingungen haben nun zur Folge, dass sich die Abflussverhältnisse des Rheins verändern. Ein Überblick zu den im KLIWAS-Projekt ermittelten Veränderungen beim Abfluss sind in Tabelle 24 zusammengefasst. Zum Vergleich ist neben dem Pegel Maxau auch noch der Pegel Basel, welcher am

Übergang zwischen Hochrhein und Oberrhein liegt, aufgelistet. Betrachtet wurden die mittleren Abflüsse (MQ) für das hydrogische Jahr (November bis Oktober), sowie für dessen Teilzeiträume hydrologischer Winter (November bis April) und hydrologischer Sommer (Mai bis Oktober).

Tabelle 24: Ergebnisse des KLIWAS-Projekts zu den mittleren Abflüssen der Pegel Basel und Maxau (Prozentuale Veränderungen bezogen auf den Zeitraum 1961-1990; auf 5 %-Schritte gerundet).

Parameter	Beobachtung 1961 - 1990 (m ³ /s)	Beobachtung 1981 - 2010 (%)	Szenarienkorridor 2021 - 2050 (%)	Szenarienkorridor 2071 - 2100 (%)
Pegel Basel				
MQ (Hydrologisches Jahr)	1065	+1,4	-5 bis +5	-10 bis +10
MQ (Hydrologischer Winter)	884	+4,2	0 bis +15	0 bis +25
MQ (Hydrologischer Sommer)	1248	-1,4	-10 bis +5	-30 bis -10
Pegel Maxau				
MQ (Hydrologisches Jahr)	1255	+2,1	0 bis +5	-15 bis +15
MQ (Hydrologischer Winter)	1130	+5,5	+5 bis +15	+5 bis +30
MQ (Hydrologischer Sommer)	1385	-1,6	-10 bis +10	-30 bis -10

Beide Pegel zeigen eine in den Szenarienkorridoren ähnliche Reaktion. Die Entwicklung geht bei beiden in die gleiche Richtung, wobei sie beim Pegel Maxau stärker ausgeprägt ist. Der mittlere Abfluss zeigt bei der Betrachtung des Hydrologischen Jahres (November-Oktober) keine eindeutige Tendenz, den beobachtenden Anstieg des Abflusses fortzusetzen. Im Hydrologischen Winter (November-April) ist dies allerdings der Fall, wobei ein Anstieg um bis zu 15 % vermutet wird. Im Hydrologischen Sommer (Mai-Oktober) ist im Zeitraum 2021-2050 noch keine klare Entwicklung erkennbar. Doch in fernerer Zukunft (2071-2100) wird eine eindeutige Tendenz zu einer Abnahme der Abflüsse um bis zu 30 % prognostiziert.

Anhand der oben aufgeführten Prozentangaben lässt sich nun die Bandbreite der zu erwartenden absoluten Abflüsse ermitteln, welche in Tabelle 25 dargestellt sind. Dabei wurden pro Szenarienkorridor jeweils der mindestens zu erwartende, der höchstens zu erwartende und ein mittlerer Wert für den zukünftigen Parameter berechnet.

Tabelle 25: Zukünftig zu erwartende Erhöhung der mittleren Abflüsse am Pegel Maxau.

Parameter	Szenarienkorridor 2021 - 2050			Szenarienkorridor 2071 - 2100		
	Min. (m ³ /s)	Mittel (m ³ /s)	Max. (m ³ /s)	Min. (m ³ /s)	Mittel (m ³ /s)	Max. (m ³ /s)
MQ (Hydrologisches Jahr)	1255	1286	1318	1067	1255	1443
MQ (Hydrologischer Winter)	1187	1243	1299	1187	1271	1469
MQ (Hydrologischer Sommer)	1247	1385	1524	970	1108	1247

Im Rahmen des KLIWA-Projekts wurde exemplarisch für das Gebiet des Oberrheins, anhand des Pegels Schwaibach die Entwicklung der mittleren monatlichen Abflüsse für die Kinzig ermittelt. Dabei zeigt sich eine Erhöhung für das Kalenderjahr um 15,8 %. Für den hydrologischen Sommer ergab sich eine Verringerung des Abflusses um 10,7 %. Im Winter eine starke Erhöhung um 29,2 % (Arbeitskreis KLIWA 2006).

4.1.5 Veränderung des Hochwassers

Im Rahmen von KLIWAS wurden die Werte für HM5Q für die Hochwasserabflüsse bestimmt (siehe Tabelle 26). Der Parameter HM5Q bezeichnet das höchste arithmetische Mittel von 5 aufeinanderfolgenden Tageswerten des Durchflusses in einem Hochwasserzeitabschnitt.

Tabelle 26: Ergebnisse des KLIWAS-Projekts zu den Hochwasserabflüssen (HM5Q für das Wasserhaushaltsjahr).

Pegel	Beobachtung 1961 - 1990	Beobachtung 1981 - 2010	Szenarienkorridor 2021 - 2050	Szenarienkorridor 2071 - 2100
	(m ³ /s)	(%)	(%)	(%)
Basel	2176	+8,3	-5 bis +10	-5 bis +10
Maxau	2669	+7,3	-5 bis +10	-10 bis +15

Für beide Szenarienkorridore lassen sich keine eindeutigen Aussagen bezüglich der Entwicklung der Hochwässer treffen. Obwohl die Beobachtungen bis 2010 einen Anstieg der Abflüsse zeigen, ist es nicht ausgeschlossen, dass dies in Zukunft auch wieder abnehmen kann.

Aus den Prozentangaben konnte für den Pegel Maxau die Bandbreite der zu erwartenden absoluten Abflüsse ermittelt werden. Diese sind in Tabelle 27 aufgelistet.

tet. Dabei wurden pro Szenarienkorridor jeweils der mindestens zu erwartende, der höchstens zu erwartende und ein mittlerer Wert für den zukünftigen Parameter berechnet.

Tabelle 27: Zukünftig zu erwartende Hochwasserabflüsse am Pegel Maxau.

Parameter	Szenarienkorridor 2021 - 2050			Szenarienkorridor 2071 - 2100		
	Min.	Mittel	Max.	Min.	Mittel	Max.
	(m ³ /s)	(m ³ /s)	(m ³ /s)	(m ³ /s)	(m ³ /s)	(m ³ /s)
HM5Q (Hydrologisches Jahr)	2536	2736	2936	2042	2736	3069

Exemplarisch für den Oberrhein wurde im Rahmen von KLIWA die zu erwartenden Veränderungen für die mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse für den Pegel Schwaibach an der Kinzig bestimmt. Dabei zeigt sich eine starke Erhöhung für das Kalenderjahr von 21,1 %. Für den hydrologischen Sommer ergab sich eine Verringerung des Abflusses um 7,0 % und für den hydrologischen Winter eine starke Erhöhung um 34,5 %. Bei Betrachtung der Monate Dezember bis Februar werden sogar Werte von über 40 % erreicht.

Diese Angaben zeigen im Gegensatz zu den Ergebnissen von KLIWAS ein eindeutiges Signal zu erhöhten Hochwasserabflüssen. Ein Grund dafür ist die Lage des Einzugsgebiets. Die Kinzig besitzt, im Gegensatz zum stark nival geprägten Abflussregime des Rheins, ein überwiegend pluvial geprägtes Regime. Dieses reagiert deutlich sensibler als ein nivales Regime, da eine Zwischenspeicherung des Niederschlages in fester Form vergleichsweise geringfügig stattfindet.

Des Weiteren wurden, für die Veränderung der Hochwasserspitzen, im Projekt KLIWA regionale Klimaänderungsfaktoren für die verschiedenen Jährlichkeiten der Hochwässer abgeschätzt. Dabei handelt es sich um einen Zuschlag für die aktuellen Hochwasserabflüsse der unterschiedlichen Jährlichkeiten, welcher für die Anpassung der Bemessungsabflüsse im Hochwasserschutz angewendet werden soll. Die für den Oberrhein bestimmten Faktoren sind in Tabelle 28 aufgelistet.

Tabelle 28: Klimaänderungsfaktoren für die verschiedenen Jährlichkeiten nach KLIWA.

Jährlichkeit (Jahre)	2	5	10	20	50	100	200	500	1000
Klimaänderungsfaktor	1,50	1,45	1,40	1,33	1,23	1,15	1,08	1,03	1,00

4.2 Historische Referenz

4.2.1 Die historische Rheinlandschaft vor und seit Tulla

Bearbeitung: María Díaz-Redondo und Gloria Ledesma-Krist

Bis 1830 vor der Rheinkorrektur kann ein hoch dynamischer naturnaher Zustand des Untersuchungsgebiets angenommen werden, bei dem die anthropogen bedingten Prozesse weniger als 3 % ausmachten. Dieser naturnahe Zustand wurde charakterisiert durch ein Gleichgewicht zwischen aquatischen und terrestrischen Habitaten, einer hohen natürlichen biophysikalischen Heterogenität und hoher Konnektivität der Oberflächengewässer. Es herrschte ein Gleichgewicht zwischen Progression- und Regressionsprozessen, mit Schwankungen während der einzelnen Jahre bedingt durch fluktuierende Niedrigwasserständen (siehe Abbildung 32a).

Im Jahr 1838 formte die natürliche Dynamik des Stroms ein Netz unterschiedlicher Gewässer. Hauptstrom und permanent durchströmte Nebenarme (Eupotamon) nahmen die weitaus größten Anteile des Gewässerlebensraumes ein. Im Flusslauf waren zahlreiche Kies- und Sandbänke anzutreffen. Angebundene Altarme und Totarme (Para-, Plesio-, Paläopotamon) waren vorhanden, obwohl sie flächenmäßig von untergeordneter Bedeutung waren (Ledesma-Krist 2015; siehe Abbildung 32b).

Während der Rheinkorrektur und Rheinregulierung (1840-1930) wurden Hauptarme zu Neben- oder Altarmen abgetrennt, der Rheinlauf um ein Drittel verkürzt und Gebiete trockengelegt (Abbildung 32b). Dies bedeutete zum einen eine Erhöhung der Fließgeschwindigkeit, verstärkte Sohlenerosion und ein Absinken des Grundwasserspiegels. Durch die Rheinkorrektur verringerte sich die Gesamtwasserfläche in der Aue um 30 % und der Anteil der unterschiedlichen Gewässerkategorien veränderte sich: Frühere Arme des Hauptstromes wurden zu permanent durchströmten Nebenarmen bzw. zu Altarmen. Gleichzeitig nahmen anthropogene Prozesse wie Forst-, Grünland- und Ackernutzung durch die neu begehbaren Flächen zu (Ledesma-Krist 2015).

Damit gingen eine Zunahme von Verlandungs- und Übergangsprozessen und die Abnahme der Habitatheterogenität und hydrologischen Konnektivität einher. Insgesamt kam es zu verstärkten Progressionsprozessen im Verhältnis zu Regressionsprozessen (Díaz-Redondo et al. 2016)

Auch nach der Rheinkorrektur (1930-1980) nahmen die Flächenanteile zu, auf denen kein Wandel stattgefunden hatte. Wenn Wandel stattfand, dann zu Lasten der natürlichen Prozesse wie bspw. Flussbettverlagerungen und –erosion. Damit verbunden waren das Verschwinden der Kies- und Sandbänke und Inseln. Im Jahr

1989 war die Zunahme einseitig angebundener Altarme im nördlichen Teil des Gebiets zu beobachten (siehe Abbildung 32c).

In der letzten Phase gibt es kaum mehr Regressionsprozesse und daher eine hohe Stabilität. Änderungen werden in dieser aktuellen Phase hauptsächlich durch den Vollausbau mit den Staustufen und baulichen Begleitmaßnahmen und den Kiesabbau mit einer Zunahme der Baggerseen und anderen anthropogenen Wasserkörpern initiiert.

Die wichtigste ökologische Folge der anthropogenen Eingriffe ist die Veränderung der hydrologischen Verhältnisse in der Aue. Die Vielfalt an Gewässer- und Habitattypen reduziert sich stark und die Standortbedingungen für die Entwicklung vieler Phyto- und Zoozönosen sind aktuell nicht mehr gegeben. Eine neue Gewässerkategorie, der Baggersee, nimmt einen großen Anteil des Gewässerlebensraumes ein. Laterale, vertikale und longitudinale hydrologische Konnektivität sind unterbrochen. Aber auch die Erweiterung des Verkehrsnetzes und die Zunahme der Siedlungsfläche bewirken die Zerschneidung der Landschaft und den Verlust der Konnektivität.

Vor allem Habitats mit hohem Morphodynamik, auf denen sich junge Vegetationsformationen entwickeln können, fehlen: Offene Sedimentflächen und Weichholzaue sind unter den aktuellen Bedingungen fast nicht mehr vorhanden. Das Auen-Ökosystem ist einem Alterungsprozess unterworfen und seine Entwicklung läuft einseitig in Richtung terrestrischer Habitats.

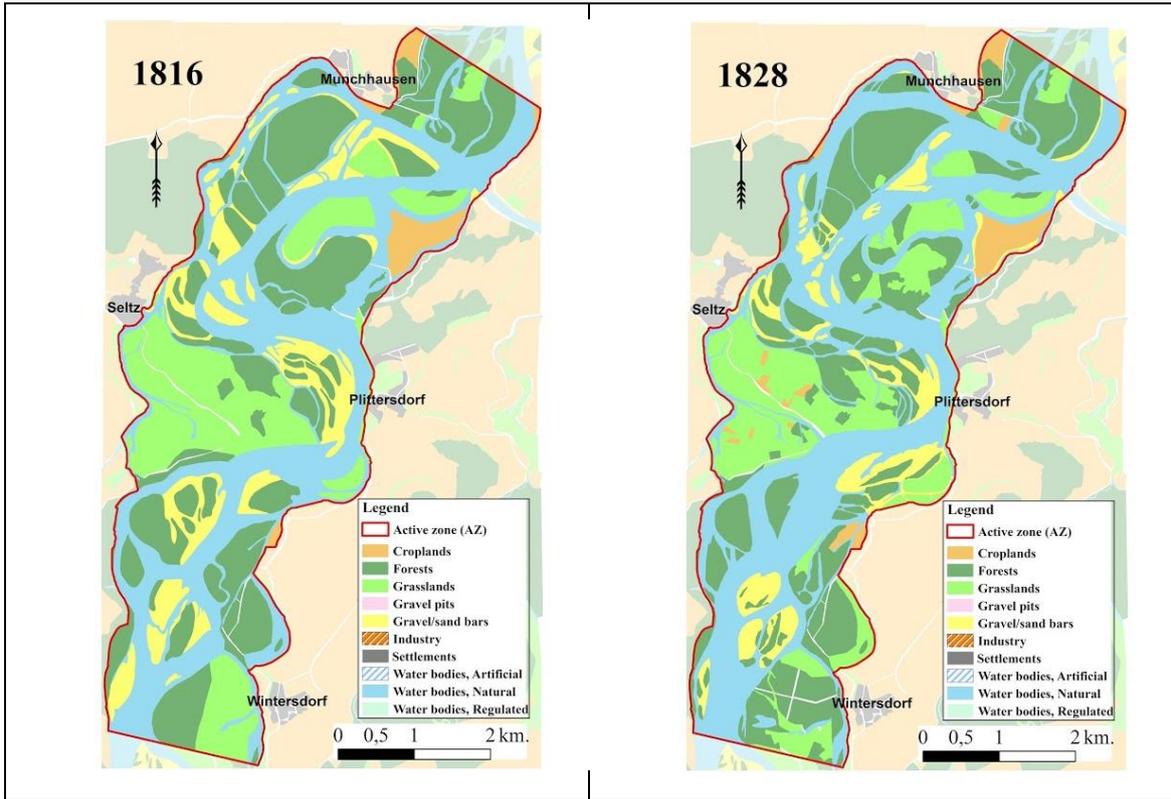


Abbildung 32a: Habitatkarten der Jahre 1816 und 1828 (verändert aus: Díaz-Redondo et al. 2016).

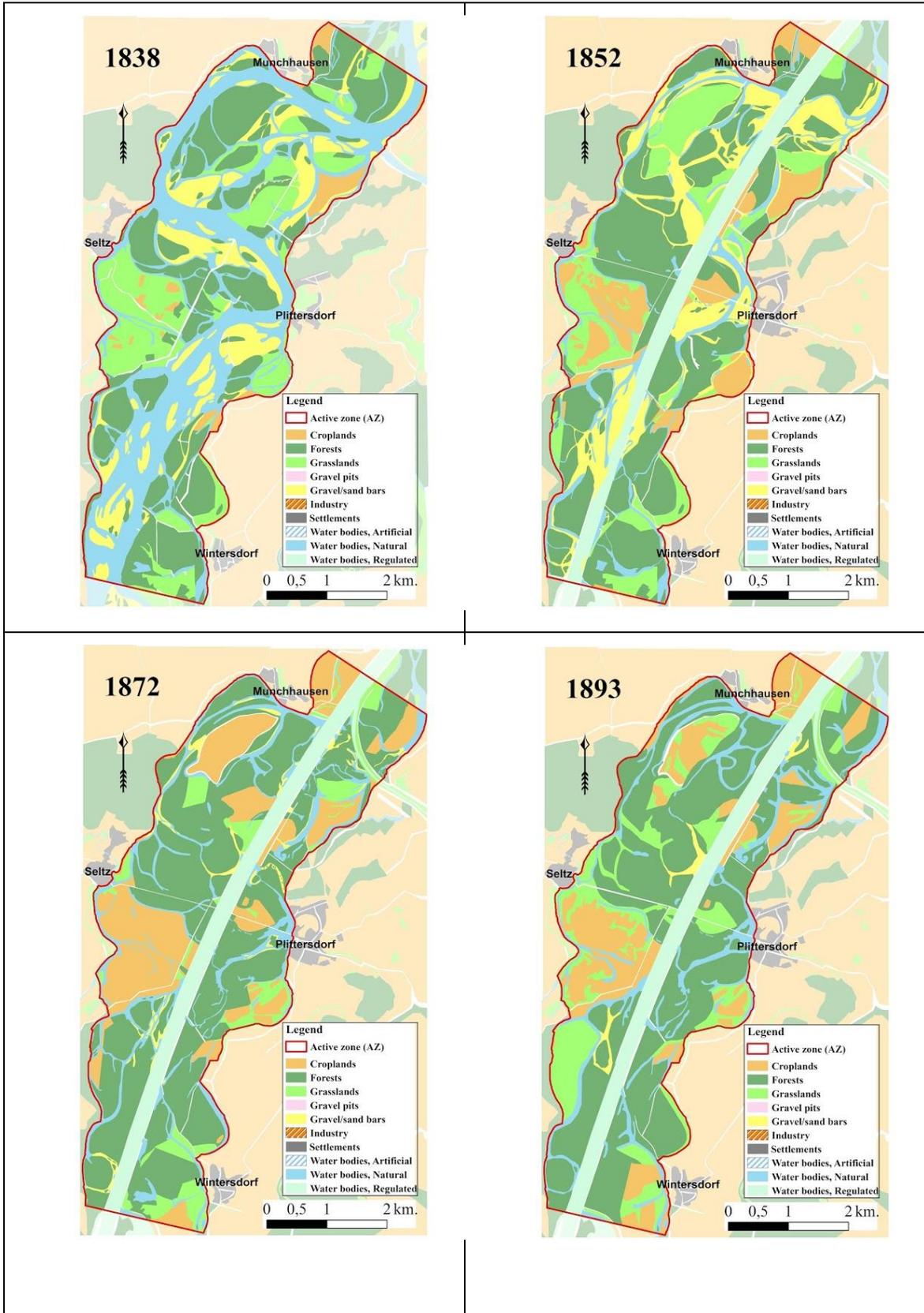


Abbildung 32b: Habitatkarten der Jahre 1838, 1852, 1872 und 1893 (verändert aus: Díaz-Redondo et al. 2016).

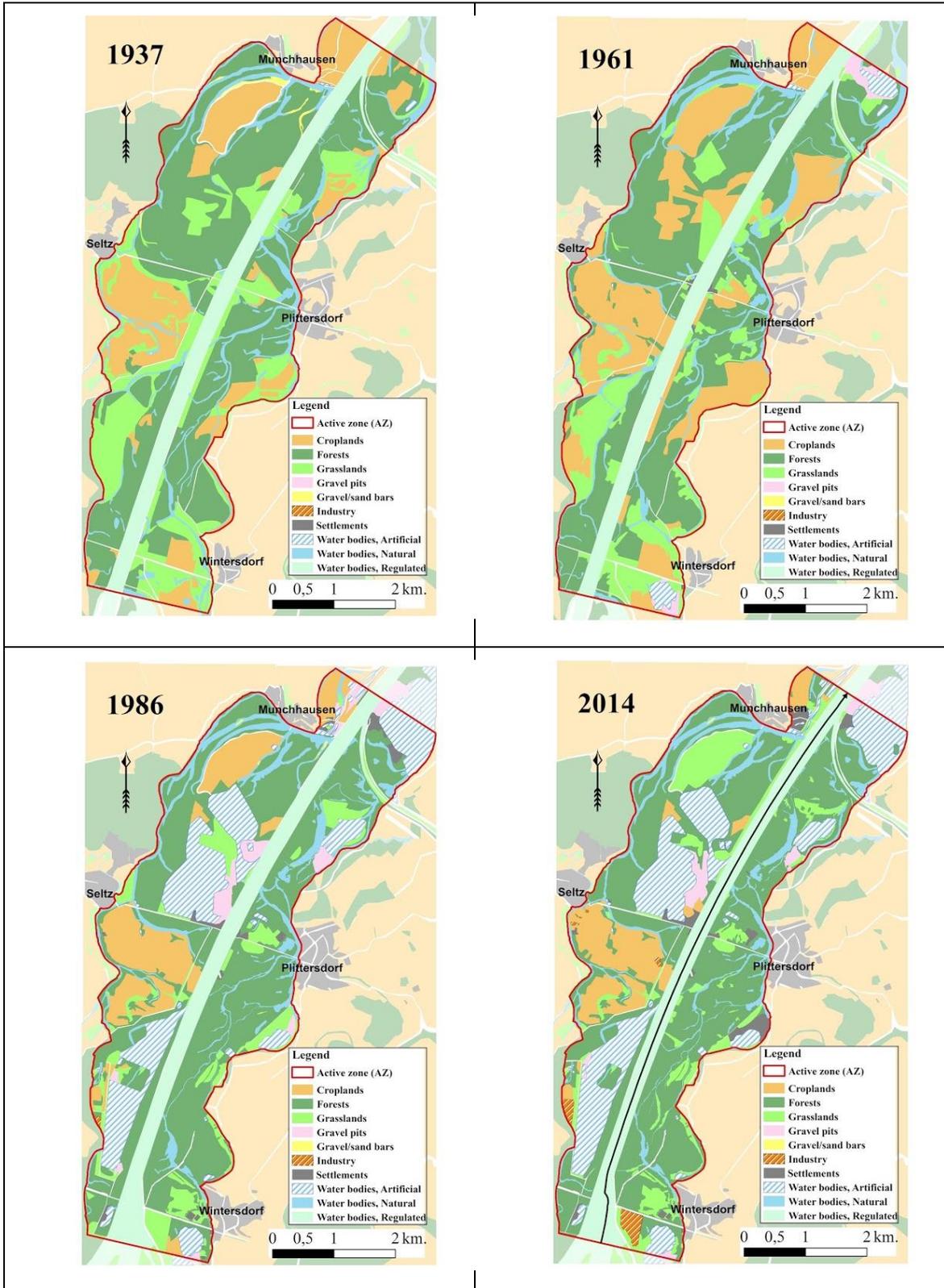


Abbildung 32c: Habitatkarten der Jahre 1937, 1961, 1986 und 2014 (verändert aus: Díaz-Redondo et al. 2016).

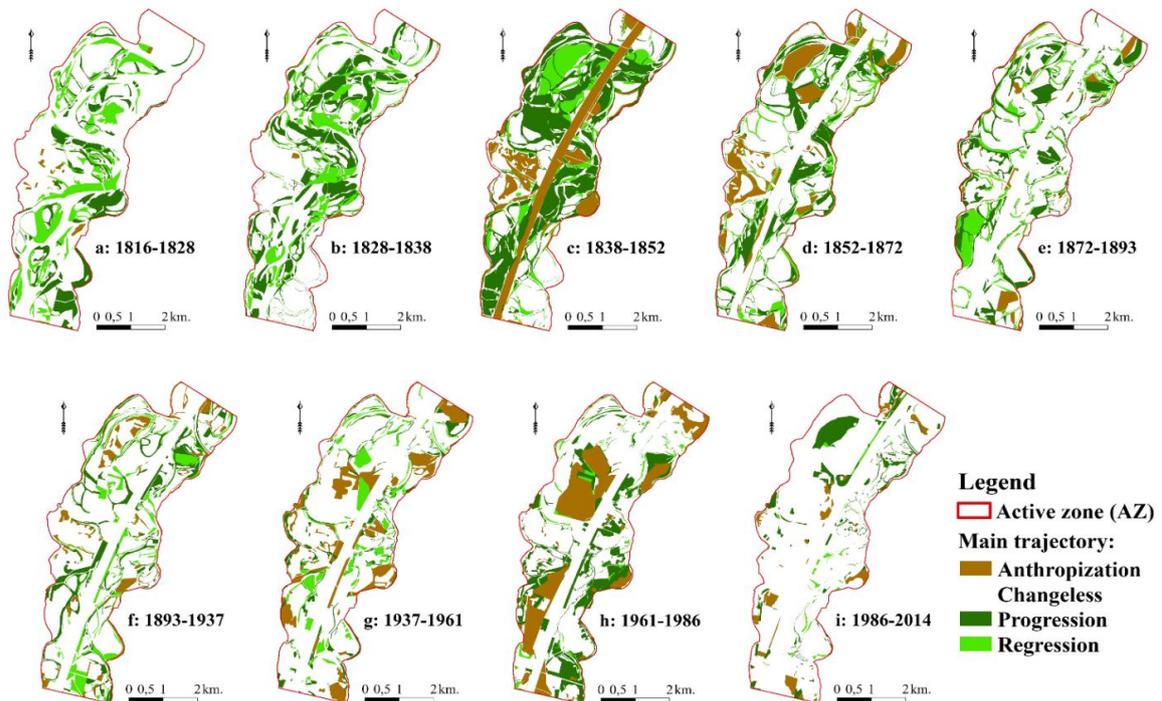


Abbildung 33: Main trajectories of habitat change in each period: Pre-channelization (a, b), Correction and Regulation (c, d, e), Extension (f, g) and Current situation (h, i).

4.2.2 Der Allier (Frankreich)

Bearbeitung: Meike Metz

Der Allier bei Chemilly zeichnet sich durch eine weitestgehende Naturnähe in Hinblick auf Hydro- und Morphodynamik sowie der Auenegetation aus. Flussmorphologisch ist er ein Meanderfluss, allerdings mit Elementen des Umlagerungsflusses. Auch wenn er von den Abflussverhältnissen deutlich kleiner ist als der Oberrhein, so kann insbesondere in Hinblick auf die hydromorphologischen Prozesse und deren Wechselwirkung mit der Auenegetation als natürliche Referenz für den untersuchten Oberrheinabschnitt herangezogen werden.

In Tabelle 29 sind die Flächenanteile der Ökotope im untersuchten Referenzabschnitt des Alliers bei Chemilly für 10 unterschiedliche Zeitpunkte von 1954 bis 2014 aufgelistet. Die Analyse zeigt einen Rückgang der offenen Kiesflächen (bare soil) nach 2005 und eine Zunahme der Auwälder (forest) nach dem Jahr 2000. Alle anderen Flächen sind trotz der hohen Dynamik in ihrer Gesamtbilanz weitgehend unverändert.

**Tabelle 29: Flächenanteil der Ökotope („ecotops“) zu unterschiedlichen Zeitpunkten
(aus: Metz 2015; mean=Mittelwert, SD=Standardabweichung).**

	1954	1960	1967	1978	1983	1985	2000	2005	2010	2014	<i>Mean</i>	<i>SD</i>
Water	18.1	12.0	14.9	11.3	16.6	12.0	13.9	11.2	12.3	18.5	14.1	2.8
Bare soil	17.5	27.6	17.4	24.0	8.9	23.6	20.2	10.5	7.7	4.7	16.2	7.8
Pioneer	3.2	0.5	2.9	2.0	15.7	2.3	3.1	7.2	9.8	3.0	4.9	4.6
Grassland	25.0	22.0	30.8	31.1	21.2	20.1	19.9	24.0	24.9	24.4	24.3	4.0
Bush	12.3	13.8	14.0	15.9	16.4	17.5	17.0	12.4	10.7	11.1	14.1	2.5
Forest	4.2	8.1	10.4	10.7	6.5	9.3	12.8	21.7	22.0	25.7	13.1	7.4
not in the active tract	19.7	16.0	9.7	5.0	14.7	15.2	13.3	13.0	12.7	12.6	13.2	3.9
sum	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	

Die 2014 kartierten Vegetationstypen, eingeteilt in die Sukzessionsphasen, sind in Abbildung 34 dargestellt. Den größten Anteil der Gesamtfläche (328,6 ha) machten die Grünlandflächen aus (94,8 ha), gefolgt von Wasserkörpern (69,6 ha) und Schwarzpappelwäldern (44,8 ha).

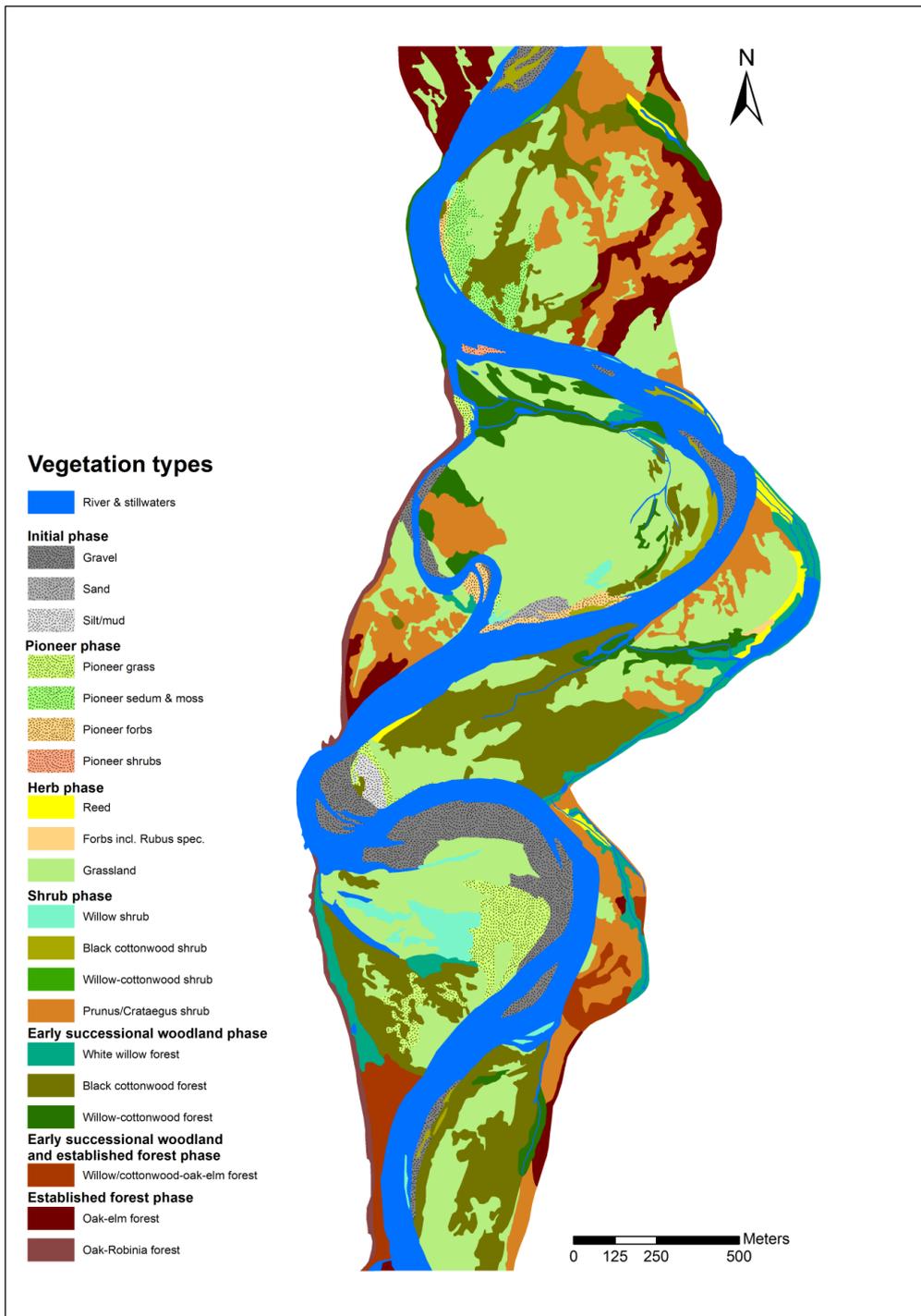


Abbildung 34: Räumliche Verteilung der Vegetationstypen und Sukzessionsphasen im Untersuchungsgebiet (2014) (aus: Metz 2015).

Morphodynamik (Erosion und Sedimentablagerungen) und Bodenwasserhaushalt (Grundwasserabstand, Bodenfeuchte) haben den größten Einfluss auf die Vegeta-

tion. Hochwasser mit geringen Wiederkehrintervallen (hoher Störungsrate) sind für kleinräumliche Habitatveränderungen in jungen Vegetationsständen besonders bedeutend. Hartholzbestände waren dagegen seit zwei Jahrzehnten weniger gestört und weisen demnach eine größere Stabilität mit einer großen Strukturvielfalt auf.

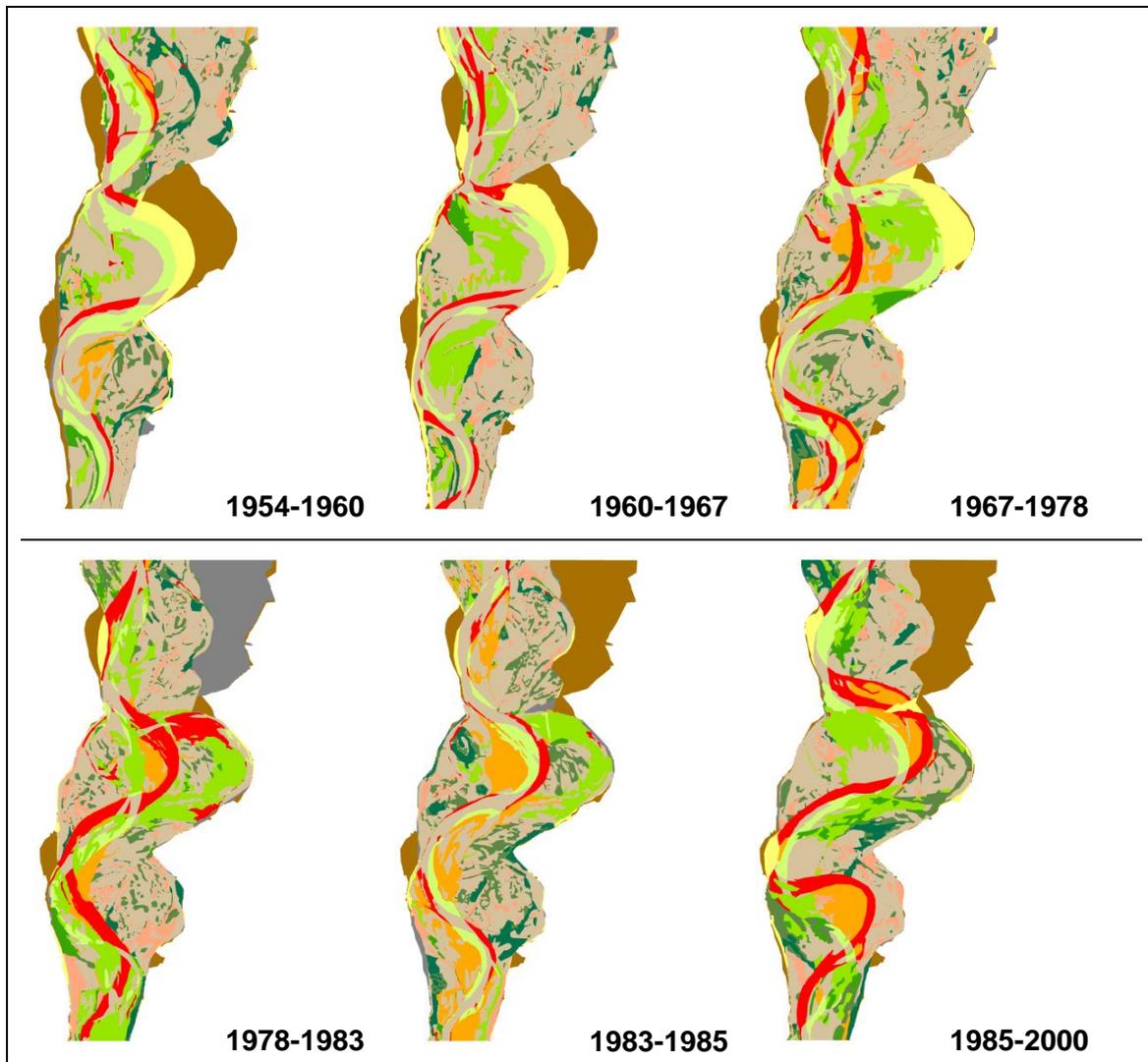
Der Allier ändert kontinuierlich sein Flussbett und damit auch durch Erosion und Auflandung die flussnahen Feuchtgebiete. Offenböden und Wald variierten in der Fläche über die Zeit am meisten, wobei der Waldanteil ab 1983 anstieg und Offenbodenflächen seit 2000 abnahmen. Natürliche primäre Graslandflächen bleiben über lange Zeit offen. Große Hochwasser mit längeren Wiederkehrintervallen führen zu schnellen Veränderungen, wie dem Durchbrechen des Flussverlaufs zwischen 1976 und 1978 und den damit verbundenen erosiven Regressionsprozessen.

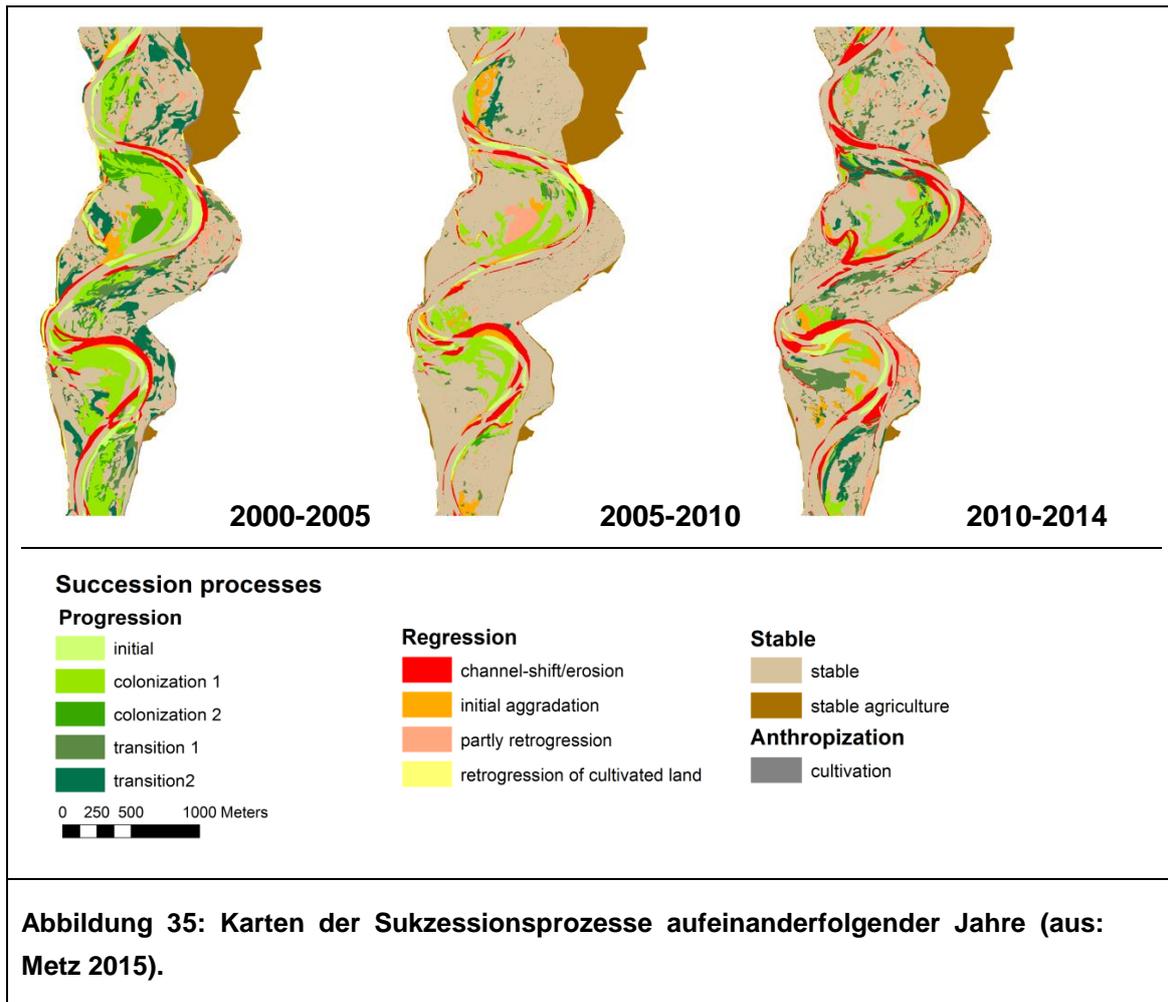
Tabelle 30: Flächenanteile der Prozessstypen zu unterschiedlichen Zeitpunkten (aus: Metz 2015).

Process		1954-1960	1960-1967	1967-1978	1978-1983	1983-1985	1985-2000	2000-2005	2005-2010	2010-2014
pro- gression	initial	11.1	4.3	6.9	2.6	4.8	5.1	3.3	2.5	1.3
	colonization 1	3.3	11.9	11.2	15.6	6.0	10.9	14.4	7.6	5.7
	colonization 2	1.9	1.6	1.2	1.6	0.6	3.0	4.1	0.9	0.5
	transition 1	6.0	3.3	6.7	5.9	7.7	7.2	5.6	1.4	7.3
	transition 2	3.4	2.5	1.6	1.6	4.3	3.4	7.3	0.9	3.7
	sum	25.7	23.7	27.7	27.3	23.3	29.6	34.7	13.2	18.5
retro- gression	channel-shift/erosion	4.0	5.0	6.0	11.0	3.1	9.6	4.8	4.3	7.7
	initial aggradation	3.1	0.4	7.3	3.6	11.8	6.0	1.8	3.5	2.2
	partly retrogression	3.3	5.1	4.6	5.7	4.6	4.3	3.6	2.3	4.8
	retrogression of cultivated land	4.9	6.8	5.4	1.5	1.0	2.4	1.0	0.3	0.1
	sum	15.3	17.3	23.3	21.9	20.4	22.3	11.2	10.4	14.8
stable	stable	43.0	49.3	44.1	36.1	41.0	34.9	41.2	63.7	54.1
	stable agriculture	14.8	9.2	4.4	3.5	13.7	12.9	12.2	12.7	12.6
anthropization	cultivation	1.2	0.5	0.6	11.3	1.5	0.4	0.8	0.0	0.0
total sum		100								

Tabelle 30 zeigt die prozentuale Verteilung der dominanten Prozesse zur Ökotoptopveränderung im untersuchten Zeitabschnitt. Progression fand in Mäanderschlingen und auf Inseln statt, wo feuchter Boden für die Ansiedlung der Weichholzauevegetation ermöglichte. Regressive Prozesse beinhalteten die Zerstörung von Vegetation durch laterale Erosion und Auflandung in Mäanderschlingen und

Seitenarmen. Stabile Zustände fanden sich in etablierten Auenwäldern und Graslandflächen, in denen sich über längere Zeiträume kaum Veränderungen gegeben sind. Zwischen 1978 und 1983 nahmen Flussbettverlagerungs- und Besiedlungsprozesse zu. Auch zwischen 2000 und 2005 zeigt sich eine hohe Besiedlungsrate, wohingegen regressive Prozesse gering ausfielen. Im letzten Zeitabschnitt blieb die aktive Zone weitgehend stabil. Insgesamt betrachtet dominieren stabile Zustände vor progressiven und rückläufigen Prozessen in den letzten 60 Jahren im untersuchten Abschnitt. Zwischen 1978-1983 und 1985-2000 machen Ökotope, die sich in Sukzession befinden (Progression und Regression) den größeren Flächenanteil aus im Vergleich zu den stabilen. Progression überwiegt insgesamt anteilmäßig über Regression im untersuchten Zeitabschnitt von 1954- 2014.





4.3 Vegetation

4.3.1 Potentiell-natürliche und aktuell-reale Vegetation

Bearbeitung: Jasmin Frietsch

Die aktuelle und potentiell natürliche Vegetation wurden für das Untersuchungsgebiet flächendeckend im Gelände im Zuge der Bachelorarbeit von Frietsch (2015) erhoben und dokumentiert. Daneben wurde die Verteilung der aktuellen, wie auch der potentiell-natürlichen Vegetation ermittelt (vgl. Tabelle 31).

Es zeigt sich deutlich, dass der Anteil ohne bzw. mit lediglich geringer Sedimentation (Anteil 472 ha entspricht 56,2 %) und sehr geringen Überflutungseinfluss (>100 Jahre überflutet) den höchsten Anteil (472 ha bzw. 400 ha) im Gebiet ausmacht. Der Anteil der Infrastruktur ist mit einer Fläche von ca. 18,8 ha am geringsten. Die Flächenaufteilung des Bestandsalters zeigt ihr Maximum bei Klasse 4,

was einem mittelalten Baumbestand entspricht. Dieser nimmt im Gebiet eine Fläche von ca. 281 ha ein. Das Minimum der Flächenaufteilung liegt bei der Infrastruktur, knapp gefolgt von der Kategorie der Gebüsche mit einer Fläche von 16 ha.

Die Verteilung der Sukzessionsphasen zeigt auf, dass die am weitesten verbreitete Phase mit ca. 229 ha die junge Waldphase darstellt. Die junge und etablierte Waldphase liegt mit 197 ha knapp dahinter. Die kleinsten Flächenanteile machen mit 3 ha Bachläufe und mit 6,4 ha die reife Waldphase aus.

Der maximale Deckungsgrad der Baumschicht liegt im Gebiet bei 80%. Dieser Wert entspricht allerdings mit einer Größe von 17,8 ha dem kleinsten Flächenanteil. 189 ha und damit den größten Anteil nimmt der Deckungsgradwert von 60% ein.

Das Maximum der aktuellen Vegetation bildet mit ca. 234 ha der Hybridpappelforst, während das Maximum der potentiellen Vegetation mit 336 ha der Eichen-Ulmenwald der Hartholzau einnimmt. Die Flächengröße der Gewässer (Fließgewässer und Stillgewässer) sowie Infrastrukturbereiche (Infrastruktur und sonstige Flächen) bleibt für beide Klassen gleich.

Tabelle 31: Flächenaufteilung der aktuell-realen und potentiell-natürlichen Vegetation (PNV) im Untersuchungsgebiet Rastatter Rheinaue.

Signatur	Vegetationstyp	aktuelle Veg. (ha)	aktuelle Veg. (%)	PNV (ha)	PNV (%)
Weichholzaue					
1.1	Silberweidenwald	144,0	17,1%	161,3	19,2%
1.2	Schwarzpappelbestand	2,0	0,2%	0,0	0,0%
1.3	Grau-/Silber (Weiß)- pappeln	0,6	0,1%	0,6	0,1%
Hartholzaue					
2.1	Eichen-Ulmenwald	103,5	12,3%	336,1	40,0%
2.2	Eichen-Hainbuchenwald	61,7	7,3%	166,2	19,8%
Gewässerbegleitende Gehölze aus Erle, Esche, Pappel, Weide					
3.0	Gewässerbegleitende Gehölze	3,7	0,4%	5,8	0,7%
Laubholzforst aus mitteleuropäischen Baumarten					
4.1	Hybridpappelforst	233,9	27,8%	-	-
4.2	Laubholz-Forst aus fremdländischen Baumarten	75,4	9,0%	-	-
4.3	Laubholz-Forst aus standortstypischen Baumarten	2,2	0,3%	-	-
Gebüsche					
5.2	Aschweidengebüsch	3,2	0,4%	3,7	0,4%
Röhricht, Großseggen-Ried und deren Komplexe mit anderen Gesellschaften					
6.1	Wasserfenchel-, Wasserkressenröhricht	0,3	0,0%	0,0	0,0%

6.2	Schilfröhricht	12,0	1,4%	16,5	2,0%
6.4	Großseggenriede	0,0	0,0%	3,4	0,4%
Extensiv-Grünland und Gesellschaften offener Böden					
7.1	Schlamm- und Sandgesellschaften und Vegetation offener Kiesrohböden	1,8	0,2%	1,8	0,2%
7.2	Überschwemmungswiesen mit vorherrschender Kriechquecke	21,5	2,6%	22,5	2,7%
7.4	Halbtrockenrasen	7,5	0,9%	-	-
7.5	mehr oder minder intensiv genutztes Grünland	53,2	6,3%	-	-
Hochstauden- und Hochgrasfluren					
8.1	Mädesüß-Hochstaudenfluren	0,0	0,0%	8,4	1,0%
Fließgewässer					
9.1	Gießen	3,0	0,4%	3,0	0,4%
9.2	Seitenkanal	75,8	9,0%	75,8	9,0%
Stillgewässer					
10.1	naturnahe Stillgewässer	19,1	2,3%	19,1	2,3%
Infrastruktur					
11.1	Wege, Straßen	3,7	0,4%	3,7	0,4%
11.2	Gebäude, Siedlungen	7,1	0,8%	7,1	0,8%
Sonstige Flächen					
12.1	Kiesflächen in Kontakt mit Materialentnahmefläche	5,0	0,6%	5,0	0,6%
	Summe	840,2	100%	840,2	100%

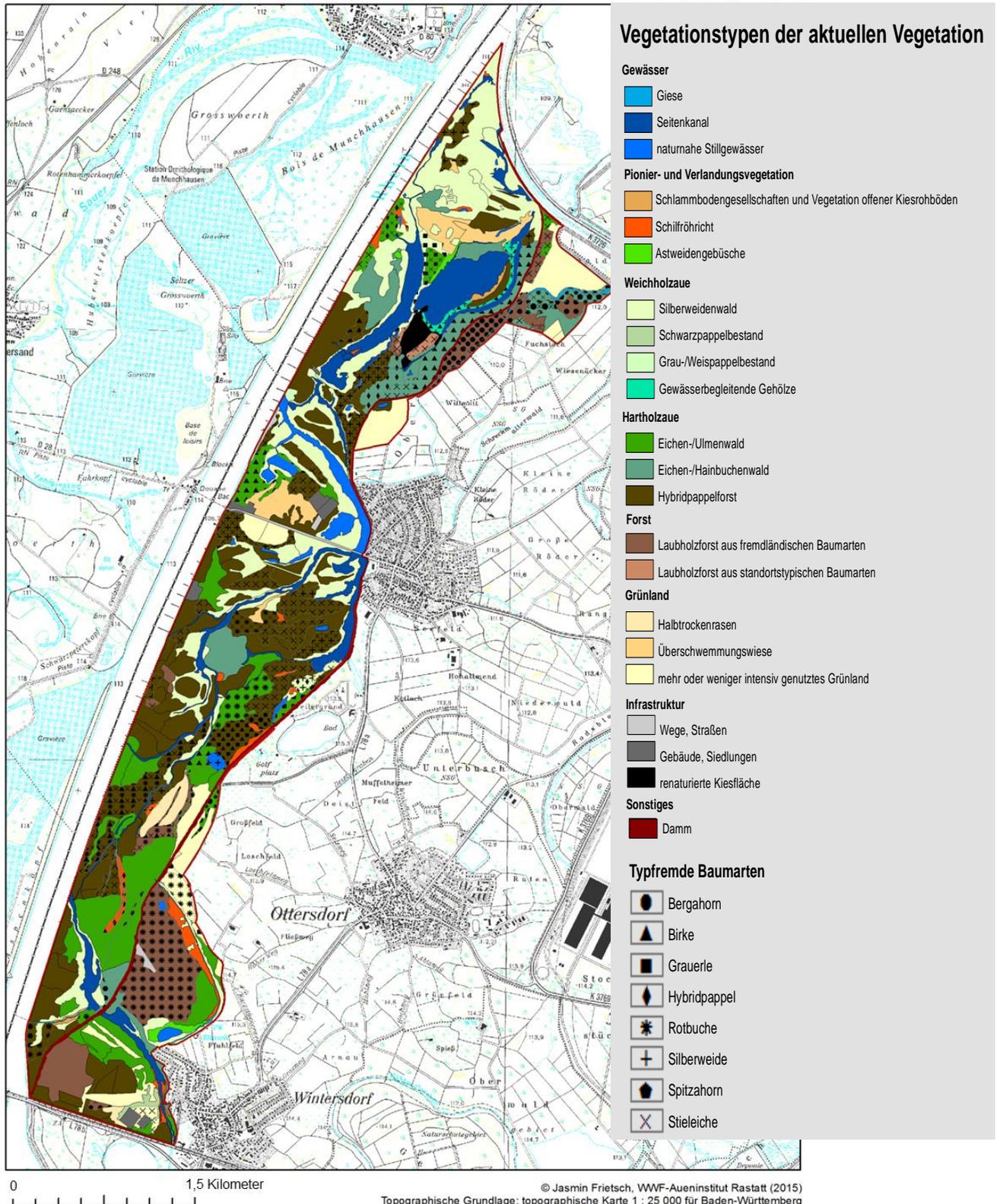


Abbildung 36: Karte der aktuellen Vegetation im Untersuchungsgebiet Rastatter Rheinaue im Maßstab 1:32.000.

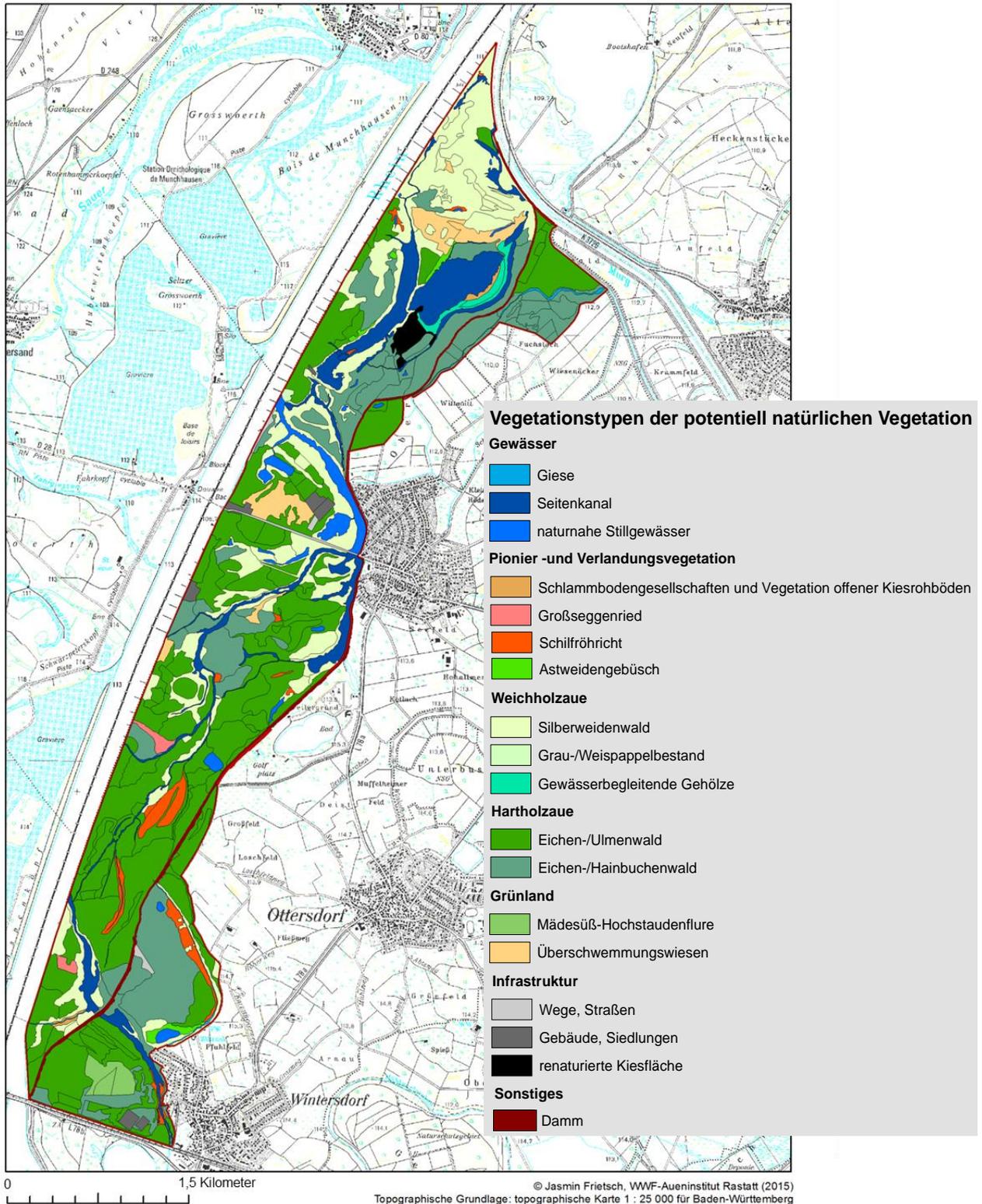


Abbildung 37: Karte der potentiell natürlichen Vegetation im Untersuchungsgebiet Rastatter Rheinaue im Maßstab 1:32.000.

Die Frühjahrsgeophyten und andere Arten der Krautschicht: Differenzierung der Krautschicht nach Feuchtestufen

Die tiefer liegenden Standorte, mit einer Überflutungsdauer von 40-95 Tagen zeichnen sich durch das Fehlen der Frühjahrsgeophyten aus. Sie entsprechen einer "nassen" Ausbildung der Hartholzau, die von Natur aus die tiefsten Standorte der Hartholzauenwälder besiedelt (vgl. Dister 1980). Sie sind vorwiegend durch Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) geprägt, neben dem auch andere Überschwemmungszeiger wie Sumpf-Greiskraut (*Senecio paludosus*), Sumpf-Helmkraut (*Scutellaria galericulata*), Sumpf-Labkraut (*Galium palustre*) eingestreut sind. Außerdem kommen Sumpfschilf (*Carex acutiformis*) und andere Nässezeiger wie Beinwell (*Symphytum officinale*), Sumpf-Schwertlilie (*Iris pseudacorus*) und Wechsellilie bzw. Wechselfeuchtezeiger wie Gemeiner Gilbweiderich (*Lysimachia vulgaris*) und Sumpf-Ziest (*Stachys palustris*) vor (Dister 1980, Hügin und Henrichfreise 1992). Auch die für derartige Standorte bekannte Neigung zur Verunkrautung durch konkurrenzkräftige Stauden wie Brennessel (*Urtica dioica*), Tradescantia Aster (*Aster tradescantii*) und Drüsiges Springkraut (*Impatiens glandulifera*) ist deutlich sichtbar.

An diese Standorte schließen sich um wenig höher gelegene mit einer Überflutungsdauer von 15-40 Tagen an, auf denen das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) zurücktritt und Scharbockskraut (*Ficaria verna*) im Frühjahrsaspekt der Krautschicht vorkommt, jedoch zum Teil noch eine untergeordnete Rolle spielt. Es sind die Standorte, mit denen sich der Übergang von der tiefen zur mittleren Hartholzau abzeichnet (vgl. Dister 1980, Dister et al. 1993). Neben dem spärlichen Vorkommen von Scharbockskraut (*Ficaria verna*) ist auch das Wiesen-Schaumkraut (*Cardamine pratensis*), vor allem aber Gunderrmann (*Glechoma hederacea*) anzutreffen, der auch im Sommeraspekt die untere Krautschicht dominiert.

Wenig höher liegen dann die feuchten Standorte auf denen die Krautschicht im Frühjahrsaspekt von Scharbockskraut (*Ficaria verna*) beherrscht wird, zu dem sich stellenweise mit hohen Abundanz-Dominanzwerten Wiesen-Schaumkraut (*Cardamine pratensis*) beigesellt. Derartig ausgeprägte Auwälder sind auch als Schaumkrautausbildungen des Eichen-Ulmen-Waldes gefasst worden (Hügin 1981). Im Sommeraspekt tritt an diesen Stellen das Hexenkraut (*Circaea lutetiana*) stärker hervor.

An diese Standorte schließen sich etwas höher gelegene mit einer Überflutungsdauer von bis zu 15 Tagen an. Sie entsprechen der hohen Hartholzau und sind durch eine Fülle mehr mesophiler Laubmischwaldarten geprägt, von denen besonders die Frühjahrsgeophyten hervortreten. Auch diese sind jedoch nach Mikrorelief und Boden unterschiedlich verteilt und ermöglichen eine weitere Feinabgrenzung. Mit dem flächendeckenden Auftreten von Bärlauch (*Allium ursinum*) ist eine

klare Abgrenzung gegenüber der feuchteren Ausbildung mit Scharbockskraut (*Ficaria verna*) möglich. Im Vergleich der Schluten und der höheren Geländeteile der Probefläche, die 1991 und 2015 untersucht wurde (P0), ist diese Differenzierung besonders deutlich. Hinzu kommen vereinzelt, ebenfalls als Zeiger mäßiger Feuchtigkeit Einbeere (*Paris quadrifolia*), Gefleckter Aronstab (*Arum maculatum*), Große Schlüsselblume (*Primula elatior*) und Buschwindröschen (*Anemone nemorosa*) sowie als Frischezeiger Vielblütige Weißwurz (*Polygonatum multiflorum*) und Gold-Hahnenfuß (*Ranunculus auricomus*). Mit dem phänologischen Wechsel etwa ab Mitte Mai treten dann Wald-Segge (*Carex sylvatica*), Wald-Veilchen (*Viola reichenbachiana*) und Wald-Zwenke (*Brachypodium sylvaticum*) stärker hervor. Als Frischezeiger kommt nahe der Referenz-Probefläche auch die im Raum Rastatt-Wintersdorf ausklingende wärmeliebende Schmerwurz (*Tamus communis*) in Einzel-exemplaren hinzu (Schneider 1993 in: Dister et al. 1993). Bei dieser Art ist zu erwarten, dass sie sich durch den Klimawandel als wärmeliebende Art weiter ausbreiten kann.

Was den Wasserhaushalt betrifft, kann die Krautschicht einzelner Standorte mit Hilfe ihrer Zeigerarten (Ellenberg 1979, Ellenberg et al. 2001) und den daraus erarbeiteten Feuchtestufen (vgl. Dister et al. 1993) in zwei große Gruppen gegliedert werden. Die eine umfasst die Flächen der feuchten bis mäßig nassen Standorte, die der tiefen und mittleren Hartholzauenstufe zuzuordnen sind (Flächen im Schmidtseppengrund). In der zweiten Gruppe sind die höher liegenden Standorte (mittlere und hohe Hartholzaue) z. B. im Saurhein-Bannwald (Referenzfläche und umliegende Flächen) zusammengefasst. Diese Standorte weisen sich anhand ihrer Zeigerartenkombination als mäßig feucht bis frisch aus.

Die Referenzfläche gliedert sich in einen tieferliegenden Schluten- und einen höher liegenden Geländebereich aus. Auf der tiefer liegenden Fläche herrscht im Frühjahrsaspekt Scharbockskraut (*Ficaria verna*) und Wiesen-Schaumkraut (*Cardamine pratensis*) vor. Vereinzelt tritt hier auch Bärlauch (*Allium ursinum*), Großer Schlüsselblume (*Primula elatior*) und Aronstab (*Arum maculatum*) auf. Auf den höher liegenden Bereichen zu beiden Seiten der Schlute herrscht Bärlauch (*Allium ursinum*) vor, wobei auch Einbeere (*Paris quadrifolia*), Weißes Buschwindröschen (*Anemone nemorosa*) u.a. eingestreut sind. Mit dem phänologischen Wechsel während des Spätfrühjahrs werden die Frühjahrsgeophyten durch ein stärkeres Aufkommen von Wald-Segge (*Carex sylvatica*), Waldzwenke (*Brachypodium sylvaticum*) und Wald-Veilchen (*Viola reichenbachiana*) abgelöst.

4.3.2 Ist –Zustand aquatisch

Bearbeitung: Friederike Reitze und Erika Schneider

Durch das ausgeprägte Frühjahrshochwasser 2015 mit langanhaltenden hohen Wasserständen kam es zu einer verspäteten und spärlichen Entwicklung der Wasserpflanzen-Gesellschaften im gesamten Untersuchungsgebiet. Hinzu kam die danach folgende ausgeprägte Trockenheit, die während der Sommerzeit entlang der Altrheine große Flächen freilegte. Dieses war am Beispiel des Wintersdorfer Altrheins und des Bärensee-Altrheins deutlich nachvollziehbar. So wurden am Wintersdorfer Altrhein 43,4 % (32.500 m²) Schlammufer dokumentiert. Am Bärensee war Großteil der Fläche (58.000 m²) mit Schlammuffern bedeckt.

Insgesamt waren die Gesellschaften der Gewässermakrophyten spärlich entwickelt, Ein großer Teil der Gewässerfläche des Wintersdorfer Altrheins (39,4 %) war von der Gesellschaft des Rauhen Hornblatts (*Ceratophyllum demersum*) bedeckt. Auf 7,1 % der Fläche wurde die Gesellschaft der Kanadischen Wasserpest (*Elodea canadensis*) nachgewiesen. Die in anderen Jahren verbreitete Gesellschaft der Gelben Teichrose (*Nuphar lutea*) meist auch begleitet von Ährigem Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) nahm lediglich 2,2 % und die des Kamm-Laichkrautes (*Potamogeton pectinatus*) 2,9 % der Fläche ein. Eine Fläche von 1,4 % war von der Seekannen-Gesellschaft (*Nymphoides peltata*) bedeckt, die in anderen Jahren ebenfalls größere Flächen einnahm. Nachgewiesen wurden auch drei Einzelstandorte von Europäischer Seekanne (*Nymphoides peltata*) sowie ein Standort mit einer Population von Tannenwedel (*Hippuris vulgaris*).

Auch im Bärensee spielte die Teichrosen- (*Nuphar lutea*)-Gesellschaft eine untergeordnete Rolle, wie anhand einer Fläche von lediglich 1,1 % (2.250 m²) festgestellt werden konnte. Die Gesellschaft des Rauhen Hornblatts (*Ceratophyllum demersum*) war mit 30,8 % (62.000 m²) vorherrschend, im Vergleich zu jener des Wintersdorfer Altrheins jedoch etwas geringer. Dagegen war im Bärensee eine etwas größere Fläche als im Wintersdorfer Altrhein von der Wasserpest Gesellschaft bedeckt, die im Bärensee nicht aus Kanadischer Wasserpest, sondern aus Schmalblättriger (*Elodea nutallii*) und Argentinischer Wasserpest (*Elodea ernstae*) aufgebaut war und insgesamt 10,3 % der Fläche einnahm.

Die Gesellschaft des Durchwachsenen Laichkrauts (*Potamogeton perfoliatus*) machte nur etwa 2,3 % (4.700 m²) der Fläche aus.

Die restliche Fläche des Bärensees wurde entweder aufgrund der Tiefe des Gewässers nicht beprobt oder war weitestgehend frei von Makrophyten. An fünf Standorten wurde im Bärensee Tannenwedel (*Hippuris vulgaris*) nachgewiesen.

Was die Gießen-artigen Gewässer betrifft, fiel 2015 vor allem die große Anzahl an makrophytenfreien oder trockengefallenen Flächen auf. Davon waren 31,5 % der Gießen betroffen. Die Wasserpest-Gesellschaft bestehend aus *Elodea nutallii* und *Elodea ernstae*-Gesellschaft, die Standorte mit klarem, kühlem Wasser beansprucht, war mit 34,3 % am häufigsten vertreten. Dieses geschah zu Ungunsten der Armeuchteralgen (Characeae)-Gesellschaft, die lediglich auf 1,3 % der Fläche vorkam.

Die Gesellschaft des Nussfruchtigen Wassersterns (*Callitriche obtusangula*), deren Vorkommen auf den Fließgewässercharakter hinweist war auf 8,6 % der Fläche vertreten und die Gesellschaft des Kamm-Laichkrauts (*Potamogeton pectinatus*) auf 4,7 %. Vereinzelt trat das für diese Gewässer charakteristische Dichte Laichkraut (*Potamogeton densus*/*Groenlandia densa*) auf, das auf mesotrophe Bedingungen hinweist. Vereinzelt traten Fragmente der Teichrosen (*Nuphar lutea*)-Gesellschaft und zwar in ihrer Form mit Unterwasserblättern sowie das Brunnenmoos (*Fontinalis antipyretica*) auf. Der Gesellschaftskomplex aus Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*), Nussfrüchtigem Wasserstern (*Callitriche obtusangula*) und Flutendem Igelkolben (*Sparganium emersum*) war auf 11,5 % der Fläche anzutreffen.

4.3.3 Monitoring terrestrische Vegetation

Bearbeitung: Erika Schneider und Friederike Reitze

Erfassungen der Vegetation der Rastatter Rheinaue auf Grund unterschiedlicher Kartierungen

Um Veränderungen der Vegetation in der Rastatter Rheinaue in den letzten Jahrzehnten festzustellen, ist es erforderlich sie anhand von Vegetations- und Standortkarten unterschiedlicher Erfassungszeiten zu analysieren.

Kartierung 1976

Aus der Karte von Philippi und Görs (1976), die noch vor der Inbetriebnahme der Staustufe Iffezheim angefertigt wurde, ist ersichtlich, dass der überwiegende Teil der Fläche in der Rastatter Rheinaue entsprechende Standorte für die Entwicklung von Ulmenwald bzw. Eichen-Ulmen-Eschen Mischwäldern umfasst, die allerdings zum größten Teil in Forste an Stelle von Ulmenwäldern umgewandelt wurden. Letztere bedecken große Flächen von Rastatt-Wintersdorf bis in den Murgwinkel. Naturnaher Ulmenwald bzw. Eichen-Ulmen-Eschenwald Hartholzauenwald ist lediglich für einen Bereich westlich des Bärensees, den Bereich des Füllergrunds und den Saurhein -Bannwald bei Wintersdorf angegeben.

Angrenzend sind auf etwas höheren Flächen im Überflutungsbereich sowie unmittelbar landseits des Hochwasserdammes im Plittersdorfer Oberwald Standorte des Ulmen-Hainbuchenwaldes dargestellt, die auch mit Arten des Ulmen-Hainbuchenwaldes bestockt sind. Eine größere Fläche von Ulmen-Hainbuchenwald zeigt die Karte auch für den Bereich landseits des Hochwasserdammes im Bannwald bei Wintersdorf.

Die Weichholzaue ist in dieser Kartierung mit Silberweidenwald-Beständen im Bereich des Murgwinkels nord-östlich des Bärensees, entlang des Plittersdorfer Altrheins südlich und nördlich der Raukehle sowie entlang des Wintersdorfer Altrheins belegt.

Nordöstlich des Bärensees vorhandene Flächen von Schilfröhricht hängen mit der Verlandung des Altarmsystems nach der Rheinbegradigung und dem modernen Ausbau des Rheins zusammen, die obwohl an das Überflutungsregime des Rheins angeschlossen, einen Verlust an Dynamik aufweisen.

Im Vergleich zu den Waldflächen, ist der Anteil der Grünlandflächen relativ gering. Wenige Flächen, die auf Hartholzauenniveau liegen, sind in Grünland umgewandelt worden. Dabei geht es um einen größeren Bereich im Binsfeld bei Plittersdorf nahe der Rheinfähre, in dem Glatthaferwiesen in trockener Ausbildung einschließlich Halbtrockenrasen sowie typische Glatthaferwiesen in reiner Ausbildung angegeben sind. Ebenso sind kleinere Flächen nördlich der Raukehle sowie östlich des Bärensees ausgewiesen. Allerdings muss dazu vermerkt werden, dass es sich um ein trockenes Jahr gehandelt haben muss, wenn hier durchwegs Glatthaferwiesen kartiert wurden, da gerade - zumindest im nördlichen Teil des Binsfeldes - bedingt durch zeitweise Überflutung - auch Feuchtwiesen vorkommen, deren Entwicklung eher in Richtung von Agropyro-Rumicion-Flutrasengesellschaften geht.

Kartierung 1977-1979 (erschienen 1983)

Die gegenüber der Kartierung von Philippi und Görs (1976) 1-3 Jahre später zwischen 1977 und 1979 durchgeführte Kartierung der terrestrischen Vegetation (Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie 1983) zeigt eine etwas geringere Fläche an naturnäheren Eichen-Ulmen Hartholzauenwäldern im Bereich westlich des Bärensees, im Vergleich zur Karte von 1976, der zugunsten einer größeren Fläche von Silberweiden-Weichholzauenbestand dargestellt ist. Diese Abweichung kann nach so kurzer Zeit der Erhebungen nicht mit einer Veränderung der Flächengrößen durch äußere Einflüsse, sondern durch eine unterschiedliche Ansprache der Standorte während der Kartierungen erklärt werden.

Diese Ansprache der Standorte gilt auch für das Kerngebiet der Ausdehnung der Silberweidenwälder im Murgwinkel, bei der zwischen den Karten von 1976 und

1977-1979 auch einige Unterschiede festzustellen sind, die wohl auch auf unterschiedlichen Auffassungen betreffend die Abgrenzung von Weich- und Hartholzauenwäldern beruhen. Während auf der Karte von 1976 nur ein Teil der Flächen im Murgwinkel als Silberweidenbestände dargestellt sind und der Rest den Standorten von Ulmen-Auenwald bzw. Eichen-Ulmen-Eschenauenwald zugeordnet ist, gehört auf der Karte von 1983 (Erhebungen 1977-1979) der größte Teil des Murgwinkels zu einem Silberweiden-Auenwald. Bis auf diese Unterschiede ist die Ausdehnung der Silberweidenbestände nach beiden Kartierungen in den Flächen zwischen Wintersdorf und dem Murgwinkel jedoch ähnlich dargestellt.

Die Kerngebiete von Hartholzauenbeständen im Füllergrund/Plittersdorf und Bannwald/Wintersdorf sind im Falle beider Kartierungen von der Ausdehnung her, ähnlich dargestellt. Was die Hybridpappelforste an Standorten der Eichen-Ulmen Auenwälder betrifft, liegen die Flächengrößen im Falle beider Kartierungen ähnlich.

Flächen mit Ulmen-Hainbuchenwald bzw. mit Eichen-Hainbuchenwald (einschließlich Bärlauch-Eichen-Hainbuchenwald) sind in der Karte von 1983 östlich des Bärensees und im äußeren Bannwald bei Wintersdorf kartiert worden.

Die Offenlandflächen der Rastatter Rheinaue sind in beiden Kartierungen (1976, 1983) in gleicher Flächengröße dargestellt, jedoch vom Inhalt her sehr unterschiedlich. Dabei sind auf der Karte von 1983 im Bereich Binsfeld bei Plittersdorf neben Glatthaferwiesen (bei Philippi und Görs 1976 allein unterschiedliche Ausprägungen von Glatthaferwiesen), auch größere Bereiche von Fenchelpfeifengraswiesen (*Oenanthe lachenalii*-Molinietum), Schilf-Röhricht sowie Röhricht-Schmalblattweidengebüsche dargestellt.

Kartierung 1987

Im Jahr 1987 wurde eine Biotopkartierung für die Rastatter Rheinaue erstellt (Schneider und Schneider 1987). Die standörtliche Ansprache betrifft, wie auch auf den vorangegangenen Kartierungen den Stufen der Weichholzaunen mit Silberweiden-Auenwäldern auf den tief liegenden Standorten, Eichen-Ulmen-Auenwäldern an mittleren Standorten sowie Eichen-Hainbuchenwald auf den hoch liegenden Standorten. Die naturnahen Bestände des Eichen-Ulmen-Hartholzauwaldes sind im Bereich westlich des Bärensees, im Füllergund und dem Wintersdorfer Bannwald angegeben und entsprechen in ihrer Flächengröße der Kartierung von 1983. Auch die Forste anstelle der naturnahen Bestände der Eichen-Ulmenauenwäldern entsprechen in ihrer Abgrenzung der Kartierung von 1983. Ähnlich sieht es auch mit den erfassten Eichen-Hainbuchenwäldern sowie den Forsten an Standorten der Eichen-Hainbuchen (Ulmen-Hainbuchenwäldern) aus, deren Abgrenzungen der Karte von 1983 ähnlich sind.

Untersuchungen im Gebiet Bannwald und Schmidtseppengrund in Wintersdorf (1989-1991) – terrestrische Vegetation

Bei diesen Untersuchungen ging es um die Erfassung der Baumbestände auf ausgewählten Probeflächen im Hinblick auf angedachte forstliche Maßnahmen. Dabei wurden naturnahe Bestände des Eichen-Ulmen-Auenwaldes im Bannwald bei Wintersdorf mit Hilfe von Transekten / Profilen und Kronendeckungsaufnahmen im Hinblick auf Struktur und Artenzusammensetzung untersucht. Sie wurden mit Flächen verglichen, die von Hybridpappelforsten bestockt waren (Schmidtseppengrund). In letzteren wurden durch die Entnahme von Hybridpappeln die Lichtverhältnisse sowie auch das Bestandsklima verändert und die Entwicklung der Verjüngung und Strauchentwicklung untersucht. Die Flächen im Schmidtseppengrund wurden als Standorte der tieferen und mittleren Hartholzauere eingestuft und vom Forstamt Rastatt mit Arten der Hartholzauen, insbesondere Eichenpflanzung aufgeforstet (Jahr 1992) und damit die Entwicklung zu einem naturnahen Hartholzauenwald in Gang gesetzt.

Untersuchungen der Krautschicht (1989-1991)

Für eine genauere, verfeinerte standörtliche Ansprache 1989-1991 neben der Erfassung der Baumbestände auf bestimmten Probeflächen auch genauere Krautschichtuntersuchungen durchgeführt.

Durch ihre spezifischen Standortsansprüche spiegelt die Krautvegetation der untersuchten Flächen die jeweiligen Licht-, Feuchtigkeits- und Nährstoffverhältnisse wider. Dadurch liefert die Untersuchung der Waldbodenvegetation nicht nur Informationen über den Standort, sondern dient auch als Maß bei Veränderungen durch unterschiedliche Eingriffe (vgl. Schmid 1991).

Die kleinräumig wechselnden Geländestrukturen in der Rastatter Rheinaue bedingen die standörtliche Vielfalt und eine damit verbundene kleinräumig wechselnde Bodenfeuchtigkeit, die sich an der floristischen Zusammensetzung der Krautschicht und der Verteilung der einzelnen Arten ablesen lässt. Sie umfasst eine weite Spannbreite vom nassen über den feuchten, mäßig feuchten bis hin zum frischen Bereich. Vor allem die Frühjahrsgeophyten reagieren mit unterschiedlicher Empfindlichkeit auf Bodennässe und die damit verbundene Sauerstoffarmut und können sich nur auf den höher gelegenen Teilen der Aue halten. Mit Hilfe einer Kombination von Zeigerarten lassen sich untersuchte Flächen standörtlich differenzieren, wobei es zahlreiche Übergangssituationen gibt.

Zur standörtlichen Differenzierung der einzelnen Flächen kommen forstwirtschaftlich bedingte Unterschiede hinzu. So bietet die Krautschicht je nach Bestands-

struktur und den damit zusammenhängenden Lichtgenuss ein unterschiedliches Bild, wie es anhand von Untersuchungen des Auen-Instituts (1989-1992) belegt werden konnte. Bei dichtem Kronenschluss ist die Deckung der Krautschicht nur im Frühjahr vor dem Laubaustrieb hoch, während bei aufgelichteten Flächen die Bodenbedeckung kontinuierlich hohe Werte aufweist und sich zudem eine stellenweise ausgeprägte Hochstaudenschicht zum Teil aus Neophyten wie Indisches Springkraut (*Impatiens glandulifera*) und Kanadischer Goldrute (*Solidago canadensis*) entwickelt.

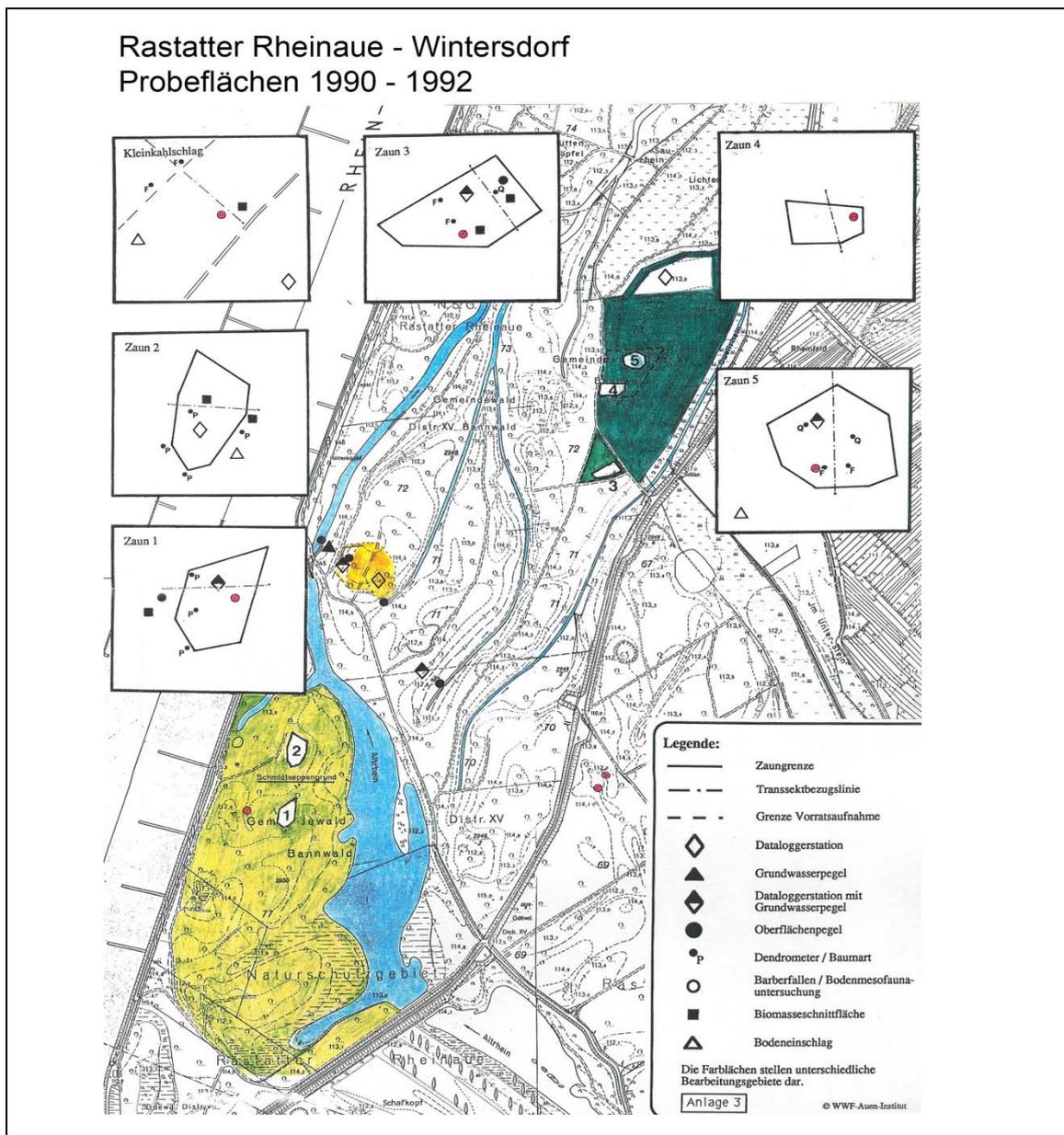


Abbildung 38: Lage der Monitoringflächen.

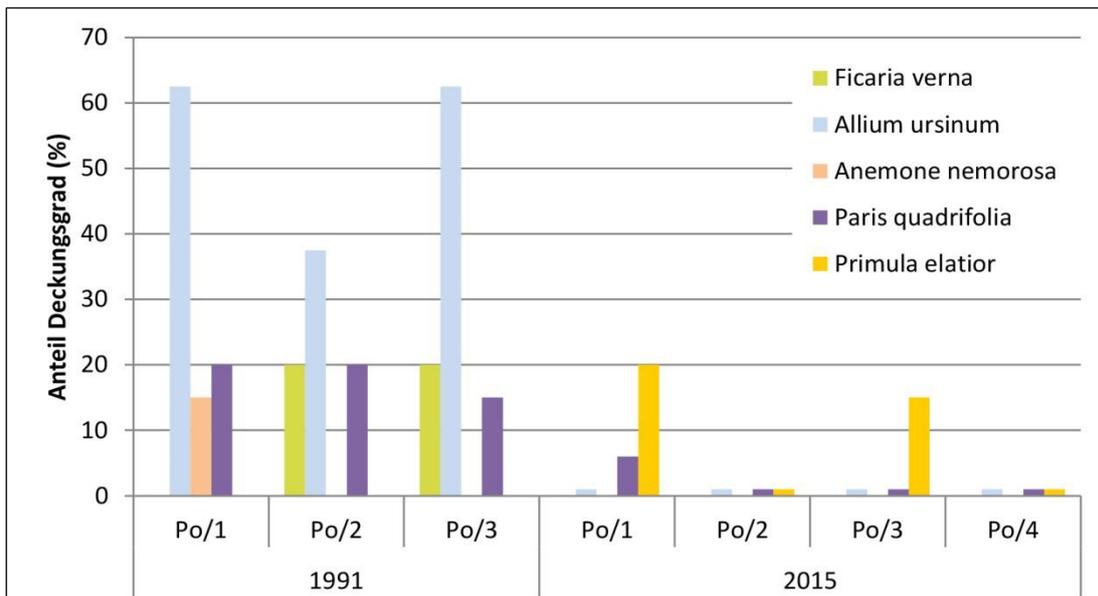


Abbildung 39: Krautschichtarten der Frühlingsphase auf den Referenzflächen P0 von 1991 und 2015.

Vergleicht man die Krautschichtaufnahmen auf der Referenzfläche (P0), in der 1991 drei Dauerquadrat 4 mal im Jahr aufgenommen wurden, mit den Aufnahmen von 2015, so sind deutliche Unterschiede festzustellen. Sicherlich lässt sich bei viermaliger Aufnahme im Jahresverlauf mehr feststellen, als bei einmaliger Aufnahme. Daher wurden, um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten, die im selben Monat aufgenommenen Dauerquadrate von 1991 (3) mit denen von 2015 verglichen. Dabei lassen sich deutliche Unterschiede feststellen. Insbesondere fällt auf, dass sich 2015 auf den Flächen kaum Frühjahrsgeophyten fanden, obwohl sie zum gleichen Zeitpunkt aufgenommen wurden als die Flächen von 1991. Das Scharbockskraut (*Ficaria verna*) ist auf den Flächen 2015 nicht zu finden und auch der Bärlauch (*Allium ursinum*) tritt sehr spärlich auf. Weißes Buschwindröschen (*Anemone nemorosa*) konnte ebenso im Jahr 2015 nicht festgestellt werden und auch die Einbeere (*Paris quadrifolia*) hatte nur ganz geringe Deckungsgradwerte. Insgesamt kann festgestellt werden, dass die Krautschicht Ende April 1991 sehr gut entwickelt war, während sie zur gleichen Zeit im Jahr 2015 kaum vorhanden war. Daraus lässt sich jedoch kein veränderter Entwicklungstrend feststellen, da der geringe Deckungsgrad der Krautschicht mit hoher Sicherheit unmittelbar mit dem lang anhaltenden Frühjahrshochwasser des Jahres 2015 zusammenhängt, das eine entsprechende Entwicklung der Krautschicht verhinderte oder durch das lang anhaltende Hochwasser rascher zum Abbau brachte. Lediglich die Höhe

Schlüsselblume (*Primula elatior*) konnte sich entwickeln, welche wiederum 1991 nicht nachgewiesen werden kann.

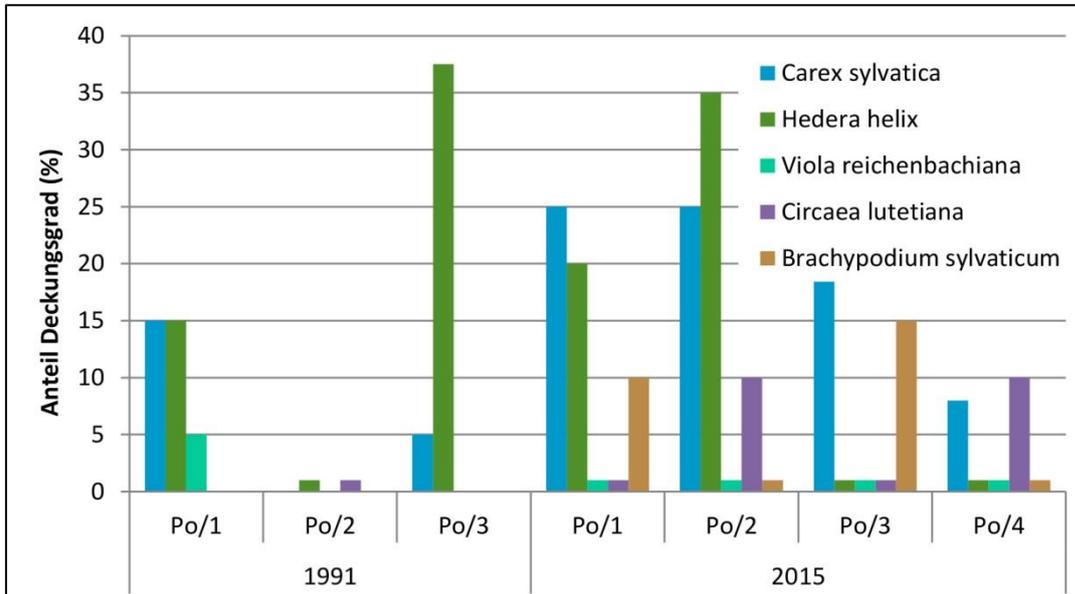


Abbildung 40: Krautschichtarten der Sommerphase auf der Referenzfläche von 1991 und 2015.

Während sich die Frühjahrsgeophyten schlecht entwickelten oder gar ausfielen, konnten sich Arten, die für die Sommerphase der Krautschicht des Hartholzauenswaldes charakteristisch sind, besser entwickeln. Der Hochwasser-tolerante Efeu (*Hedera helix*) trat verstärkt als Bodendecker auf. Die Waldsegge (*Carex sylvatica*) konnte sich auch entwickeln und zeigte 2015 höhere Werte als in den Aufnahmen von 1991. Insgesamt ist festzustellen, dass die Krautschichtarten der Sommerphase in den rezenten Aufnahmen von 2015 besser entwickelt waren, als 1991, obwohl die Bestandaufnahmen zeitversetzt mit 14 Jahren zum gleichen Zeitpunkt aufgenommen wurden.

Die Gehölzverjüngung zeigte 2015 eine verstärkte Entwicklung von Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) was mit der lückiger gewordenen Baumschicht an dem Standort zusammenhängt.

4.3.4 Monitoring aquatische Vegetation

Bearbeitung: Erika Schneider und Friederike Reitze

Im Übergangsbereich zwischen Furkations- und Mäanderzone gelegen, war die Rastatter Rheinaue vor der Begradigung des Rheins durch ein vielfältiges Gewässernetz gekennzeichnet, das aus kleineren und größeren, sich verästelnden Ge-

rinnen bestand (Günther-Diringer 1989, Philippi 1969). Bei sich verringerndem Gefälle wurden die Verflechtungen größer und lockerer, so dass sich Mäander abzeichneten. Bedingt durch die natürliche Hydro- und Morphodynamik verlagerten sich die Gerinne – manche wurden abgetrennt, andere entstanden neu, so dass immer wieder durchflossene und nicht durchflossene Strecken bzw. nur bei größeren Hochwassern durchflossene Strecken vorhanden waren, die unterschiedlichen Wasserpflanzen Lebensraum boten. Langgestreckte, grundwassergespeiste, Gießen-artige Gewässer, wie sie für den südlichen Oberrhein kennzeichnend sind (Carbiener 1974), waren und sind auch gegenwärtig wenig vertreten. Sie erreichen am mittleren Oberrhein in der Rastatter Rheinaue ihre nördliche Verbreitungsgrenze (Philippi 1969) und sind hier auch nicht mehr so typisch ausgeprägt wie am südlichen Oberrhein. Durch die Rheinbegradigung (1817-1874) entstand ein stark verändertes Gewässernetz, wobei neben dem neuen Rheinbett viele Gewässer abgetrennt wurden und dadurch neue Altarme entstanden, die zu Umschichtungen auch in der Gewässervegetation führten. Der moderne Rheinausbau führte zu weiteren Veränderungen, die auf das Gewässernetz mit seinen vielfältigen Makro- und Mikrohabitaten stärkere Auswirkungen hatten und zu weiteren Veränderungen führten.

Blickt man auf alte floristische Angaben betreffend Wasserpflanzen (Frank 1830), wird deutlich, dass viele unter ihnen in den Rheinauen vorkamen, noch bevor irgendwelche menschliche Eingriffe stattgefunden haben. Zu ihnen gehören *Nuphar luteum*, *Nymphaea alba*, *Nymphoides peltata*, *Najas marina*, *Trapa natans*, Wasserschlauch viele Potamogetonarten u. a. Andere wieder wie z. B. Elodea-Arten sind erst in den letzten Jahrzehnten hinzugekommen.

Die Rastatter Rheinaue kennzeichnet sich gegenwärtig durch eine Vielfalt von Wasserkörpern aus, die aus unterschiedlich tiefen Altrheinen, Schluten (Senken), Flutrinnen, langgestreckten Fließgewässern und Tümpeln bestehen (Obrdlik et al. 1990, WWF-Auen-Institut 1992). Diese bieten verschiedenen Gewässermakrophyten Lebensraum. Während der Hochwasserereignisse wird die Aue überflutet und ist somit durch die Dynamik der Abflüsse und der Wasserstände, den Wechsel zwischen Hoch- und Niedrigwasser geprägt. Die Altrheine sind teils nur während hoher Wasserstände durchflossen und besitzen daher mehr den Charakter von Stillgewässern oder einen Übergangscharakter zu Fließgewässern, was sich an der Zusammensetzung der Gewässerflora und -fauna ablesen lässt. Insgesamt sind etwa 70 % der Gewässer verschiedenen Typen von Altrheinen, d.h. ehemaligen Mäandern, Nebenarmen und Verästelungen aus dem Übergangsbereich der Furkations- und Mäanderzone zuzuordnen. Etwa 10 % entfallen auf Tümpel und Kolke, die bei Mittelwasser isoliert sind sowie auf Rinnen und Gräben, die überwiegend von Grundwasser gespeist werden. 20 % der Wasserflächen sind durch

Kiesentnahme entstandene Seen (Obrdlik et al. 1990), in deren flachen Randbereichen sich ebenfalls verschiedene Wasserpflanzen ansiedeln.

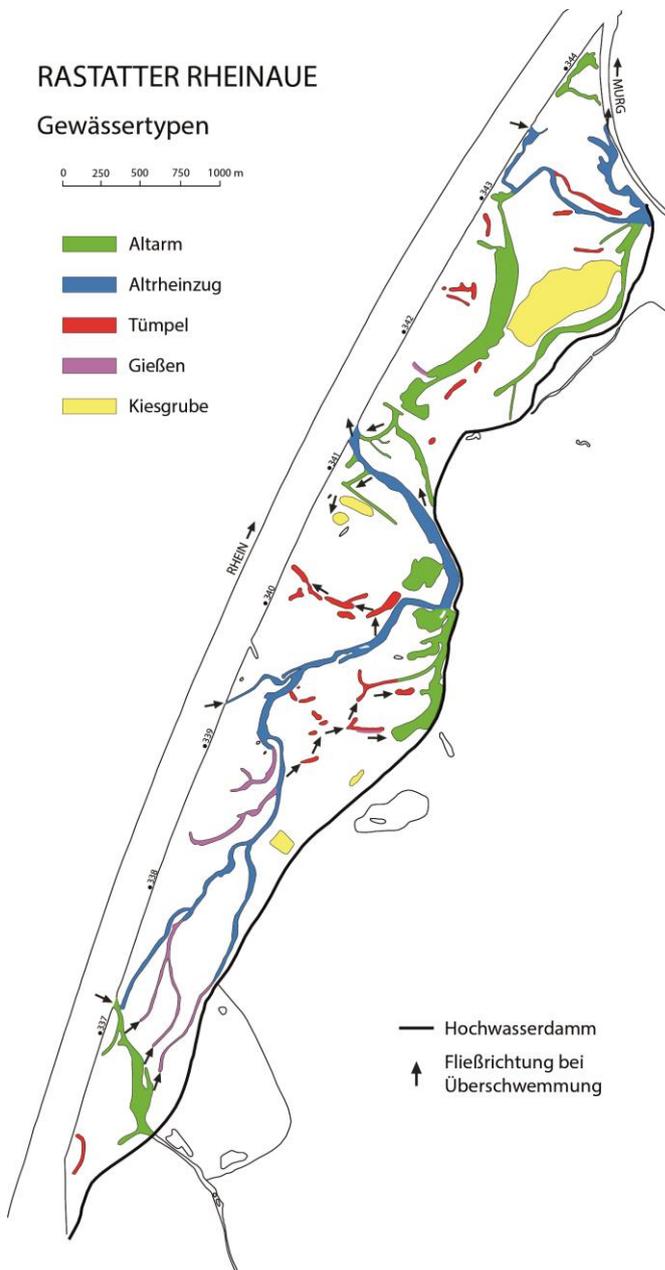


Abbildung 41: Gewässertypen in der Rastatter Rheinaue, mit Angabe der Fließrichtung (nach Obrdlik 1990 in: WWF Auen-Institut 1992).

Diese Vielfalt der Gewässer hat sich im Laufe der Jahrzehnte und Jahrhundert gewandelt und unterliegt auch gegenwärtig von der Dynamik der Wasserstände und der Morphodynamik abhängigen Veränderungen.

So kann es in der Rastatter Rheinaue vor allem nach Hochwasserereignissen aufgrund einer ungünstigen, anthropogen bedingten Geländetopographie, z.B. in

Form von quer verlaufendem Wegebau mit aufstauender Wirkung (Raukehle) oder der Schließung und Verkleinerung der Kontaktbereiche zum Hauptstrom zu einer verstärkten Ablagerung feinerer Korngrößen kommen, die ihrerseits die Bedingungen für die Ansiedlung von Gewässermakrophyten und Arten aus dem Randbereich der Gewässer verändern können (WWF-Auen-Institut 1992). Daher wurden in den letzten Jahrzehnten mehrere Vorlandmaßnahmen zur Erhöhung der Gewässerdynamik geplant und umgesetzt, um die ökologische Situation zu verbessern, z.B. durch eine breitere Einströmung des Wassers in die Aue. Dadurch soll einer Verlandung und der damit einhergehenden Eutrophierung der Auengewässer entgegengewirkt werden. Mögliche Maßnahmen wurden unter anderem in dem vom WWF-Auen-Institut erstellten Gutachten vorgeschlagen (WWF-Auen-Institut 1992) und außerdem durch Ludwig (1994) und Wald und Corbe (1994) erarbeitet. Vor der Erhebung in 2005 wurde von Anfang bis Mitte der 90er Jahre der entlang des Wintersdorfer Altrheins verlaufende Weg tiefer gelegt d.h. mit vier tieferliegenden Furten versehen, um die Einströmung in die Aue auf breiterer Fläche zu gewährleisten. Zudem wurden die Wasserkörper von Bärensee und Wörthfeldsee durch einen Damm voneinander getrennt. Die Wirkung der realisierten Maßnahmen erreichte dabei nicht alle Auengewässer im Untersuchungsgebiet (vgl. Redling 2006).

Bedingt durch die Vielfalt der Gewässer In der Rastatter Rheinaue sind auch die Wasserpflanzengesellschaften vielfältig und durch unterschiedliche Gemeinschaften von Wasserpflanzen gekennzeichnet. Für Auengewässer haben sie eine wichtige Zeigerwertfunktion, da sie schnell auf anthropogene Einflüsse wie Veränderung der Strömungsverhältnisse, Eutrophierung und Verlandung reagieren.

Vergleicht man die Untersuchungen der Gewässervegetation im Verlauf mehrerer Jahrzehnte (Philippi 1969; BFN 1976; WWF-Auen-Institut 1992; Redling 2006) untereinander mit den Erhebungen von 2015, lassen sich erhebliche Unterschiede feststellen. Diese kommen vor allem durch Verschiebungen der Pflanzenbestände zum Ausdruck. Werden bei Philippi (1969) auf Grund von Erhebungen aus den Jahren 1964-1966 großflächig Gesellschaften der Gelben Teichrose mit Tausenblatt (*Myriophyllo-Nupharetum*) in verschiedenen Ausbildungen angegeben, so finden wir bereits ca. 12-14 Jahre später in den Kartierungen von 1978 eine veränderte Situation vor. Diese Gesellschaft ist bereits weniger verbreitet als aus den Angaben von Philippi hervorgeht. Zwischen 1978 und 2005 (28 Jahre) zeigen sich im Gebiet der Rastatter Rheinaue weitreichende Veränderungen der Makrophytenvegetation, welche im Folgenden anhand von drei ausgewählten repräsentativen Teilgebieten Wintersdorfer Altrhein, Bärensee nördlich Plittersdorf und Gießartigen Gewässern im Schmidseppengrund südlich Plittersdorf genauer dargestellt wird.

Beim Wintersdorfer Altrhein und Bärensee handelt es sich um Altwässer mit überwiegend Stillwassercharakter, die bei Mittelwasser maximal träge durchströmt werden und keine jahreszeitliche Stratifikation aufweisen. Abgesehen von Hochwasserereignissen besitzen sie einen lediglich geringen Wasseraustausch mit dem Hauptstrom. Nach Redling (2006) sind die Altwässer mit 48 verschiedenen Makrophyten-Arten die artenreichsten Gewässer im Untersuchungsgebiet, sie besitzen auch mit rund 70 % den größten Anteil an den Auengewässerflächen.

Makrophyten-Entwicklung im Wintersdorfer Altrhein

Der Wintersdorfer Altrhein zeigt was die Makrophytengemeinschaften betrifft in den vier Zeitschnitten, ein sehr unterschiedliches Bild (siehe Abbildung 42). Vor allem ist zu beobachten, dass sich die Wasserfläche im Laufe der Zeit verringert hat. 1978 wurde ein Großteil der Fläche (ca. 80 %) als Altwasser mit verödeter Abwassereinleitung kartiert. Im Folgenden spielt diese Kategorie keine Rolle mehr, da diese Einleitung nicht mehr stattfand. Jeweils rund 10% der Fläche nahmen 1978 im südlichen Teil Armleuchter- und Schraubenalgen (mit Einzelvorkommen von Tannenwedel (*Hippuris vulgaris*)) sowie im nördlichen Teil Wassernuss (*Trapa natans*)-Bestände ein. Die Seekanne (*Nymphoides peltata*) kam zu dieser Zeit in zahlreichen Einzelvorkommen im zentraleren Bereich des Altrheins vor (Nachweise an 13 Stellen), was für eine Situation zunehmender Verlandung kennzeichnend ist. 1989/90 war das Altwasser auch von Verlandungsgesellschaften geprägt. Die Teichrosengesellschaft bedeckte 95 % der Wasserfläche. In den flacheren Randzonen kam im östlichen Bereich die Seekanne vor. Entlang der Schlammufer schlossen sich von Süden nach Norden Wasserkressen-Säume (*Rorippa amphibia*) an (nicht in die Flächenauswertung integriert). Die Wassernuss (*Trapa natans*) war aus dem Gewässer verschwunden, genauso die im südlichen, grundwasserbeeinflussten, gießenartigen Teil befindlichen Armleuchter- und Schraubenalgen-Vorkommen. Kleinflächige Bestände mit Gesellschaften von Flutendem Igelkolben (mit *Sparganium emersum* ssp. *fluitans*) und Pfeilkraut-Röhricht (mit *Sagittaria sagittifolia*), fielen neben dem Auftreten von Rauhem Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) im östlichen Bereich auf.

Die Makrophytenbestände zeigten 2005 erneut ein anderes Bild: Im mittleren Bereich des Gewässers nahm die Glanz-Laichkraut (*Potamogeton lucens*)-Gesellschaft 22 % der Fläche ein. Nach Norden und Süden schloss sich die Teichrosengesellschaft an (insgesamt 67 %). Der Gewässerarm am Süden des Altwassers war stark zusammengeschrumpft und beherbergte Gesellschaften von Nussfrüchtigem Wasserstern (mit *Callitriche obtusangula*) und Tannenwedel (*Hippuris vulgaris*) die auf eine leichte Strömung hinwiesen, die mit dem Pumpwerk landseits des Dammes und dem leichten Einströmen von Wasser zusam-

menhängen. Am Nordende nahm die Kamm-Laichkraut- (*Potamogeton pectinatus*) Gesellschaft mit ca. 9 % der Fläche ein.

Die Zusammensetzung der Wasserpflanzengesellschaften zeigt 2015 ein vollkommen verändertes Bild, das einerseits mit dem lang anhaltenden Hochwasser im Frühling und Frühsommer sowie der darauffolgenden sommerlichen Trockenheit in Zusammenhang steht. Zur Zeit der Vegetationsaufnahmen wurden hier 43,4 % (32.500 m²) Schlammufer dokumentiert, die bei sinkenden Wasserständen freigelegt wurden.

Ein erheblicher Teil der Fläche (39,4 %) war von der Gesellschaft des Rauen Hornblatts (*Ceratophyllum demersum*) bedeckt. Die Gesellschaft der Kanadischen Wasserpest (*Elodea canadensis*) wurde auf 7,1 % der Fläche nachgewiesen. Die Gesellschaft der Gelben Teichrose (*Nuphar lutea*) nahm lediglich 2,2 % ein, ihre sonst stete Begleitart, das Ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*), das bei früheren Erhebungen einen großen Anteil hatte (Philippi 1969), konnte nicht nachgewiesen werden. Die Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*)-Gesellschaft nahm 2,9 % der Fläche ein. Eine Fläche von 1,4 % war von Seekannen (*Nymphoides peltata*)-Beständen bedeckt, die bei der sichtbar stärkeren Verlandung – im Vergleich zu den Vorjahren – wohl einen größeren Anteil eingenommen hätte, durch das langanhaltende Hochwasser jedoch in ihrer Entwicklung gehemmt wurde.

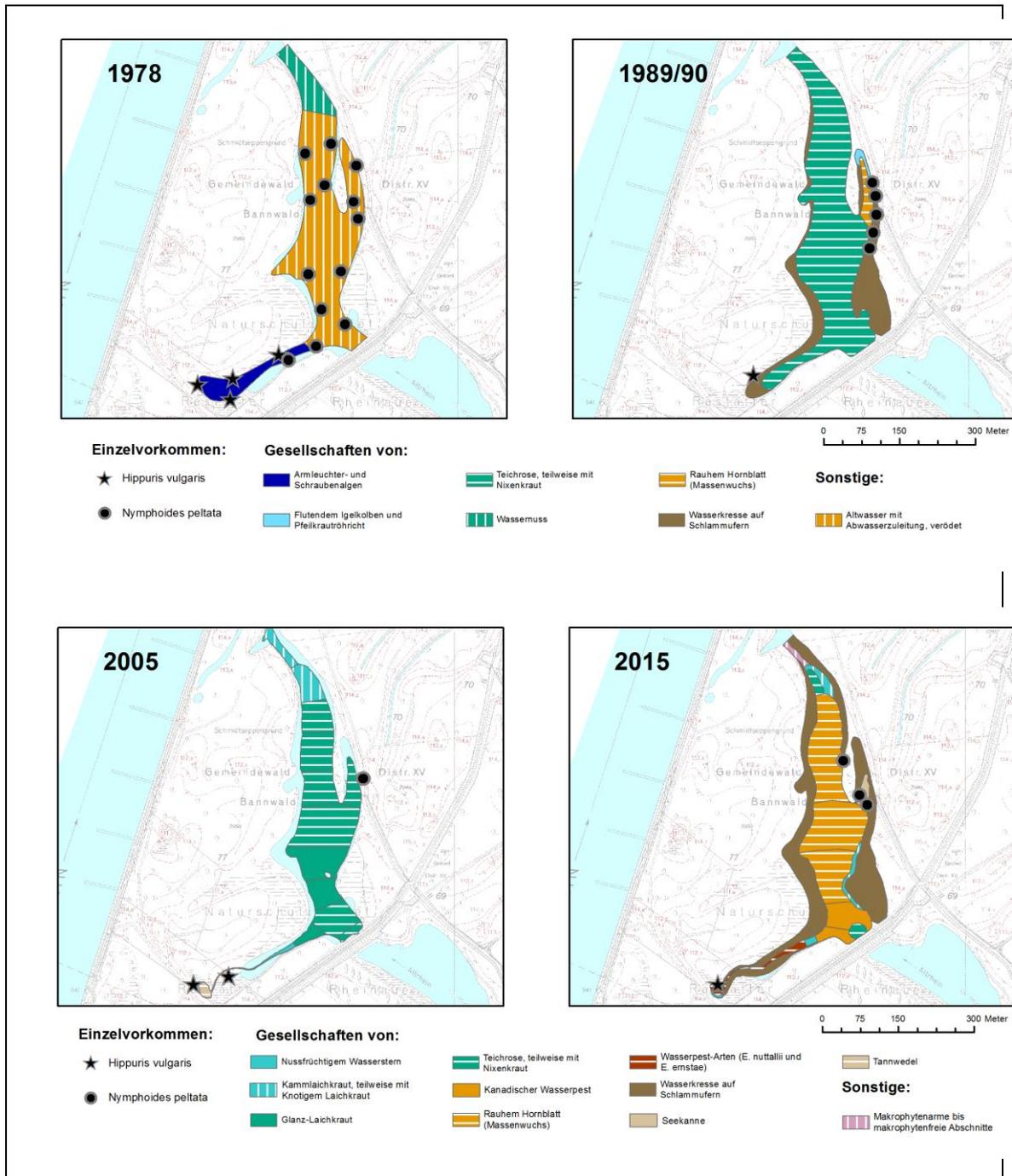


Abbildung 42: Makrophytenvegetation des Wintersdorfer Altrheins.

Makrophyten-Entwicklung im Bärensee

Die Entwicklung der Makrophytenvegetation im Bärensee zeigen zwischen den vier Zeitschnitten ebenso große quantitative als auch qualitative Unterschiede (siehe Abbildung 43). Armleuchter- und Schraubenalgen fand man lediglich 1978 im südlichen Teil des Gewässers (9 % Flächenanteil). Im Südteil nahmen im Jahr

1978 die Gesellschaften der Teichrose (*Nuphar lutea*) sowie des Glanz-Laichkrauts (*Potamogeton lucens*) jeweils 16 % der Fläche ein. Vergleicht man diese Erfassungen mit Bestandsaufnahmen, die 12 Jahre früher erhoben wurden (Philippi 1966 in Philippi 1969), so ist eine deutliche Veränderung festzustellen. Während 1966 neben der Teichrose auch noch größere Vorkommen der Weißen Seerose (*Nymphaea alba*) vorhanden waren, die in der Bestandsaufnahme mit bis zu 25 % Bedeckung angegeben sind, wurden 1978 keine Seerosen vorgefunden, was auf eine steigende Eutrophierung hinweist.

Kennzeichnend für den Bärensee waren bei den Erfassungen von 1978 die großen Vorkommen von Wassernuss (*Trapa natans*), die auch 14 Jahre früher (1964 in Philippi 1969) mit Deckungsgraden von 80-100 % der Aufnahmeflächen angegeben sind. Auffällig ist 1990/1991 der massive Rückgang der Wassernuss im nördlichen Teil des Bärensees im Vergleich zu 1978. Damals bedeckte die Art eine Fläche von ca. 11 ha und fast 50 % der Wasserfläche. Auch im Illinger Altrhein, Veltesgrund (Au a. Rhein), Neuburgweierer Altrhein, Hedel (Rappenwört/Karlsruhe) und im Auslaufbereich des Rappenwörter Altrheins gab es zu dieser Zeit Vorkommen, die in der Kartierung von 1978 festgehalten sind (BANL 1984).

In den Erfassungen der Gewässervegetation von 1989/90 ist ein steigender Flächenanteil der Gelben Teichrosen Bestände von jeweils auf 23-25 % festzustellen, die entlang der Gewässerränder aufkamen. Die Glanz-Laichkraut (*Potamogeton lucens*)-Gesellschaft verlagerte sich in das Zentrum des Sees sowie in den äußersten südlichen Teil. Während der Vegetationsperiode 2005 stieg der Anteil der Teichrosengesellschaft, vor allem im nördlichen Bereich, erneut leicht an, während die Gesellschaft des Glanz-Laichkrautes in ihrer Flächenausdehnung etwas abnahm und sich aus dem zentralen Bereich zurückzog. Allein während der Jahre 1989/90 wurden entlang des nordwestlichen Ufers Wasserkressen- (*Rorippa amphibia*) Säume auf trockengefallenen Ufern kartiert. Das Vorkommen des Nussfrüchtigen Wassersterns (*Callitriche obtusangula*) auf rund 5 % der Gesamtfläche ist ein Alleinstellungsmerkmal von Zeitschnitt 2.

Für die Vegetationsperiode des Jahres 2005 zeichnen sich weitere Veränderungen in der Gewässervegetation ab. Die *Nuphar lutea*-Gesellschaft machte 27,1 % (47.000 m²) der Fläche aus, während die Gesellschaft des Glanz-Laichkrauts (*Potamogeton lucens*) noch 18,6 % (32.000m²) des Sees bedeckte. Die restliche Fläche wurde zu 29,8 % (52.000m²) von der Gesellschaft des Rauhen Hornblatts (*Ceratophyllum demersum*)-Gesellschaft eingenommen. Die Elodea-Gesellschaft der beiden Wasserpestarten (*Elodea nutallii* und *E. ernstae*) befand sich in Ausbreitungstendenz und bedeckte 21,5 % (37.000 m²) der im zentralen Seebereich. Vereinzelt kam auf 1,8 % (3.000 m²) der Fläche die Gesellschaft des Kamm-Laichkrauts (*Potamogeton pectinatus*) vor. Der Tannenwedel (*Hippuris vulgaris*) wurde an 5 Standorten nachgewiesen. Anhand der Einzelsignaturen in den Karten

lässt sich erkennen, dass die in 1978 im Südteil kartierte Wasserfeder (*Hottonia palustris*) sich sukzessive im Gewässer verringerte. Ebenso kam die vormals auf die Seeränder beschränkte Seekanne (*Nymphoides peltata*) im Jahr 2005 nicht mehr vor. Von den einst größeren Vorkommen der Wassernuss (*Trapa natans*), die 1978 und 1989 -1991 auf 4 ha noch festgestellt wurden zeichneten sich durch stetige Verringerung aus, so dass sich im Jahr 2001 dann „nahezu ein Totalausfall“ für den Bärensee zeigte (Bolender und Fürst 2001). 2003 konnten während einer Geländebegehung durch Erika Schneider (WWF-Auen-Institut) und Francois Steimer (Alsace Nature) nur wenige Rosetten festgestellt werden. Während im Jahr 2005 durchgeführten Untersuchungen wurden nur noch 27 einzelne, zerstreute Rosetten mit geringer Wuchskraft gezählt (Redling 2006). Im Jahr 2009 durchgeführter Geländeuntersuchungen, die im Rahmen der Kartierung von Natura 2000 Habitatypen durchgeführt wurden, konnte die Wassernuss im Bärensee nicht mehr festgestellt werden. Im Jahr 2014 gemachte Beobachtungen konnten diesen Befund erneut bestätigen (mündliche Mitteilung von Heinz Zoller/„Naturfreunde Rastatt“). Auch in 2015 konnte die Wassernuss im Bärensee nicht mehr nachgewiesen werden (Geländebegehungen durch F. Reitze, E. Schneider, C. Damm).

Im Jahr 2015 spielte die Teichrosen (*Nuphar lutea*)-Gesellschaft eine untergeordnete Rolle, da sie lediglich mit 1,1 % (2250 m²) vertreten ist. Auch ihre stete Begleiter, das Ährige Tausenblatt (*Myriophyllum spicatum*) mit der die Teichrose zusammen das Myriophyllo-Nupharetum aufbaute, war nur spärlich vertreten. Als vorherrschend zeichnete sich die Gesellschaft des Rauhen Hornblatts (*Ceratophyllum demersum*) mit 30,8 % (62.000 m²), beziehungsweise die Gesellschaft der Wasserpestarten *Elodea nutallii* und *Elodea ernstae* mit 10,3 % Deckungsgrad ab. An fünf Stellen wurde Tannenwedel (*Hippuris vulgaris*) nachgewiesen.

Durch die lang anhaltende Trockenheit war ein Großteil der Wasserfläche trocken gefallen, so dass große Schlammflächen freigelegt wurden (58.000 m²), die kurzlebigen Pionierarten der Schlammflursfluren das Auflaufen ermöglichten. Die Gesellschaft des Durchwachsenen Laichkrauts (*Potamogeton perfoliatus*) machte lediglich etwa 2,3 % (4.700 m²) der Fläche aus. Die restliche Fläche war weitestgehend frei von Makrophyten.

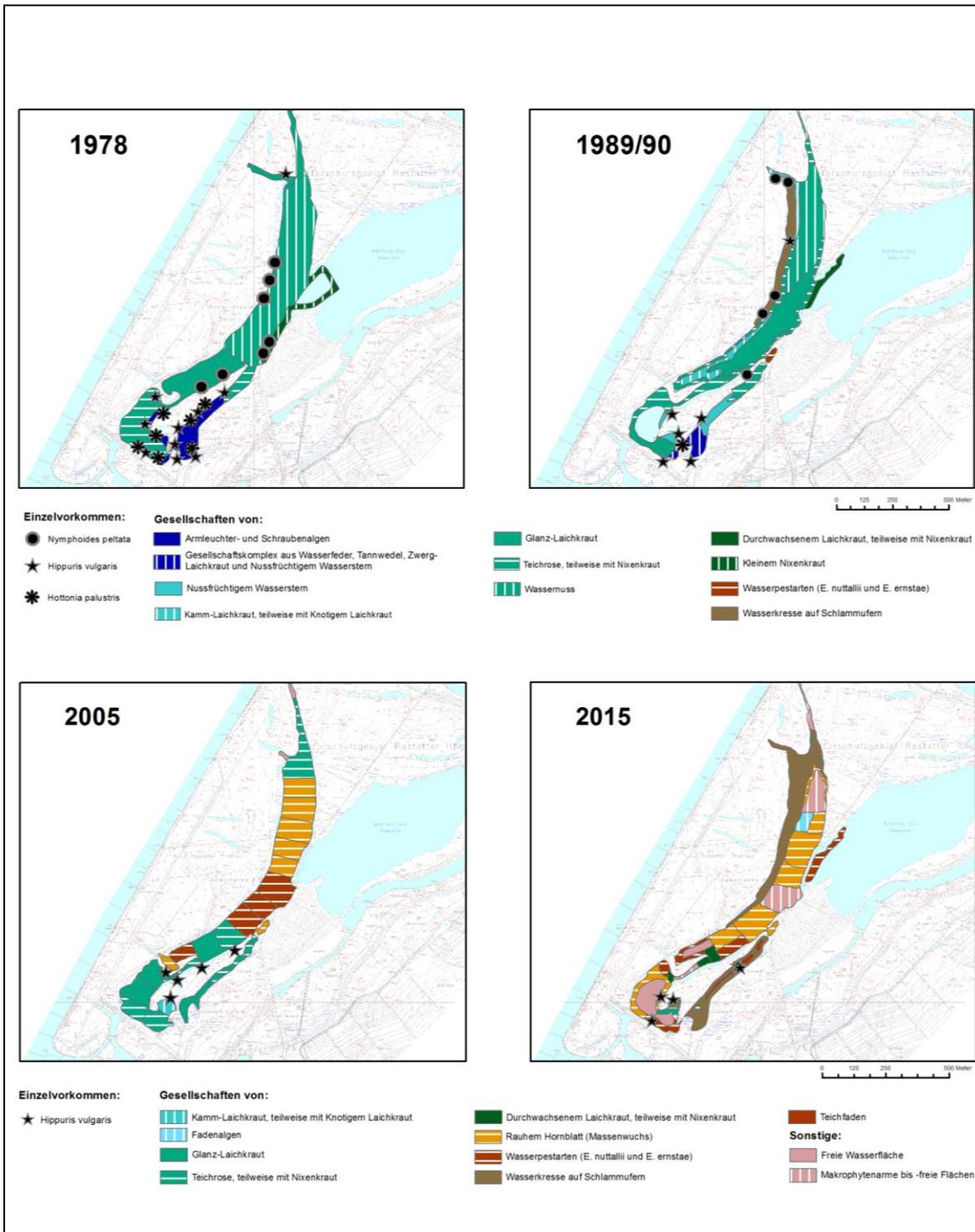


Abbildung 43: Makrophytenvegetation des Bärensees.

Makrophyten-Entwicklung der Gießen-artigen Gewässer und Nebengerinne zwischen Lichtenwert und Füllergrund

Im Untersuchungsbereich finden sich zwei ökologisch unterschiedliche Gewässerkategorien. Einerseits sind es Gießen-artige, von Grundwasser geprägte Gewässer, die sich im Bereich der nordwestlich liegenden Abschnitte befinden. Diese sind erkennbar an den ausschließlich hier vorkommenden Armleuchteralgen (*Characeae* ssp.), Tannenwedel-Beständen und solchen von Dichtem Laichkraut (*Potamogeton densus*), siehe Einzelsignaturen). Diese kaltstenothermen, klaren, im Untersuchungsgebiet schwach durchströmten Fließgewässer besitzen oberstrom keine Verbindung zum Rhein und werden von sauberem Grundwasser gespeist. Meist herrschen mesotrophe und teils meso-oligotrophe Bedingungen vor; der Boden kann aus Fein- und Grobsedimenten bestehen. Diese Gewässerkategorie wies 2005 bei nur rund 3 % der Auengewässerfläche 36 verschiedene Makrophyten-Spezies auf (Redling 2006). Andererseits sieht man auf der Karte Nebengerinne des Rheins, welche bei Mittelwasser zumindest langsam bis schnell durchströmt sind und sich in stetem Wasseraustausch mit dem Hauptstrom befinden. Der Boden besteht hier zumeist aus größeren Korngrößen (Kies). Die Nebengerinne nehmen im Untersuchungsgebiet rund 10 % der Auengewässerfläche ein und beherbergten im Jahr 2005 insgesamt 26 Makrophytenarten (Redling 2006).

Die Gewässervegetation in diesem Abschnitt zeigte genau wie die o.g. Altwässer Veränderungen qualitativer und quantitativer Art (siehe Abbildung 44). Über die drei Zeitschnitte hinweg war der Flächenanteil, den Armleuchter- und Schraubenalgen innerhalb der Gießen-artigen Gewässer einnahmen rückläufig (von 35 % auf 24 %). An ihrer Stelle entwickelten sich in den Jahren 1989 und 1990 im nördlichen Gießen-Arm Teichfaden-Gesellschaften (mit *Zannichellia palustris*, 3 % Flächenanteil) und kleinflächig auch die Wasserpestarten *Elodea nuttallii* und *Elodea ernstae*. Bei der Mündung des südlicheren Gießenarms breitete sich 1989/90 der Nussfrüchtige Wasserstern (*Callitriche obtusangula*) aus. Auch in 2005 zeigen die Mündungsregionen der Gießen-artigen Gewässer ein anderes Bild: Dichtes Laichkraut (13 % Flächenanteil) und Gesellschaftskomplexe aus Nussfrüchtigem Wasserstern, Zwerg-Laichkraut (*Potamogeton pusillus*) mit Fragmentbeständen von Tannenwedel und Wasserfeder traten hinzu.

Auch die Gewässervegetation der Nebengerinne veränderte sich im Laufe der Zeit. Es wurden hier in den Jahren 1978 und 1989 und 1990 Gesellschaften von Nussfrüchtigem Wasserstern (*Callitriche obtusangula*) und von Kamm-Laichkraut sowie Mischbestände aus diesen zusammen mit Flutendem Igelkolben (*Sparganium emersum* fo. *fluitans*) kartiert. In den Jahren 1989 und 1990 kam zudem die Gesellschaft von Flutendem Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans*) auf etwa 10 % der Gesamtfläche hinzu.

Kieselalgen wurden lediglich im Jahr 1978 in der Erhebung berücksichtigt und in einem Gießen-artigen Gewässerteil sowie in einem südlichen Nebengerinne-Abschnitt kartiert. Dasselbe trifft auf verödete Abwassereinleitungen (nördlich vom „Preußensträßel“) zu, die zur Zeit der Erhebungen für Zeitschnitt 2 und 3 nicht mehr relevant waren.

Während der Untersuchungen des Jahres 2015 fiel vor allem die große Anzahl an Makrophyten freien oder trockengefallenen Flächen auf. Davon sind 31,5 % der Gießen betroffen. Die Gesellschaft der Wasserpestarten *Elodea nutallii* und *Elodea ernstae* war mit 34,3 % am häufigsten vertreten. Beide Arten sind kennzeichnend für meso-eutrophe, klare und kühle Gewässer und haben eine große Konkurrenz-kraft und können dadurch in relativ kurzer Zeit andere Arten verdrängen. So ist auch zu erklären, dass die Gesellschaft der Armleuchteralgen an diesem Standort flächenmäßig auf 1,3 % der Fläche stark zurückgegangen ist. Die Gesellschaft des Nussfrüchtigen Wassersterns (*Callitriche obtusangula*) ist auf 8,6 % und die Gesellschaft des Kamm-Laichkrauts (*Potamogeton pectinatus*) auf 4,7 % der Fläche vertreten. Vereinzelt tritt auch die Teichrose, meist in ihrer Form mit gekräuselten Unterwasserblättern sowie das Brunnenmoos auf. Der Gesellschaftskomplex bestehend aus Kamm-Laichkraut, Nussfrüchtigem Wasserstern und Flutendem Igelkolben tritt auf 11,5 % der Fläche auf.

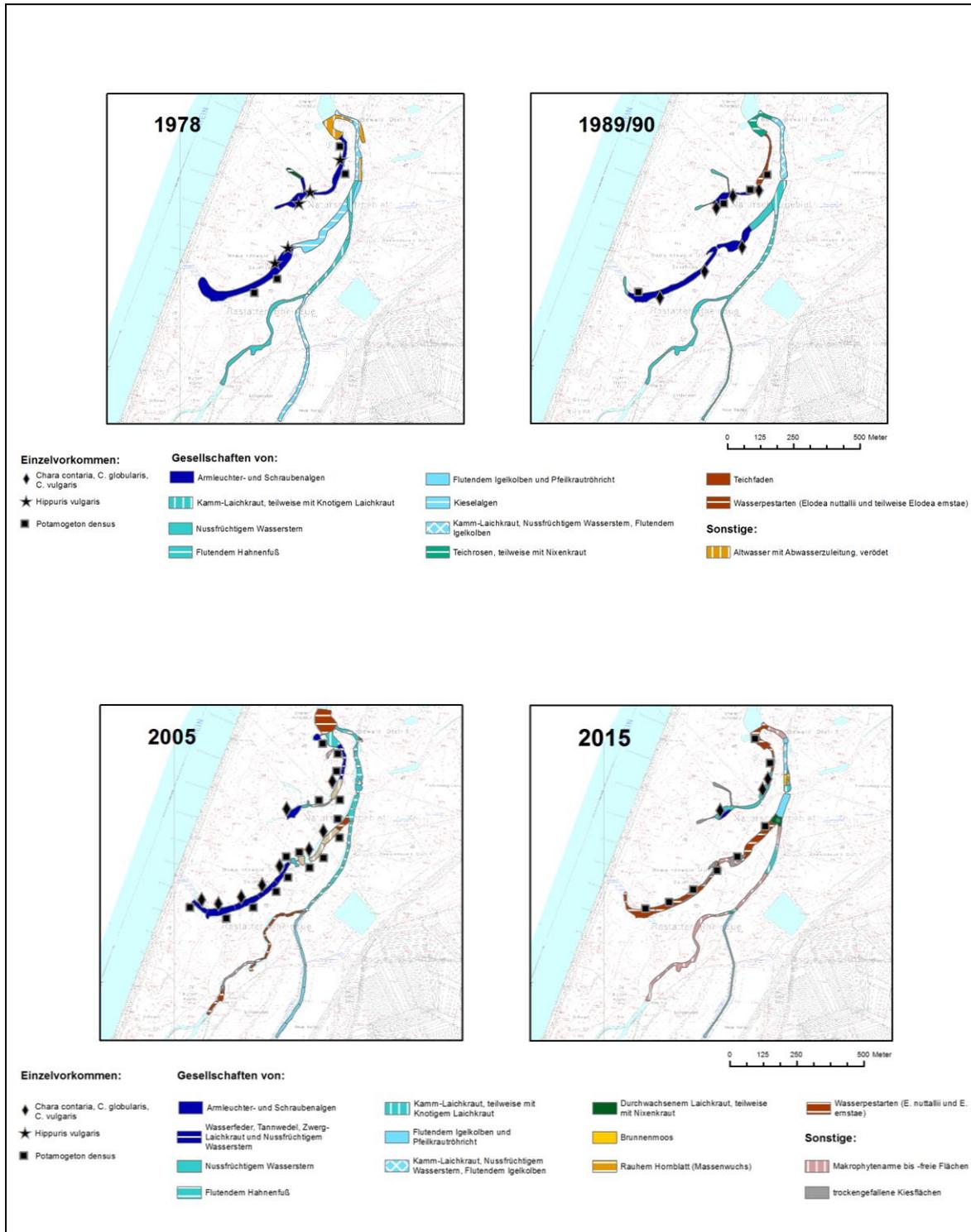


Abbildung 44: Makrophyten der Gießen-artigen Gewässer und Nebengerinne zwischen Lichtenwert und Füllergrund.

Entwicklungstrends der Gewässermakrophyten-Bestände

An der Umstrukturierung der Wasserpflanzengesellschaften der Altwässer Bärensee und Wintersdorfer Altrhein lässt sich eine zunehmende Verlandung und kontinuierliche Eutrophierung erkennen. Vor allem im Wintersdorfer Altrhein hat sich dadurch die Wasserfläche, besonders in den schmaleren Abschnitten, sichtbar verringert. Makrophyten-Gesellschaften mit überwiegend Stillwassercharakter, wie die des Glanz-Laichkrauts und der Teichrose, wurden durch diese Entwicklung gefördert und nahmen in ihrem Flächenanteil zu. Vermehrt an oligo- bis mesotrophe Bedingungen gebundene Armleuchter- und Schraubenalgen-Vorkommen genauso wie die an ärmeren mesotrophen, flachen Standorten vorkommende Wasserfeder, aber auch der an mesotrophe bis schwach eutrophe Bedingungen angepasste Tannenwedel ging zurück. Diese wurden durch Gesellschaften ersetzt, die bei einem höheren Nährstoffgehalt konkurrenzstärker sind. In den Grundwasserbeeinflussten Bereichen – der südliche Bereich des Bärensees ist von klarem und kühlerem Druckwasser geprägt – sind dies zum Beispiel die Gesellschaft des Nussfrüchtigen Wassersterns, aber auch die der Teichrose und des Glanzlaichkrauts. Die zunehmende Trophie, bedingt durch Verlandung und Akkumulation von Pflanzenteilen, die durch zu geringe Dynamik nicht ausgeräumt werden können, zeigte sich auch durch die Ergebnisse von Redling (2006) der innerhalb der Altwässer im gesamten Naturschutzgebiet (NSG) auf Grund des Vergleichs von Zeitschnitten seit 1978 einen kontinuierlichen Anstieg der Trophie feststellt. Die Biodiversität ist dabei in den meso-eutrophen Gewässerabschnitten, die dem natürlichen Leitbild entsprechen, am höchsten. Unter eu-polytrophen Bedingungen gehen die Artenzahlen stark zurück. Dementsprechend ist es notwendig durch entsprechende Maßnahmen so Dynamisierung und bessere Durchflutung gewährleisten, um einer weiteren Verlandung entgegenzuwirken und eine autotypischere Zusammensetzung der Makrophytenflora zu fördern.

Bei der Wassernuss zeigte sich in der Rastatter Rheinaue über die drei betrachteten Zeitschnitte von 1978 bis 2005 ein massiver Rückgang ab. Auch in den Jahren 2009, 2014 und 2015 konnte die Art im Bärensee nicht mehr nachgewiesen werden. Eine Ursache könnte in der zunehmenden Eutrophierung und Verlandung gesehen werden, obwohl die Wassernuss eigentlich an vielen Standorten in Europa auch an stark eutrophierten Standorten vorzufinden ist. Andererseits kann ihr Rückgang auch mit dem Mangel an Nährstoffen, vor allem an Phosphor zusammenhängen (Mitt. v. Bolender). Den Gewässergütedaten der IKSR ist zu entnehmen, dass der Gesamtphosphorgehalt im Rhein seit Ende der siebziger Jahre in erheblichem Maße gesunken ist und im Jahr 2000 einen Tiefstand erreichte (IKSR zit. n. Redling 2006). Der niedrige Gesamtphosphorgehalt könnte eine Ursache für den geringen Erfolg von Wiederbesiedlungsversuchen an einigen Standorten zwischen Rastatt und Karlsruhe sein. Diese mögliche Ursache kann jedoch auch in

Frage gestellt werden, wenn man die Wassernussbestände im Schusterwörther Altrhein (NSG Kühkopf-Knoblochsaue), die gut entwickelt sind, betrachtet. Bei allgemeinem Rückgang des Phosphorgehaltes im Rheinwasser müssten dann auch diese Bestände im Rückgang begriffen sein. Sowohl beim Ammoniumstickstoffgehalt als auch beim Nitratgehalt kann zwar ebenso eine Verringerung festgestellt werden, Sie liegt jedoch nicht in Bereichen, die als Ursache für den Rückgang der Wassernusspopulationen angenommen werden kann (Redling 2006). Ein zusätzlicher, nicht zu unterschätzender Faktor ist starker Verbiss durch Wasservögel, insbesondere Schwäne (Bolender und Fürst 2006, Büro Bolender 2010) und Graugänse sowie ein hoher Fraßdruck durch neobiotische Biberratten/Nutrias (*Myocastor coypus*), die sich seit 1960 am Oberrhein stark ausgebreitet haben (Biela 2008). Diesbezügliche Beobachtungen am Bärensee wurden von der Fischergilde Rastatt sowie von der unteren Naturschutzbehörde/Naturschutzbeauftragter der Stadt Rastatt mitgeteilt. Die Nutrias fressen bevorzugt die noch grünen Früchte, aber auch die sonstigen Pflanzenteile und verhindern dadurch die Möglichkeit der Fortpflanzung. Als weiterer Faktor für zumindest zeitweisen Rückgang der Wassernuss sind außergewöhnliche Hochwasserereignisse zu erwähnen, bei denen außer Zeitpunkt, Dauer, Höhe und Häufigkeit der Überflutung, die Strömungsgeschwindigkeit eine große Rolle spielt. Dabei werden die Wassernuss-Pflanzen abgerissen und ausgeräumt, können sich aber erfahrungsgemäß wieder einstellen, sofern es sich nicht um bereits sehr kleine und geschwächte Bestände handelt.

Die gießenartigen Gewässer zwischen Lichtenwert und Füllergrund zeigen über die drei Zeitschnitte hinweg mehr oder weniger stabile Standortbedingungen an, da hier ein permanenter Grundwassereinfluss gegeben ist. Veränderungen in den Makrophytenbeständen zeigen sich vor allem im Mündungsbereich durch Wasser-rückstau aus einem eutrophierten Altrhein. Hier wurden die Armleuchter- und Schraubenalgen-Bestände 1989/90 durch an nährstoffreichere Bedingungen angepasste Gesellschaften von Nussfrüchtigem Wasserstern, Teichfaden und Wasserpest zurückgedrängt. Das Jahr 2005 zeigte hier jedoch erneut ein anderes Bild: Teichfaden-Gesellschaften konnten nicht mehr vorgefunden werden, dafür wuchsen Bestände von Dichtem Laichkraut zusammen mit wie dieses an Klarwasserbiotope gebundenen Wasserpest-Arten (*Elodea nuttallii* und *Elodea ernstae*), deren weitere Zunahme auch 2015 festgestellt werden konnte.

Laut Redling (2006) befanden sich die Gießen in 1978 in einem mesotrophen und in den darauf folgenden Erhebungszeiträumen in einem meso-eutrophen Zustand. Die meisten der nach Redling im Untersuchungsgebiet bevorzugt in Gießenartigen Gewässern vorkommenden Arten sind mesotroph und zeigen veränderte Standortbedingungen an. Unter natürlichen Bedingungen würden sie in weniger nährstoffbelasteten Altwässern vorkommen. Trotz ihrem anthropogen bedingt reicheren Nährstoffgehalt stellen die Gießenartigen Gewässer Reliktbiotope für diese

Arten dar (s. Redling 2006; Carbiener und Ortscheit 1987; Klein und Carbiener 1988). Oligotraphente Arten wie Rauhe und Steifhaarige Armleuchteralge (*Chara aspera*, *C. hispida*) oder Knötchen-Binse (*Juncus subnodulosus*), welche früher hier vorkamen (Frank 1830; Krause 1969), konnten in den aktuelleren Kartierungen nicht mehr angetroffen werden. Ein oligotropher Zustand der Gießeln würde zwar dem natürlichen Zustand entsprechen, böte jedoch nur wenigen Arten (v.a. Einartbestände von oligotraphenten Armleuchteralgen) einen Lebensraum. Demnach ist in diesem Falle eine hohe Biodiversität nicht unbedingt ein Merkmal für Natürlichkeit.

In den Nebengerinnen zwischen Lichtenwert und Füllergrund sind die Standortverhältnisse, verglichen mit den o.g. Altwässern, über den Untersuchungszeitraum hinweg stabiler. Trotzdem ändert sich auch hier abschnittsweise die Zusammensetzung der Makrophytenbestände. Es sind jedoch meist Gesellschaften mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen. Generell lässt sich sagen, dass hier Gesellschaften mit überwiegend Fließgewässercharakter dominierten. Eine Reihe von Arten findet man im NSG laut Redling (2006) bevorzugt in Nebengerinnen wie Schwanenblume (*Butomus umbellatus*), Knoten-Laichkraut (*Potamogeton nodosus*), Flutender Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans*), Gewöhnliches Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia*). Teils gelten diese als Störungszeiger, welche – verglichen mit dem Leitbild für diese Gewässerart, das von oligo-mesotrophen Bedingungen ausgeht – eine deutliche Eutrophierung und z.B. im Falle der Schwanenblume eine Verlandung anzeigen.

Auswirkungen der Rheinbegradigung:

Die ganzjährig vom Strom abgeschnittenen oder lediglich bei Hochwasser durchströmten Auengewässer unterliegen einer natürlichen, jedoch stellenweise anthropogen beschleunigten Verlandung und der damit einhergehenden Eutrophierung. Der erhöhte Nährstoffeintrag durch Falllaub und aufgrund vermehrten Wasserpflanzenwuchses sowie die verstärkte Sedimentation von Feinpartikeln in nur schwach durchströmten Abschnitten während Hochwasserereignissen fördern den Prozess. Dieser wird dadurch verstärkt, dass die betreffenden Gewässer größtenteils kaum mit dem Hauptstrom in Kontakt stehen. Die Fließgeschwindigkeit ist hier auch während Hochwasserereignissen zu niedrig und die Durchströmung reicht für eine Auswaschung von Feinpartikelablagerungen (Spüleffekt) nicht aus.

Unter natürlichen Bedingungen würde die Neubildung von Auengewässern aufgrund der Morphodynamik des Flusses den Prozess der Altwasser-Verlandung kompensieren. Dadurch, dass die Rheinufer befestigt und nur noch wenige offene Verbindungen zwischen Fluss und Aue vorhanden sind, wird dieser Prozess unterbunden. Durch den kontinuierlichen Flächenverlust der von Verlandung betroffenen Auengewässer und die Verhinderung ihrer Neuentstehung wird es über

längere Zeiträume gesehen zu einem Verschwinden dieser Lebensräume kommen. Dem muss rechtzeitig mittels geeigneter Maßnahmen entgegengesteuert werden.

Auswirkungen der Stauhaltung:

Seit dem Bau der Staustufe kommt es zu verstärkten Schlammablagerungen innerhalb der rezenten Aue, welche eine beschleunigte Verlandung sowie zunehmende Eutrophierung bewirken. Grund dafür ist die Anreicherung von Feinsedimenten im Staubecken, welche z.B. bei Hochwasser remobilisiert und ausgespült werden, um anschließend in unnatürlich großem Ausmaß mit dem Wasser in die rezente Aue eingetragen zu werden (Sedimentationsraten in Altgewässern von 5-10 mm/Jahr, s. Otto und Weibel 1999a). Dies führt außerdem zu einer Vereinheitlichung der vom Hochwasser erreichten Auengewässer in Bezug auf den Nährstoffhaushalt (allgemeine Eutrophierung) und damit zum Verlust von Lebensraum für Arten, welche auf mesotrophe Bedingungen angewiesen sind.

Auswirkungen der durchgeführten Vorlandmaßnahmen:

Durch den verstärkten Zufluss von Rheinwasser bei Hochwasserereignissen kommt es zu einem ebenso vervielfachten Schwebstoffeintrag in den von Maßnahmen erreichten Flächen. Die Partikel sedimentieren anschließend in strömungsberuhigten Bereichen. Auf der erhöhten Durchströmung der Auengewässer beruhen verschiedene Trophie-verringerende Effekte, wie die Verdünnung von nährstoffreichem Wasser, Resuspension von Detritus, Erosion von Auelehm und eine durch verstärkte Strömung erschwerte Sedimentation von Schwebstoffen. Dem stehen Trophie-erhöhende Effekte gegenüber (v.a. erhöhter Schwebstoffeintrag). Diese Effekte hängen zum Teil mit der vorherrschenden Fließgeschwindigkeit zusammen und stehen nicht zueinander im Gleichgewicht. Das Ergebnis der Dynamisierungsmaßnahmen hängt davon ab, welche Faktoren am stärksten zum Tragen kommen. Laut der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR zit.n. Redling 2006) schwankt der Schwebstoffgehalt des Rheins um den Faktor 1:800 und ist bei Hochwasserwellen am höchsten (Maniak 2005). Damit die Sedimentation von Feinpartikeln verringert und Ablagerungen remobilisiert werden können, müssen an der Sohle Fließgeschwindigkeiten von über 1 m/s vorliegen (Redling 2006). Diese kritische Größe wird an den von Maßnahmen beeinflussten Flächen zumeist nicht erreicht (s. Ludwig 1994), weshalb die Trophie-erhöhenden Effekte hier überwiegen und es zu einer verstärkten Sedimentation kommt. Eine Verlandung der vom Hauptgerinne weiter entfernten Auengewässer wird demnach am ehesten hinausgezögert, wenn eine (zu schwache) Durchströmung bei Hochwasser weitestgehend verhindert wird (s. Otto und Weibel 1999b).

Die Erhöhung der hydrologischen Dynamik wirkte sich in den von Maßnahmen erreichten Flächen demnach auf die Entwicklung der Makrophytendiversität weniger positiv aus als erhofft. Es zeigte sich deutlich, dass eine Erhöhung der Dynamik nicht per se zu einer Verbesserung der ökologischen Situation führt, sondern, dass es entscheidend ist, ein ausreichendes Maß an Dynamik zu gewährleisten. Werden die kritischen Größen (in diesem Fall bestimmte Mindestfließgeschwindigkeiten) unterschritten, treten die angestrebten positiven Effekte nicht ein und es kann sogar zur Förderung negativer Prozesse (hier Eutrophierung und Verlandung) kommen. Auch sollten nicht generell sämtliche Auengewässer eines Gebietes in Dynamisierungsvorhaben einbezogen werden, da auch die in fortgeschrittenen Sukzessionsstadien befindlichen Altwässer einen Teil der natürlichen Habitatvielfalt darstellen, der aufgrund der eutropheren Bedingungen zahlreichen, wenn auch im Vergleich zu den Arten nährstoffärmerer Gewässer weniger bedrohten Arten Lebensraum bietet.

Auswirkungen des Klimawandels:

Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässermakrophyten müssen in Zusammenhang mit der Hochwasserdynamik, d.h. dem häufigeren Auftreten hoher Wasserstände und vor allem mit ihrer Dauer während der Vegetationsperiode betrachtet werden. Dabei könnte es zu einem Rückgang der Arten in den Gewässern kommen, da ihre Entwicklungszeiten gestört werden.

Fazit

Die deutlich erkennbaren Bestandesumstrukturierungen bei den Wasserpflanzen-Gesellschaften sind bedingt durch Änderungen der Standortdynamik, der Strömungsgeschwindigkeit sowie der Menge und Zusammensetzung des Schwebstoffes. Ursache dafür sind anthropogene Eingriffe: Rheinbegradigung, Staustufenbau, unzureichende ökologische Dynamisierungsmaßnahmen. Die steigende Abundanz von Eutrophierungszeigern und die Abnahme von Arten mit Verbreitungsschwerpunkt im meso- oder eu-mesotrophen Bereich deuten auf eine kontinuierliche Nährstoffanreicherung hin, obwohl der Gehalt an gelösten Nährstoffen im Rheinwasser stetig zurückgegangen ist. Bei bestimmten Gewässern gehen Eutrophierung und Verlandungsprozesse Hand in Hand. Die Fortsetzung dieser Trends ist auch nach der Umsetzung mehrerer wasserbaulicher Maßnahmen, welche dieser Entwicklung entgegenwirken sollten, aus den Ergebnissen der durchgeführten Erhebungen im Jahr 2005 (Redling 2006) sichtbar. Die bis dahin durchgeführten Dynamisierungsmaßnahmen im Untersuchungsgebiet haben die kritischen Schwellenwerte zur Erreichung eines positiven Maßnahmeneffektes nicht erreicht.

Generell zeigen die Ergebnisse, dass sich die Makrophyten-Gesellschaften in den vier Zeitschnitten, in qualitativer und quantitativer Hinsicht, stark unterscheiden. Die Populationsschwankungen hängen dabei mit dem Witterungsverlauf im entsprechenden Jahr und dem dadurch jährlich variierenden Hochwasserverlauf zusammen. Bei starken Hochwasserereignissen können die Wasserpflanzen ausgeräumt und durch das trübe Wasser in ihrer Entwicklung gestört werden. Ebenso zeigt sich in ausgeprägten Trockenjahren ein völlig anderes Bild. Um längerfristige Trends in der Entwicklung der Bestände anhand der Vegetationsdaten gesichert aufzeigen zu können, braucht es demnach eine längere Zeitreihe mit mehr Zeitschnitten. Dadurch können Jahre mit aufgrund von extremen Witterungsereignissen „untypischer“ Ausgestaltung der Wasserpflanzengesellschaften erkannt werden.

4.3.5 Langfristige Veränderungen der aquatischen und terrestrischen Flora (1830-2015)

Um Veränderungen der Flora des Untersuchungsgebietes feststellen zu können, wurden Florenwerke mit Angaben zur Rastatter Rheinaue ausgewertet und tabellarisch erfasst (Frank 1830, Seubert 1885, Seubert und Klein 1905, Neuberger 1912). Dabei wird deutlich, dass die Flora des Gebietes seit Jahrzehnten eine hohe Stabilität aufweist, dass jedoch gerade dynamische Lebensräume wie die Rastatter Rheinaue Veränderungen unterworfen waren und sind, die einen Wandel durch menschlichen Einfluss verdeutlichen und sich an dem Verschwinden von Arten oder der Neuansiedlung anderer Arten feststellen lassen. (s. Flora Tabelle im Anhang). Allerdings können die Floren listen lediglich die Präsenz einer Art anzeigen bzw. deren Fehlen, jedoch keine Auskunft über die Größe ihrer Populationen oder ihre Häufigkeit in Pflanzengesellschaften.

Bei Kenntnis der Standorte und der ökologischen Ansprüche der einzelnen Arten sowie der menschlichen Eingriffe, die die Verluste von Morphodynamik geprägter Standorte verursacht haben, erklären das Fehlen der Deutschen Tamariske (*Myricaria germanica*), des Ufer-Reitgrases (*Calamagrostis pseudophragmites*) sowie der Echten Barbara-Krauts (*Barbarea vulgaris*). Andererseits weisen die durch menschliche Eingriffe veränderten Standortverhältnisse und der verstärkte Eintrag von Nährstoffen auf die Ausbreitung meist nitrophiler Neophyten wie u. a. Zweizahn (*Bidens cernua*), Indisches Springkraut (*Impatiens glandulifera*), Glattblatt-Aster (*Aster novi-belgii*), Japanischer Staudenknöterich (*Fallopia japonica*), Wasserpestarten z. B. *Elodea nutalli*, *E. ernstae* darauf hin, dass Umschichtungen in der floristischen Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften stattgefunden haben (s. Tabelle im Anhang).

4.4 Vogelwelt

Bearbeitung: Oliver Harms

Bei den 20 Erfassungen wurden 2.410 Beobachtungen von Vögeln notiert, von denen 83 außerhalb des Naturschutzgebiets (NSG) gemacht wurden (auf der Murg, knapp auf der Grenze oder weiter außerhalb wie im Wisbelt, Teilergrund oder angrenzenden Siedlungsgebiet). Insgesamt wurden 3.109 Vögel beobachtet, da Paare oder Gruppen von Vögeln als eine Beobachtung notiert wurden, davon 180 Vögel außerhalb des NSGs. Es wurden 92 Arten insgesamt festgestellt, davon 4 Arten knapp außerhalb des NSGs (je einmal Elster, Klappergrasmücke, Türkentaube und Wendehals). Von diesen 4 Arten sang die Klappergrasmücke praktisch auf der Grenze des NSGs, weshalb diese Beobachtung der Art für das NSG gezählt wird, denn zumindest ein Teil des Reviers liegt im NSG. Somit ergeben sich aus der Erfassung des Jahres 2015 im NSG Rastatter Rheinaue 89 nachgewiesene Arten, die in der Tabelle 32 mit der Gesamtzahl ihrer Beobachtungen und der Zuordnung des Status (siehe unten) zusammengestellt sind.

Diese Zahl von 89 Arten würde sich durch längerfristige Untersuchungen in den kommenden Jahren oder Auswertung von älteren Daten weiter erhöhen. Besonders Wintergäste und Durchzügler könnten bei längerer Beobachtung noch mit vielen weiteren Arten nachgewiesen werden, z. B. viele Entenarten und weitere Wasservogelarten und Limikolen (Watvögel mit Regenpfeifern und Schnepfenartigen) sowie „terrestrische“ Arten wie Seidenschwanz, Rotdrossel und Bergfink als typische nordische Gäste. Vom Singschwan ist bspw. bekannt, dass er im Winter regelmäßig den Plittersdorfer Altrhein als Wintergast zur Nahrungssuche und Ruhe aufsucht, wo er auch schon vom Bearbeiter 2010 beobachtet wurde.

Die Zahl der Brutvögel könnte sich dagegen nicht mehr um sehr viele Arten erhöhen, da diese zum einen relativ auffällig bei der Balz sind und somit für 2015 davon auszugehen ist, dass die Brutvögel nahezu vollständig erfasst wurden. Zum anderen ist hier das Potenzial für weitere Arten in folgenden Jahren nicht mehr sehr groß, solange sich die Habitats nicht großflächig verändern, z. B. große Wiesenflächen (vor allem feuchte) entstehen. So sind dem Bearbeiter als weitere Brutvogelarten nur Flussregenpfeifer (Brutvogel der Kiesfläche des ehemaligen Kiesabbaugeländes) und Wendehals bekannt (2009 im NSG bei der Balz am Wörtfeldsee beobachtet).

Auch wenn der Großteil der 89 Arten der Erfassung von 2015 als Brutvögel zu betrachten ist (aufgrund der Balz und des Gesangs in der Brutzeit der Art), besitzen einige Arten einen anderen Status. Da die Untersuchung Anfang März begann, wurden noch mehrere Wintergäste und Durchzügler (Gänsesäger, Erlenzeisig, Waldwasserläufer, Schellente) beobachtet. Einige andere Arten sind als Nah-

rungsgäste zu betrachten, die ihre Brutplätze zwar in der Nähe, aber nicht im NSG haben. Dazu gehört z. B. die Mehlschwalbe, die über dem Wald und über den Wasserflächen nach Insekten jagt und direkt am Rand des NSG am Gebäude der Wasser- und Schifffahrtsbehörden südlich der Fähre eine Kolonie von mind. 15 Nestern hat. Weitere Arten mit dem Status Nahrungsgast sind Mauersegler, Rauchschwalbe und Mittelmeermöwe sowie Graureiher und Kormoran, wobei der Graureiher in früheren Jahren schon im NSG gebrütet hat. Bei drei Arten – Flussuferläufer und Krickente, beide Rote Liste von Baden-Württemberg 2015 Kategorie 1 (Brutbestand vom Erlöschen bedroht) sowie Reiherente – ist die Zuordnung des Status schwierig, da keine Brut nachgewiesen werden konnte und die Arten relativ heimlich sind, so dass Brutplätze schwierig zu finden sind. Sie erhalten deshalb den Status Brutvogel mit einem Fragezeichen. Inklusive dieser Arten wurden 2015 somit 79 Arten festgestellt, die als mögliche Brutvögel der Rastatter Rheinaue in Frage kommen. Bei 18 Arten davon wurde aufgrund von Nestbau, Nestern, Fütterung von Jungen oder Familienverbänden mit gerade flugfähigen Jungen ein Brutnachweis erbracht. In der Tabelle 32 wird jeder Art der ermittelte Status zugeordnet. Die Ermittlung des Status wurde auch unter Zuhilfenahme verschiedener ornithologischer Standardwerke durchgeführt: Bauer et al. 2005; Glutz von Blotzheim 2001; Hölzinger 1987-2001.

Tabelle 32: Liste der Vogelarten, die bei der Erfassung 2015 im NSG Rastatter Rheinaue festgestellt wurden, mit der Zahl der Beobachtungen je Art und der Einordnung des Status für das NSG. Arten in Kursivdruck sind nicht als Brutvögel zu betrachten, siehe Text.

Art	Beobachtungen	Status im NSG Rastatter Rheinaue
Amsel	70	Brutvogel
Buchfink	257	Brutvogel
Bachstelze	18	Brutvogel mit Brutnachweis
Baumfalke	1	Brutvogel
Blaumeise	52	Brutvogel mit Brutnachweis
Bläßralle (Bläßhuhn)	22	Brutvogel
Buntspecht	39	Brutvogel mit Brutnachweis
Dorngrasmücke	5	Brutvogel
Eichelhäher	9	Brutvogel
Eisvogel	24	Brutvogel mit Brutnachweis
<i>Erlenzeisig</i>	1	<i>Durchzügler, Wintergast</i>
Fitis	5	Brutvogel
Fasan	12	Brutvogel
Feldsperling	11	Brutvogel mit Brutnachweis
Feldschwirl	1	Brutvogel
Flusseeeschwalbe	6	Brutvogel mit Brutnachweis

Art	Beobachtungen	Status im NSG Rastatter Rheinaue
Flussuferläufer	1	Brutvogel ?, Nahrungsgast ?, Durchzügler
Goldammer	18	Brutvogel
<i>Gänsesäger</i>	1	<i>Durchzügler, Wintergast</i>
Gartenbaumläufer	30	Brutvogel
Grünfink	5	Brutvogel
Gartengrasmäcke	52	Brutvogel
Gelbspötter	30	Brutvogel
Gartenrotschwanz	2	Brutvogel mit Brutnachweis
Graugans	5	Brutvogel
Graureiher	26	Brutvogel, Nahrungsgast
Grauschnäpper	16	Brutvogel
Grauspecht	4	Brutvogel mit Brutnachweis
Grünspecht	8	Brutvogel mit Brutnachweis
Hausperling	3	Brutvogel
Haustaube (Felsen- taube)	2	Brutvogel
Heckenbraunelle	30	Brutvogel
Höckerschwan	40	Brutvogel mit Brutnachweis
Hausrotschwanz	3	Brutvogel
Haubentaucher	31	Brutvogel
Kohlmeise	144	Brutvogel
Kanadagans	9	Brutvogel
Kernbeißer	7	Brutvogel
Kleiber	30	Brutvogel
<i>Kormoran</i>	11	<i>Nahrungsgast, Durchzügler, Wintergast</i>
Krickente	7	Brutvogel ?, Nahrungsgast, Durchzügler, Wintergast
Kolkrabe	5	Brutvogel
Klappergrasmäcke	1	Brutvogel
Kleinspecht	10	Brutvogel
Kuckuck	11	Brutvogel
<i>Mehlschwalbe</i>	2	<i>Nahrungsgast</i>
Mäusebussard	11	Brutvogel
Misteldrossel	2	Brutvogel
Mönchsgrasmäcke	413	Brutvogel
<i>Mittelmeermöwe</i>	5	<i>Nahrungsgast, Durchzügler, Wintergast</i>
<i>Mauersegler</i>	1	<i>Nahrungsgast</i>
Mittelspecht	18	Brutvogel
Nachtigall	12	Brutvogel
Nilgans	4	Brutvogel

Art	Beobachtungen	Status im NSG Rastatter Rheinaue
Neuntöter	3	Brutvogel mit Brutnachweis
Pirol	18	Brutvogel
Rotkehlchen	98	Brutvogel
Reiherente	7	Brutvogel ?, Nahrungsgast, Durchzügler, Wintergast
Rabenkrähe	20	Brutvogel mit Brutnachweis
Rohrhammer	6	Brutvogel
<i>Rauchschwalbe</i>	2	<i>Nahrungsgast</i>
Ringeltaube	53	Brutvogel
Star	46	Brutvogel mit Brutnachweis
Singdrossel	57	Brutvogel mit Brutnachweis
<i>Silberreiher</i>	6	<i>Nahrungsgast, Durchzügler, Wintergast</i>
<i>Schellente</i>	1	<i>Durchzügler, Wintergast</i>
Schwanzmeise	20	Brutvogel mit Brutnachweis
Schnatterente	8	Brutvogel
Sperber	3	Brutvogel
Schwarzspecht	3	Brutvogel
Stieglitz	10	Brutvogel
Stockente	30	Brutvogel
Sumpfrohrsänger	5	Brutvogel
Sumpfmeise	5	Brutvogel
Schwarzmilan	12	Brutvogel mit Brutnachweis
Teichrohrsänger	31	Brutvogel
Turmfalke	2	Brutvogel
Teichralle (Teichhuhn)	6	Brutvogel
Trauerschnäpper	5	Brutvogel
Turteltaube	2	Brutvogel
<i>Waldwasserläufer</i>	1	<i>Durchzügler, Wintergast</i>
Waldbaumläufer	6	Brutvogel
Wacholderdrossel	3	Brutvogel
Waldlaubsänger	2	Brutvogel
Weidenmeise	10	Brutvogel
Weißstorch	10	Brutvogel mit Brutnachweis
Zaunkönig	139	Brutvogel
Zilpzalp	143	Brutvogel
Zwergtaucher	12	Brutvogel mit Brutnachweis

Die Frage ob eine Art als Brutvogel des NSG zu betrachten ist oder nicht, ist im weiteren wichtig, wenn über die Veränderungen der Vegetationsstruktur (aufgrund des Klimawandels) mögliche Veränderungen des Vogelbestands abgeschätzt werden sollen.

Korrelation der Vogelwelt im NSG Rastatter Rheinaue mit den Vegetationseinheiten

Es werden für die weitere Analyse nur die Brutvogelarten benutzt, da sich Wintergäste, Durchzügler und Nahrungsgäste oft nicht spezifisch in einem Vegetationstyp aufhalten bzw. auch grundsätzlich andere Präferenzen außerhalb der Brutzeit haben können. Die 79 Vogelarten, die bei den Erfassungen 2015 im NSG Rastatter Rheinaue nachgewiesen wurden und den Status Brutvogel besitzen, wurden von den Arbeitskarten punktgenau in ein GIS-System übertragen und danach mit den Vegetationstypen verschnitten. Durch die Verschneidung mit den Vegetationstypen liegt für jede Vogelbeobachtung der entsprechende Vegetationstyp vor, in dem der Vogel beobachtet wurde. Es wurden in 14 Vegetationstypen (inkl. Infrastruktur und Wasserflächen) Vogelbeobachtungen gemacht oder anders herum ausgedrückt, können die 2.295 Brutvogelbeobachtungen 14 verschiedenen Vegetationstypen zugeordnet werden.

Natürlich sind die Zuordnungen der 2.295 Beobachtungen nicht in jedem Fall korrekt, da z. B. auch fliegende Vögel erfasst wurden und bei der Eintragung von Vogelbeobachtungen in die Arbeitskarten und dem Übertrag in das GIS schon kleine Ungenauigkeiten zur Verschiebung der Beobachtung in einen anderen Vegetationstyp führen können. Die folgende Analyse zeigt jedoch, dass die Zuordnung bei den einzelnen Vogelarten sehr gut funktioniert.

Neun Vogelarten sind nämlich nur in einem Vegetationstyp nachgewiesen worden, siehe Tabelle 33, was auf eine hohe Spezialisierung hindeutet, allerdings sind auch die Anzahl der Beobachtungen mit 1 bis 7 relativ gering. Die drei Arten des Wassers und der Hausrotschwanz in der Infrastruktur passen auf jeden Fall sehr gut.

Tabelle 33: Vogelarten, die nur in einem Vegetationstyp nachgewiesen worden sind mit der Anzahl der Beobachtungen insgesamt.

Vogelart	Vegetationstyp	Anzahl Beobachtungen
Baumfalke	Frische Silberweidenau	1
Feldschwirl	Frische Eichen-Ulmenau	1
Flussseeschwalbe	Wasser	6
Flussuferläufer	Wasser	1

Vogelart	Vegetationstyp	Anzahl Beobachtungen
Hausrotschwanz	Infrastruktur	3
Klappergrasmücke	Frische Eichen-Ulmenau	1
Misteldrossel	Frische Eichen-Ulmenau	2
Reiherente	Wasser	7
Waldlaubsänger	Frische Eichen-Hainbuchenau	2

Wenn man die Grenzen von 50 % und 75 % der Beobachtungen je Vogelart ermittelt, so stellen sich die Ergebnisse der Korrelation mit den Vegetationstypen folgendermaßen dar:

Bei 39 der anderen 70 Vogelarten (ohne die neun Arten oben) werden mindestens 50 % der Beobachtungen von einem Vegetationstyp abgedeckt (d. h. die Art wurde zu 50 % oder mehr in einem Vegetationstyp angetroffen) und bei 29 Vogelarten werden mindestens 50 % der Beobachtungen von zwei Vegetationstypen abgedeckt; nur beim Sumpfrohrsänger und beim Teichrohrsänger werden 50 % der Beobachtungen erst mit der Summe von drei Vegetationstypen erreicht.

Bei 6 der anderen 70 Vogelarten werden mindestens 75 % der Beobachtungen von einem Vegetationstyp abgedeckt (d. h. die Art wurden zu 75 % oder mehr in einem Vegetationstyp angetroffen) und bei 32 Vogelarten werden mindestens 75 % der Beobachtungen von zwei Vegetationstypen abgedeckt; bei 26 Vogelarten werden mindestens 75 % der Beobachtungen von drei Vegetationstypen abgedeckt; bei 5 Vogelarten werden mindestens 75 % der Beobachtungen von vier Vegetationstypen abgedeckt und nur beim Teichrohrsänger werden 75 % der Beobachtungen erst mit der Summe von fünf Vegetationstypen erreicht.

Damit sind für 77 Vogelarten bereits ein oder zwei Vegetationstypen ausreichend, um 50 % der Beobachtungen abzudecken und für 47 Vogelarten reichen ebenfalls bereits ein oder zwei Vegetationstypen um sogar 75 % der Beobachtungen abzudecken.

Am Beispiel der Mönchsgrasmücke, der mit Abstand häufigsten Art, und des Buchfinks, der zweithäufigsten Art, zeigt die Tabelle 34 die Verteilung aller Beobachtungen auf die Vegetationstypen.

Tabelle 34: Die Verteilung der 413 Beobachtungen der Mönchsgrasmücke und der 257 Beobachtungen des Buchfinks auf die verschiedenen Vegetationstypen.

Vogelart	Anzahl Beob.	Vegetationstyp	% an Gesamt-Beob.
Mönchsgrasmücke	205	Frische Eichen-Ulmenau	49,6
Mönchsgrasmücke	113	Frische Eichen-Hainbuchenau	27,4

Vogelart	Anzahl Beob.	Vegetationstyp	% an Gesamt-Beob.
Mönchsgrasmücke	66	Nasse Silberweidenau	16,0
Mönchsgrasmücke	9	Frische Silberweidenau	2,2
Mönchsgrasmücke	7	Grünland	1,7
Mönchsgrasmücke	6	Wasser	1,5
Mönchsgrasmücke	2	Großröhricht	0,5
Mönchsgrasmücke	2	Frisches Weidengebüsch	0,5
Mönchsgrasmücke	2	Feuchte Eichen-Ulmenau	0,5
Mönchsgrasmücke	1	Infrastruktur	0,2
Buchfink	110	Frische Eichen-Ulmenau	42,8
Buchfink	72	Frische Eichen-Hainbuchenau	28,0
Buchfink	53	Nasse Silberweidenau	20,6
Buchfink	6	Frische Silberweidenau	2,3
Buchfink	5	Wasser	1,9
Buchfink	4	Grünland	1,6
Buchfink	3	Feuchte Eichen-Ulmenau	1,2
Buchfink	2	Frisches Weidengebüsch	0,8
Buchfink	1	Schlammbodengesellschaft	0,4
Buchfink	1	Großröhricht	0,4

Die Tabelle 35 zeigt die Verteilung aller Beobachtungen der 79 Vogelarten in 2015 auf die verschiedenen Vegetationstypen, wobei jeweils nur die drei häufigsten Vegetationstypen dargestellt werden. Dadurch fallen besonders die Beobachtungen heraus, die versehentlich verschoben wurden oder als zufällige Beobachtung einer Art in einem Vegetationstyp nicht repräsentativ sind. Es verbleiben 2.065 der 2.295 Beobachtungen entsprechend 90 % aller Beobachtungen.

Tabelle 35: Die Verteilung aller Beobachtungen der 79 Vogelarten auf die je Vogelart drei häufigsten Vegetationstypen.

Vogelart	Anzahl Beob.	Vegetationstyp	% an Gesamt-Beob.	Gesamt-Beob.
Amsel	28	Frische Eichen-Hainbuchenau	40,0	70
Amsel	19	Frische Eichen-Ulmenau	27,1	70
Amsel	15	Nasse Silberweidenau	21,4	70
Bachstelze	6	Infrastruktur	33,3	18
Bachstelze	3	Frische Eichen-Ulmenau	16,7	18
Bachstelze	3	Rhein	16,7	18
Baumfalke	1	Frische Silberweidenau	100,0	1
Bläsralle	1	Infrastruktur	4,5	22

Vogelart	Anzahl Beob.	Vegetationstyp	% an Gesamt-Beob.	Gesamt-Beob.
Bläsralle	1	Großröhricht	4,5	22
Bläsralle	1	Nasse Silberweidenau	4,5	22
Blaumeise	10	Frische Eichen-Hainbuchenau	19,2	52
Blaumeise	18	Frische Eichen-Ulmenau	34,6	52
Blaumeise	17	Nasse Silberweidenau	32,7	52
Buchfink	53	Nasse Silberweidenau	20,6	257
Buchfink	110	Frische Eichen-Ulmenau	42,8	257
Buchfink	72	Frische Eichen-Hainbuchenau	28,0	257
Buntspecht	14	Frische Eichen-Ulmenau	35,9	39
Buntspecht	13	Frische Eichen-Hainbuchenau	33,3	39
Buntspecht	9	Nasse Silberweidenau	23,1	39
Dorngrasmücke	3	Frische Eichen-Ulmenau	60,0	5
Dorngrasmücke	1	Grünland	20,0	5
Dorngrasmücke	1	Nasse Silberweidenau	20,0	5
Eichelhäher	6	Frische Eichen-Ulmenau	66,7	9
Eichelhäher	1	Feuchte Eichen-Ulmenau	11,1	9
Eichelhäher	1	Frische Eichen-Hainbuchenau	11,1	9
Eisvogel	14	Wasser	58,3	24
Eisvogel	5	Frische Eichen-Ulmenau	20,8	24
Eisvogel	3	Nasse Silberweidenau	12,5	24
Fasan	7	Frische Eichen-Ulmenau	58,3	12
Fasan	3	Frische Eichen-Hainbuchenau	25,0	12
Fasan	2	Grünland	16,7	12
Feldschwirl	1	Frische Eichen-Ulmenau	100,0	1
Feldsperling	4	Frische Eichen-Ulmenau	36,4	11
Feldsperling	3	Nasse Silberweidenau	27,3	11
Feldsperling	2	Infrastruktur	18,2	11
Fitis	3	Frische Eichen-Ulmenau	60,0	5
Fitis	2	Frische Eichen-Hainbuchenau	40,0	5
Flussseeschwalbe	6	Wasser	100,0	6
Flussuferläufer	1	Wasser	100,0	1
Gartenbaumläufer	10	Frische Eichen-Ulmenau	33,3	30
Gartenbaumläufer	10	Nasse Silberweidenau	33,3	30
Gartenbaumläufer	8	Frische Eichen-	26,7	30

Vogelart	Anzahl Beob.	Vegetationstyp	% an Gesamt-Beob.	Gesamt-Beob.
fer		Hainbuchenau		
Gartengras- mücke	23	FrISChe Eichen-Ulmenau	44,2	52
Gartengras- mücke	13	FrISChe Eichen- Hainbuchenau	25,0	52
Gartengras- mücke	6	Grünland	11,5	52
Gartenrot- schwanz	1	FrISChe Eichen-Ulmenau	50,0	2
Gartenrot- schwanz	1	Grünland	50,0	2
Gelbspötter	13	FrISChe Eichen-Ulmenau	43,3	30
Gelbspötter	4	Nasse Silberweidenau	13,3	30
Gelbspötter	7	FrISChe Eichen- Hainbuchenau	23,3	30
Goldammer	9	FrISChe Eichen-Ulmenau	50,0	18
Goldammer	6	FrISChe Eichen- Hainbuchenau	33,3	18
Goldammer	1	Großröhricht	5,6	18
Graugans	4	Wasser	80,0	5
Graugans	1	Rhein	20,0	5
Graureiher	10	Nasse Silberweidenau	38,5	26
Graureiher	7	Wasser	26,9	26
Graureiher	4	Rhein	15,4	26
Grauschnäpper	9	FrISChe Eichen-Ulmenau	56,3	16
Grauschnäpper	3	Nasse Silberweidenau	18,8	16
Grauschnäpper	2	FrISChe Eichen- Hainbuchenau	12,5	16
Grauspecht	2	FrISChe Eichen- Hainbuchenau	50,0	4
Grauspecht	2	FrISChe Eichen-Ulmenau	50,0	4
Grünfink	4	FrISChe Eichen-Ulmenau	80,0	5
Grünfink	1	FrISChe Eichen- Hainbuchenau	20,0	5
Grünspecht	2	Nasse Silberweidenau	25,0	8
Grünspecht	1	Feuchte Eichen- Hainbuchenau	12,5	8
Grünspecht	2	FrISChe Eichen- Hainbuchenau	25,0	8
Haubentaucher	1	Nasse Silberweidenau	3,2	31
Haubentaucher	30	Wasser	96,8	31
Hausrotschwanz	3	Infrastruktur	100,0	3
Haus Sperling	1	FrISChe Eichen-Ulmenau	33,3	3
Haus Sperling	1	Grünland	33,3	3

Vogelart	Anzahl Beob.	Vegetationstyp	% an Gesamt-Beob.	Gesamt-Beob.
Haussperling	1	Infrastruktur	33,3	3
Haustaube	1	Infrastruktur	50,0	2
Haustaube	1	Wasser	50,0	2
Heckenbraunelle	5	FrISChe Eichen-Hainbuchenu	16,7	30
Heckenbraunelle	13	FrISChe Eichen-Ulmenau	43,3	30
Heckenbraunelle	8	Nasse Silberweidenau	26,7	30
Höckerschwan	2	FrISChe Eichen-Hainbuchenu	5,0	40
Höckerschwan	4	Rhein	10,0	40
Höckerschwan	30	Wasser	75,0	40
Kanadagans	5	Wasser	55,6	9
Kanadagans	2	Rhein	22,2	9
Kanadagans	1	FrISChe Eichen-Hainbuchenu	11,1	9
Kernbeißer	4	FrISChe Eichen-Ulmenau	57,1	7
Kernbeißer	2	FrISChe Eichen-Hainbuchenu	28,6	7
Kernbeißer	1	Wasser	14,3	7
Klappergrasmücke	1	FrISChe Eichen-Ulmenau	100,0	1
Kleiber	12	FrISChe Eichen-Ulmenau	40,0	30
Kleiber	12	Nasse Silberweidenau	40,0	30
Kleiber	4	FrISChe Eichen-Hainbuchenu	13,3	30
Kleinspecht	3	Nasse Silberweidenau	30,0	10
Kleinspecht	2	FrISChe Eichen-Hainbuchenu	20,0	10
Kleinspecht	4	FrISChe Eichen-Ulmenau	40,0	10
Kohlmeise	37	FrISChe Eichen-Hainbuchenu	25,7	144
Kohlmeise	29	Nasse Silberweidenau	20,1	144
Kohlmeise	67	FrISChe Eichen-Ulmenau	46,5	144
Kolkrabe	3	FrISChe Eichen-Ulmenau	60,0	5
Kolkrabe	1	FrISChe Eichen-Hainbuchenu	20,0	5
Kolkrabe	1	Großröhricht	20,0	5
Krickente	6	Wasser	85,7	7
Krickente	1	Nasse Silberweidenau	14,3	7
Kuckuck	4	FrISChe Eichen-Ulmenau	36,4	11
Kuckuck	2	Feuchte Eichen-Ulmenau	18,2	11
Kuckuck	4	Nasse Silberweidenau	36,4	11
Mäusebussard	1	FrISChe Eichen-	9,1	11

Vogelart	Anzahl Beob.	Vegetationstyp	% an Gesamt-Beob.	Gesamt-Beob.
		Hainbuchenau		
Mäusebussard	3	Nasse Silberweidenau	27,3	11
Mäusebussard	7	FrISCHE Eichen-Ulmenau	63,6	11
Misteldrossel	2	FrISCHE Eichen-Ulmenau	100,0	2
Mittelspecht	6	FrISCHE Eichen-Hainbuchenau	33,3	18
Mittelspecht	6	FrISCHE Eichen-Ulmenau	33,3	18
Mittelspecht	6	Nasse Silberweidenau	33,3	18
Mönchsgrasmücke	205	FrISCHE Eichen-Ulmenau	49,6	413
Mönchsgrasmücke	113	FrISCHE Eichen-Hainbuchenau	27,4	413
Mönchsgrasmücke	66	Nasse Silberweidenau	16,0	413
Nachtigall	4	FrISCHE Eichen-Ulmenau	33,3	12
Nachtigall	3	FrISCHE Eichen-Hainbuchenau	25,0	12
Nachtigall	2	Nasse Silberweidenau	16,7	12
Neuntöter	2	FrISCHE Eichen-Ulmenau	66,7	3
Neuntöter	1	FrISCHE Eichen-Hainbuchenau	33,3	3
Nilgans	1	Infrastruktur	25,0	4
Nilgans	3	Wasser	75,0	4
Pirol	8	FrISCHE Eichen-Hainbuchenau	44,4	18
Pirol	7	FrISCHE Eichen-Ulmenau	38,9	18
Pirol	3	Nasse Silberweidenau	16,7	18
Rabenkrähe	6	Nasse Silberweidenau	30,0	20
Rabenkrähe	5	FrISCHE Eichen-Ulmenau	25,0	20
Rabenkrähe	3	Infrastruktur	15,0	20
Reiherente	7	Wasser	100,0	7
Ringeltaube	13	FrISCHE Eichen-Hainbuchenau	24,5	53
Ringeltaube	26	FrISCHE Eichen-Ulmenau	49,1	53
Ringeltaube	9	Nasse Silberweidenau	17,0	53
Rohrhammer	1	FrISCHE Eichen-Ulmenau	16,7	6
Rohrhammer	1	Großröhricht	16,7	6
Rohrhammer	3	Grünland	50,0	6
Rotkehlchen	45	FrISCHE Eichen-Hainbuchenau	45,9	98
Rotkehlchen	33	FrISCHE Eichen-Ulmenau	33,7	98
Rotkehlchen	14	Nasse Silberweidenau	14,3	98
Schnatterente	6	Wasser	75,0	8

Vogelart	Anzahl Beob.	Vegetationstyp	% an Gesamt-Beob.	Gesamt-Beob.
Schnatterente	2	Nasse Silberweidenau	25,0	8
Schwanzmeise	3	Nasse Silberweidenau	15,0	20
Schwanzmeise	9	FrISChe Eichen-Hainbuchenau	45,0	20
Schwanzmeise	6	FrISChe Eichen-Ulmenau	30,0	20
Schwarzmilan	2	FrISChe Eichen-Hainbuchenau	16,7	12
Schwarzmilan	3	Nasse Silberweidenau	25,0	12
Schwarzmilan	3	Rhein	25,0	12
Schwarzspecht	2	FrISChe Eichen-Ulmenau	66,7	3
Schwarzspecht	1	FrISChe Eichen-Hainbuchenau	33,3	3
Singdrossel	27	FrISChe Eichen-Ulmenau	47,4	57
Singdrossel	18	FrISChe Eichen-Hainbuchenau	31,6	57
Singdrossel	6	Nasse Silberweidenau	10,5	57
Sperber	1	FrISChe Eichen-Hainbuchenau	33,3	3
Sperber	1	FrISChe Eichen-Ulmenau	33,3	3
Sperber	1	Grünland	33,3	3
Star	14	FrISChe Eichen-Hainbuchenau	30,4	46
Star	14	Nasse Silberweidenau	30,4	46
Star	13	FrISChe Eichen-Ulmenau	28,3	46
Stieglitz	5	FrISChe Eichen-Ulmenau	50,0	10
Stieglitz	3	Nasse Silberweidenau	30,0	10
Stieglitz	2	FrISChe Eichen-Hainbuchenau	20,0	10
Stockente	24	Wasser	80,0	30
Stockente	2	FrISChe Eichen-Ulmenau	6,7	30
Stockente	2	Nasse Silberweidenau	6,7	30
Sumpfmeise	4	FrISChe Eichen-Ulmenau	80,0	5
Sumpfmeise	1	Infrastruktur	20,0	5
Sumpfrohrsänger	1	Großröhricht	20,0	5
Sumpfrohrsänger	1	FrISChe Eichen-Hainbuchenau	20,0	5
Sumpfrohrsänger	1	FrISChe Eichen-Ulmenau	20,0	5
Teichralle	1	FrISChe Eichen-Hainbuchenau	16,7	6
Teichralle	2	Großröhricht	33,3	6
Teichralle	2	Wasser	33,3	6
Teichrohrsänger	10	Großröhricht	32,3	31
Teichrohrsänger	5	FrISChe Eichen-Ulmenau	16,1	31

Vogelart	Anzahl Beob.	Vegetationstyp	% an Gesamt-Beob.	Gesamt-Beob.
Teichrohrsänger	5	Grünland	16,1	31
Trauerschnäpper	2	FrISCHE Eichen-Hainbuchenau	40,0	5
Trauerschnäpper	2	FrISCHE Eichen-Ulmenau	40,0	5
Trauerschnäpper	1	Nasse Silberweidenau	20,0	5
Turmfalke	1	Infrastruktur	50,0	2
Turmfalke	1	Nasse Silberweidenau	50,0	2
Turteltaube	1	FrISCHE Eichen-Hainbuchenau	50,0	2
Turteltaube	1	FrISCHE Eichen-Ulmenau	50,0	2
Wacholderdrossel	2	FrISCHE Eichen-Ulmenau	66,7	3
Wacholderdrossel	1	Infrastruktur	33,3	3
Waldbaumläufer	3	Nasse Silberweidenau	50,0	6
Waldbaumläufer	2	FrISCHE Eichen-Ulmenau	33,3	6
Waldbaumläufer	1	FrISCHE Eichen-Hainbuchenau	16,7	6
Waldlaubsänger	2	FrISCHE Eichen-Hainbuchenau	100,0	2
Weidenmeise	4	Nasse Silberweidenau	40,0	10
Weidenmeise	3	FrISCHE Eichen-Ulmenau	30,0	10
Weidenmeise	2	FrISCHE Eichen-Hainbuchenau	20,0	10
Weißstorch	6	Nasse Silberweidenau	60,0	10
Weißstorch	2	FrISCHE Eichen-Ulmenau	20,0	10
Weißstorch	1	FrISCHE Eichen-Hainbuchenau	10,0	10
Zaunkönig	59	FrISCHE Eichen-Ulmenau	42,4	139
Zaunkönig	38	FrISCHE Eichen-Hainbuchenau	27,3	139
Zaunkönig	35	Nasse Silberweidenau	25,2	139
Zilpzalp	60	FrISCHE Eichen-Ulmenau	42,0	143
Zilpzalp	41	FrISCHE Eichen-Hainbuchenau	28,7	143
Zilpzalp	27	Nasse Silberweidenau	18,9	143
Zwergtaucher	6	Wasser	50,0	12
Zwergtaucher	4	Nasse Silberweidenau	33,3	12
Zwergtaucher	1	FrISCHE Eichen-Hainbuchenau	8,3	12

4.5 Waldbau

Bearbeitung: Volker Späth

Generell kann festgestellt werden, dass die in den Jahren 1999 und 2001 dokumentierten Hochwasserschäden noch mehr oder weniger unverändert im Gelände angesprochen werden können. In der Regel konnten die geschädigten Bäume ihr Höhen- und Kronenwachstum fortsetzen und blieben als "vitale" Bestandesmitglieder erhalten. Die Tendenz der Eiche zum "Nachzeichnen" also zur Entwicklung kleiner Stammrisse in den Folgejahren nach dem Extremhochwasser wurde durch die Kartierung 2015 bestätigt. Walnuss und Bergahorn dokumentieren mit dem Überwachsen kleiner Stammrisse ihre große Regenerationskraft. Bei Hainbuche und Feldahorn blieben die Stammschäden trotz des Dickenwachstums am Stamm deutlich sichtbar. Bei Spitzahorn und Wildapfel ergab sich eine Verschlechterung des Schadensbildes durch Fäulnis.

- Günstige Entwicklung: Stieleiche, Esche, Bergahorn und Walnuss
- Ungünstige Entwicklung: Spitzahorn und Wildapfel

Die Baumartenzusammensetzungen der Hartholz-Verjüngungen lassen sich bestimmten Überflutungshöhen bzw. Höhenlagen zuordnen. Natürlich angekommene Stieleichen finden sich nur auf tiefen Lagen in Weichholzbeständen. Esche und Feldahorn besiedeln Standorte, die 2015 bis 110 cm hoch überflutet waren (z.B. im Transekt 4). Bergahorn, Spitzahorn und Linde finden sich meist auf Höhenlagen, die 2015 60-80 cm hoch überschwemmt waren (Transekte 1-4). Im Transekt 1 gibt es auf den höchsten Lagen eine Rotbuchenverjüngung (50-60 cm hoch überschwemmt). Im Vergleich zu 1999 ergeben sich folgende Maximalwerte:

- Stieleiche in Weichholzbeständen : Überflutungshöhe bis 160-180 cm (2015); entspricht ca. 260-270 cm (1999) mit ca. 95-105 Tagen
- Esche, Feldahorn: Überflutungshöhe bis 110 cm (2015); entspricht ca. 190 cm (1999) mit ca. 50 Tagen
- Bergahorn, Esche, Feldahorn, Spitzahorn, Linde bis 100 cm (2015); entspricht ca. 180 cm (1999) mit ca. 45 Tagen
- Rotbuche mit Bergahorn, Spitzahorn, Linde bis 60 cm (2015); entspricht ca. 130 cm (1999) mit ca. 35 Tagen

Bei der Kartierung im August 1999 konnten die Sedimenthöhe der gerade abgetrockneten, während des Hochwassers eingespülten Auelehmlagen anhand der Trockenrisse gemessen werden. Durchschnittlich wurden damals in Leinpfadnähe 10 cm (bis 20 cm) und kontinuierlich nach Osten abnehmend in Dammnähe noch 1 cm (bis 4 cm) abgelagert. Bei den Aufnahmen im Jahr 2015 wurde in Leinpfadnähe eine Auenauflandung von 10-30 cm und in tiefen Lagen in Dammnähe

noch 4-5 cm nachgewiesen. Hiermit sind hinsichtlich der Waldentwicklung folgende Wirkungen zu diskutieren:

- Hochwasser und Sedimentation schaffen offene, unbewachsene Flächen, die teilweise von Lichtbaumarten wie der Stieleiche zur Ansamung genutzt werden können. Dies gilt auch für Bergahorn und weitere Baumarten der Hartholzaue, die ebenfalls von der Schwächung der konkurrierenden Krautschicht profitieren. In der Dauerprobefläche "Alte Wald" auf Gemarkung Au am Rhein wurde vor allem nach Hochwasserjahren eine Zunahme des Jungwuchses festgestellt (eigene Beobachtungen).
- Die kontinuierliche Auenauflandung liegt in Rheinnähe (bis ca. 150 m vom Rhein entfernt) im Dezimeterbereich und kann innerhalb von 15 Jahre ca. 30 cm - zusammen mit dem 99er Hochwasser sogar 40-50 cm betragen. Hierdurch entsteht entlang des Rheins ein hoch gelegener "Uferwall" der neue Hartholzstandorte für die Forstwirtschaft mit sich bringt. Neben der Pappel wachsen hier Esche, Walnuss und Stieleiche. In der Tendenz wird sich hier in den Folgejahren der Charakter der Hartholzaue verstärken. Ungünstige Faktoren sind die hohe Strömungsgeschwindigkeit mit Eintrag von Getreibsel sowie die aktuelle Ausbreitung des Japanknöterichs.

4.6 Hydraulik

Bearbeitung: Jeffrey Tuhtan

Abbildung 45 zeigt exemplarisch die berechneten Wasserspiegellagen im Untersuchungsgebiet für HQ1 und HQ10. Die exemplarischen Wassertiefen in Abbildung 46 resultiert aus der Verschneidung von den Wasserspiegellagen für HQ1 bzw. HQ10 und der Topografie. Die Sohlschubspannung bei einem HQ1 und HQ10 im Gebiet wird in Abbildung 47 dargestellt. Die weiteren Ergebnisse für die restlichen modellierten Abflüsse finden sich im Anhang.

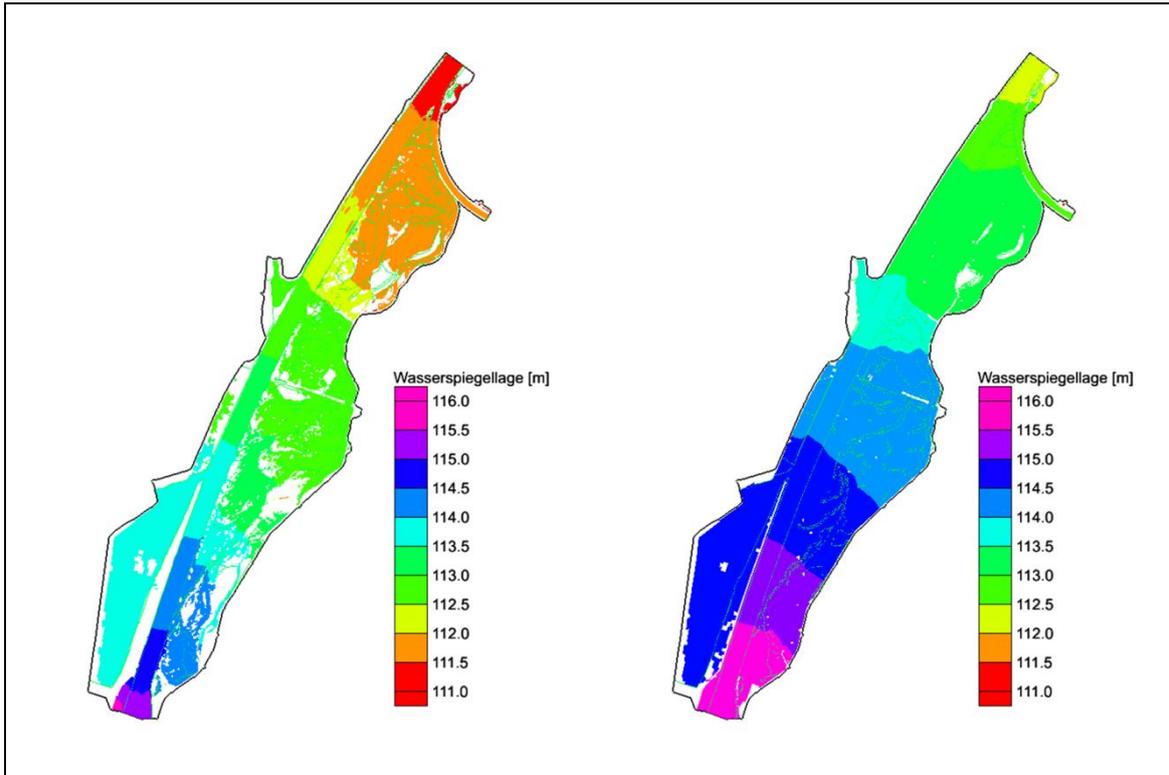


Abbildung 45: Berechnete Wasserspiegellagen für das HQ1 (2.724 m³/s) (linke Abbildung) und für HQ10 (4.100 m³) (rechte Abbildung).

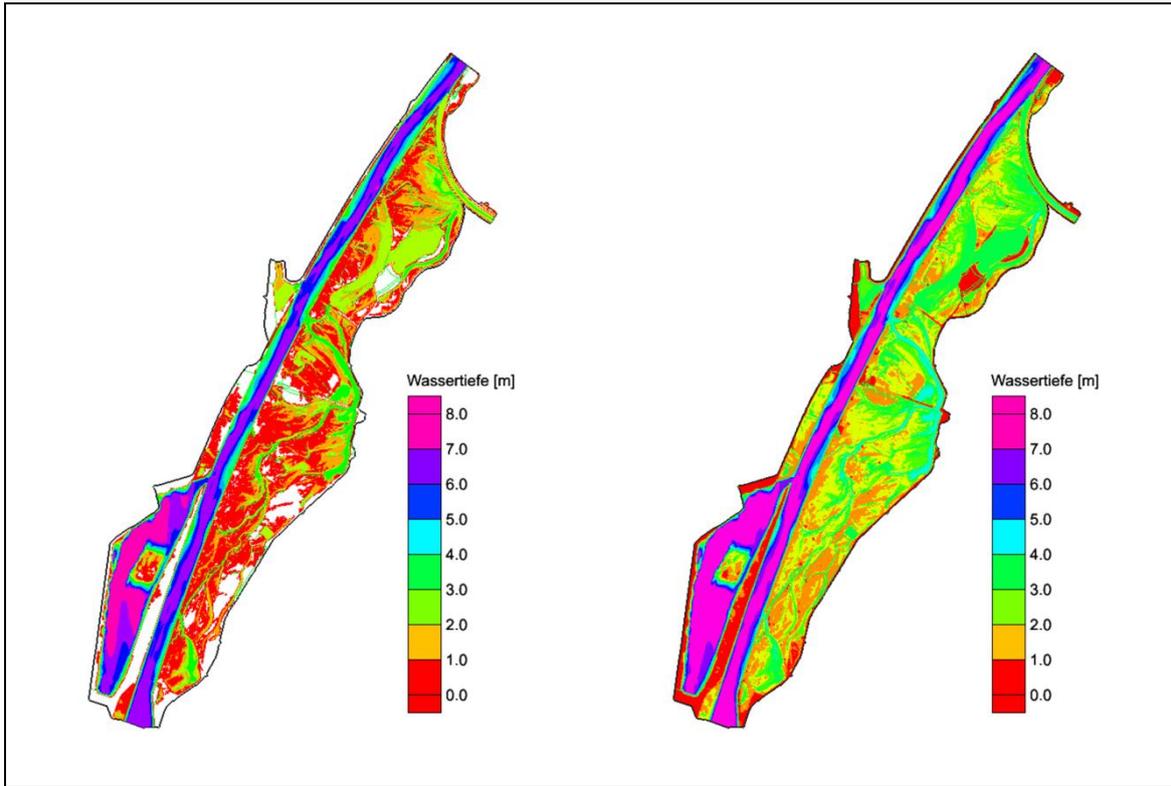


Abbildung 46: Berechnete Wassertiefen für das HQ1 (2.724 m³/s) (linke Abbildung) und für HQ10 (4.100 m³) (rechte Abbildung).

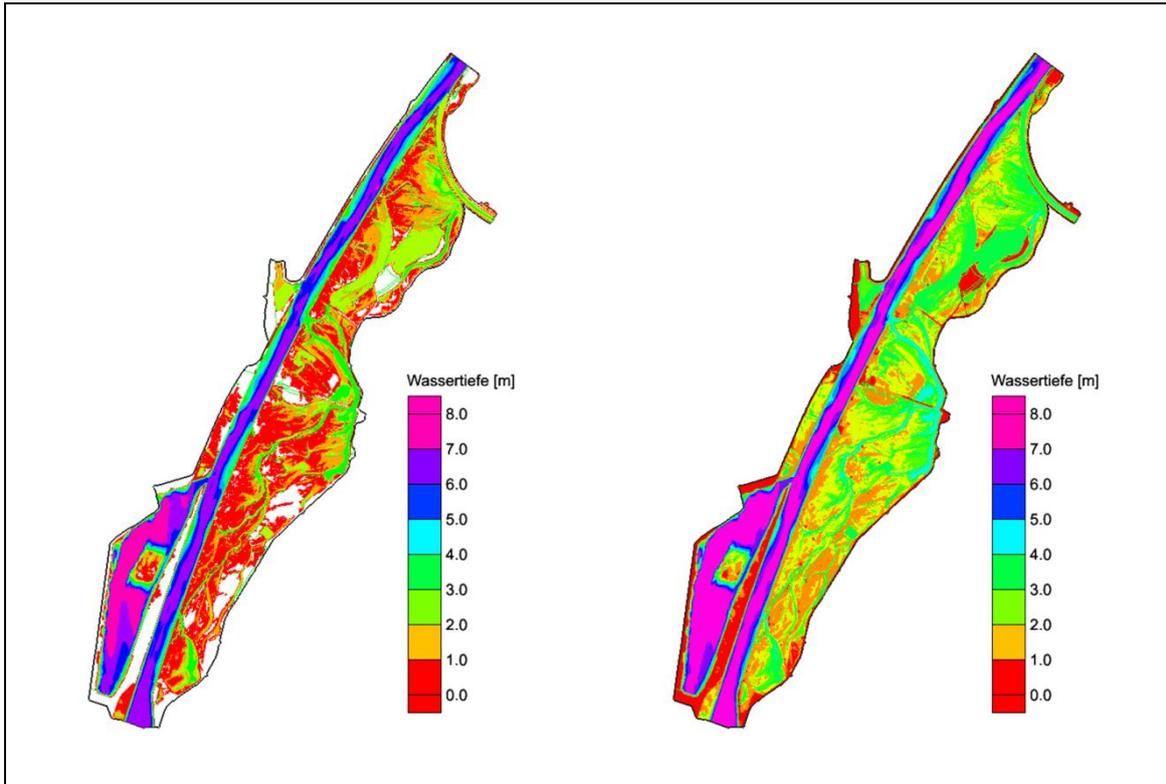


Abbildung 47: Berechnete Sohlschubspannung für das HQ1 (2.724 m³/s) (linke Abbildung) und für HQ10 (4.100 m³) (rechte Abbildung).

4.7 Auswirkungen des Klimawandels auf die Auenvegetation

Bearbeitung: Marcel Schiebel und Gregory Egger

4.7.1 Szenario 1: Vegetationsentwicklung ohne Klimaänderung

Für das Jahr 2050 im Szenario ohne Klimaänderung ergeben sich, bezogen auf die Gesamtfläche, nur geringe Veränderungen. Lediglich auf den Flächen der Sekundärsukzession werden deutliche Änderungen zu verzeichnen sein. So werden z.B. die Hochstaudenfluren nahezu vollständig verschwinden.

Der größte Teil dieser Flächen ab 2016 geht schrittweise in Gebüsch, ab 2045 dann in eine Eichen-Ulmenau über. 2050 werden voraussichtlich 95 % (38,1 ha) der Sekundärsukzessionsflächen diese Phase erreicht haben. Eine sekundäre Eichen-Hainbuchenau kann sich bis 2050 nicht entwickeln.

Die Krautphase der Anlandungsserie mit Hochstaudenflur, Seggenrieden oder Überschwemmungswiesen ist erst gegen 2046 mit einem geringen Vorkommen von ca. 0,1 ha vertreten. Für eine Weiterentwicklung bis zu einem frischen Weidengebüsche ist der Modellierungszeitraum allerdings zu kurz. Bei einer längeren Laufzeit könnte sich eine entsprechende Sukzession zeigen. Die zu Beginn vorhandenen Bestände werden nach den ersten 5 Jahren restlos in die nächste Sukzessionsphase der frischen Silberweidenau übergegangen sein (+15 %, entspricht ca. 2,7 ha).

Eine weitere Sukzession zu einer frischen Silberweiden- / Eichen-Ulmenau ist zu keinem Zeitpunkt anzutreffen, es zeigen sich also keine Veränderungen. Auch für die frische Eichen-Ulmenau und die frische Eichen-Hainbuchenau werden keine Änderungen prognostiziert.

Ähnliche Ergebnisse zeigen sich auch für die Vegetation der Verlandungsserie. Die späten Sukzessionsstadien, ab dem Zutreten von Harthölzern, zeigen ebenfalls keine Änderungen. Eine nasse Silberweiden- / Eichen-Ulmenau gibt es zu keinem Zeitpunkt und die Bestände an feuchter Eichen-Ulmenau und feuchter Eichen-Hainbuchenau werden konstant bleiben.

Bezüglich der nassen Silberweidenau zeigt sich ein prognostizierter Zuwachs von ca. 5 %, was einer Fläche von 7,1 ha entspricht. Der Zuwachs entspringt der Sukzession der nassen Weidengebüschen, welche 2050 fast 1 ha an Fläche verloren haben, davor aber bereits zweimal vollständig in die nächste Phase übergehen. Dies ist nur möglich, da sich neue nasse Weidengebüsche auf den Standorten der Großröhrichte bilden. Deshalb ist für letztere mit einem Flächenverlust von über 51 % (ca. 4,3 ha) bis 2050 zu rechnen.

Die Ergebnisse des Szenarios bezüglich der Anteile der Vegetationstypen an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes sind für die Jahre 2016 und 2050 in Tabelle 36 zusammenfasst.

Tabelle 36: Ergebnisse zur Flächenaufteilung bei Szenario 1 (ohne Klimaänderung).

Sukzessions- serie	Vegetationstyp	Fläche 2016 (ha)	Anteil 2016 (%)	Fläche 2050 (ha)	Anteil 2050 (%)
Anlandungs- serie	Sand-/Schluffrohboden	-	-	<0,1	<0,1
	Pioniervegetation Sand	-	-	-	-
	Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	-	-	<0,1	<0,1
	Frisches Weidengebüsch	2,7	0,4	-	-
	Frische Silberweidenau	18,0	2,6	20,8	3,0
	Frische Silberweiden-/Eichen- Ulmenau	-	-	-	-
	Frische Eichen-Ulmenau	318,4	45,3	318,4	45,3
Frische Eichen-Hainbuchenau	157,0	22,4	157,0	22,4	
Verlandungs- serie	Ton-/Schlammrohboden	<0,1	<0,1	0,5	<0,1
	Schlammbodengesellschaften	1,8	0,3	<0,1	<0,1
	Großröhricht	8,5	1,2	4,1	0,6
	Nasses Weidengebüsch	1,0	0,1	<0,1	<0,1
	Nasse Silberweidenau	151,7	21,6	158,8	22,6
	Nasse Silberweiden-/Eichen- Ulmenau	-	-	-	-
	Feuchte Eichen-Ulmenau	2,8	0,4	2,8	0,4
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	0,8	0,1	0,8	0,1	
Sekundär- sukzession	Grünland	39,9	5,7	0,6	<0,1
	Gebüsch	-	-	1,2	0,2
	Eichen-Ulmenau	-	-	38,0	5,4
	Eichen-Hainbuchenau	-	-	-	-
Gesamt		702,7	100,0	702,7	100,0

Es folgen die Karten der Vegetationstypen. Hier dargestellt sind die Karte für 2016 (siehe Abbildung 48), dem ersten modellierten Jahr und die Karte für das Jahr 2050 (siehe Abbildung 49).

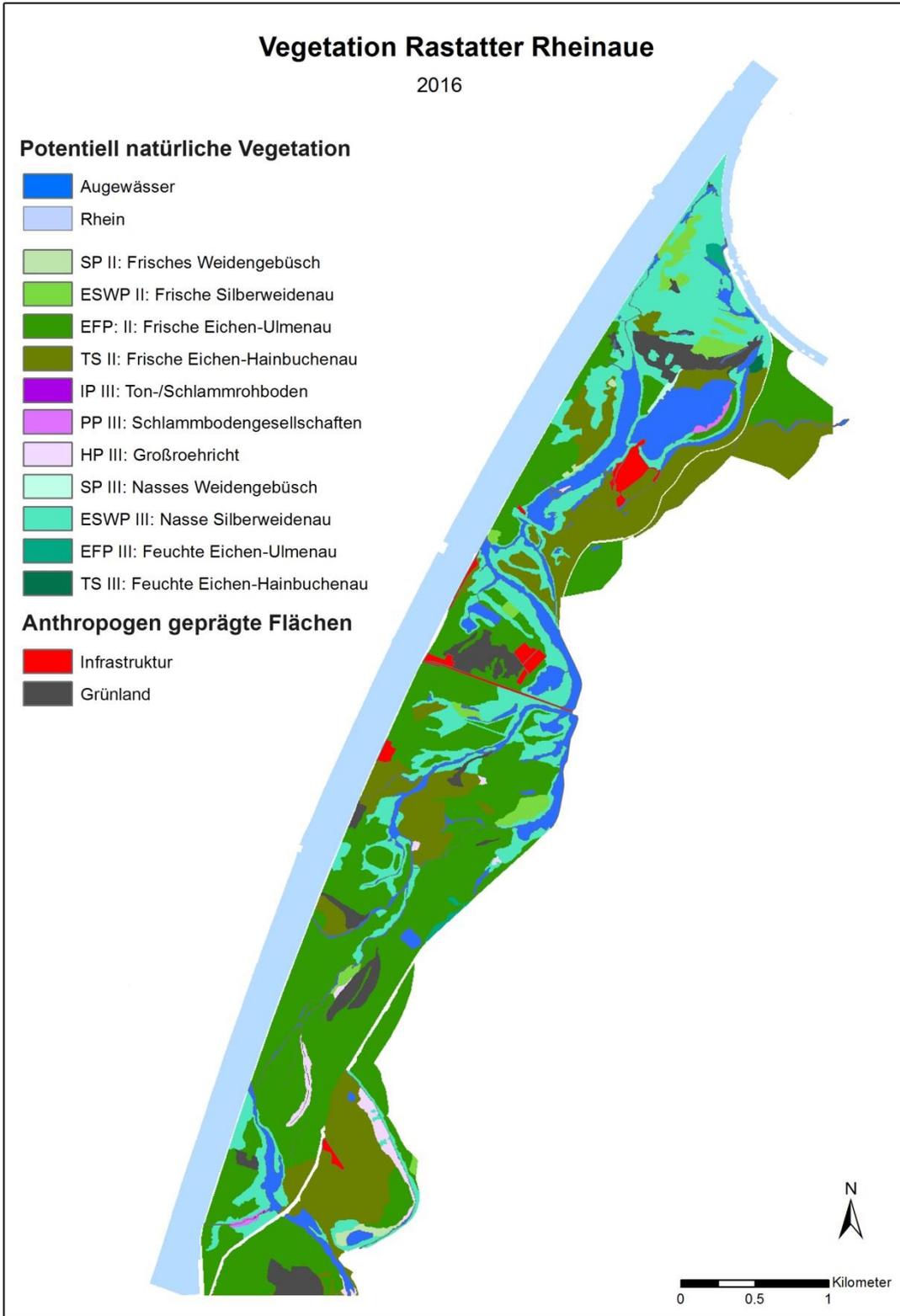


Abbildung 48: Karte der Vegetation für das Jahr 2016 von Szenario 1 (ohne Klimaänderung).

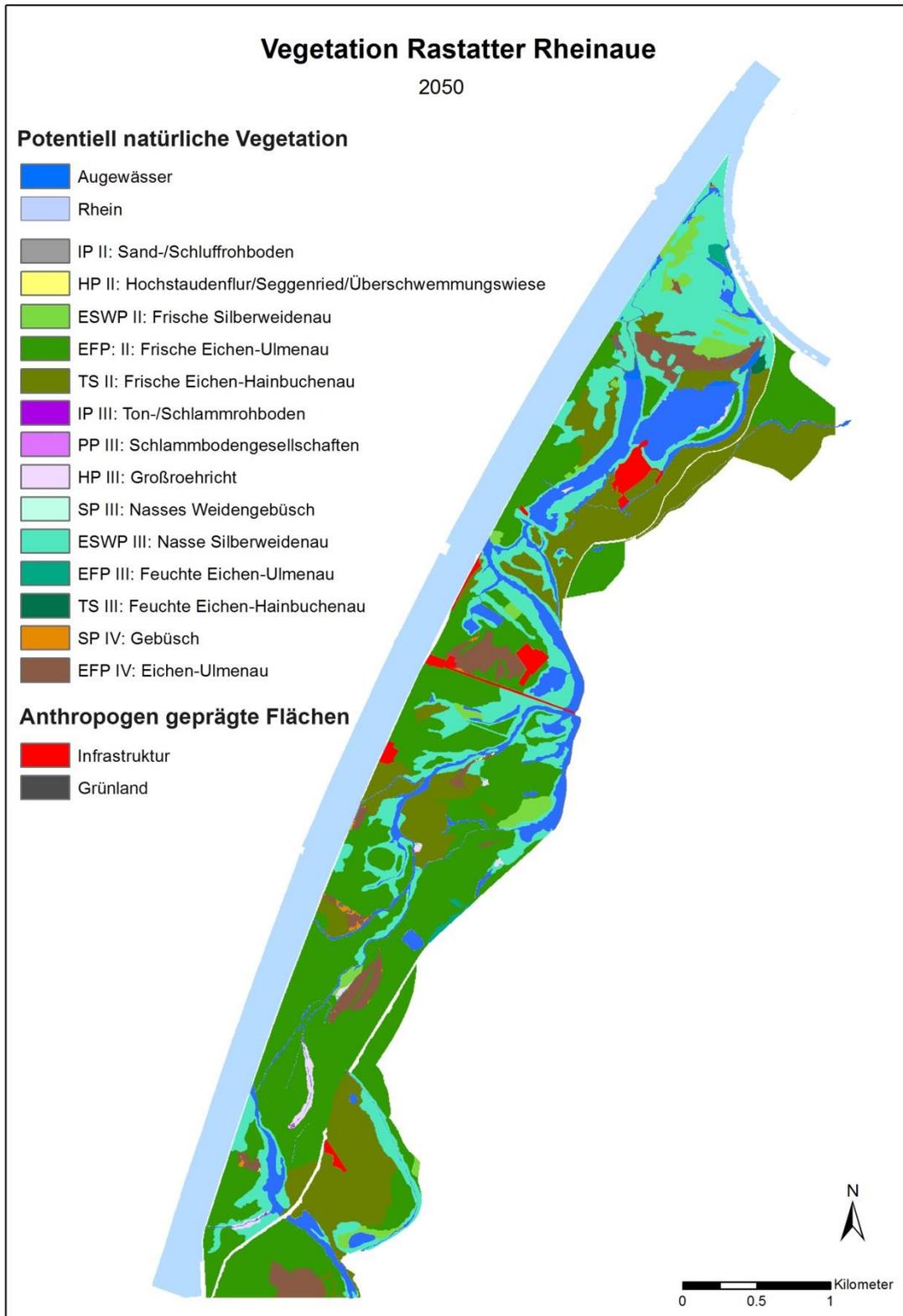


Abbildung 49: Karte der Vegetation für das Jahr 2050 von Szenario 1 (ohne Klimaänderung).

4.7.2 Szenario 2: Vegetationsentwicklung mit Klimaänderung

Bei Einbeziehung der voraussichtlichen Klimaänderungen ergibt sich ein etwas anderes Bild als bei Szenario 1 (siehe Tabelle 37). Die größten Änderungen werden wieder auf den Flächen der Sekundärsukzession zu finden sein und betreffen das Verschwinden der Hochstaudenfluren.

Der größte Anteil der Hochstaudenflure von 29,7 ha (dies entspricht über 92 % der zu dem Zeitpunkt vorhandenen Standorte) wird zerstört und entwickelt sich zu einer Pioniervegetation über Sand. Schon früher schreitet ein Teil der Hochstaudenfluren (ca. 7,5 ha) durch Sukzession in den Vegetationstyp des Gebüsches voran. Dieser Vorgang hält über den Modellierungszeitraum hinweg an, so dass 2050 nur noch ca. 3,9 % der ursprünglichen Flächen von 2016 vorhanden sind.

Tabelle 37: Ergebnisse zur Flächenaufteilung bei Szenario 2 (mit Klimaänderung).

Sukzessions- serie	Vegetationstyp	Fläche 2016 (ha)	Anteil 2016 (%)	Fläche 2050 (ha)	Anteil 2050 (%)
Anlandungs- serie	Sand-/Schluffrohboden	-	-	<0,1	<0,1
	Pioniervegetation Sand	-	-	-	-
	Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	-	-	29,7	4,2
	Frisches Weidengebüsch	2,7	0,4	-	-
	Frische Silberweidenau	18,0	2,6	20,8	3,0
	Frische Silberweiden-/Eichen- Ulmenau	-	-	-	-
	Frische Eichen-Ulmenau	318,4	45,3	318,4	45,3
	Frische Eichen-Hainbuchenau	157,0	22,3	157,0	22,3
Verlandungs- serie	Ton-/Schlammrohboden	<0,1	<0,1	0,2	<0,1
	Schlammbodengesellschaften	1,8	0,3	-	-
	Großröhricht	8,5	1,2	4,7	0,7
	Nasses Weidengebüsch	1,0	0,1	-	-
	Nasse Silberweidenau	151,7	21,6	158,1	22,5
	Nasse Silberweiden-/Eichen- Ulmenau	-	-	-	-
	Feuchte Eichen-Ulmenau	2,8	0,4	2,8	0,4
	Feuchte Eichen-Hainbuchenau	0,8	0,1	0,8	0,1
Sekundär- sukzession	Grünland	39,9	5,7	1,6	0,2
	Gebüsch	-	-	0,9	0,1
	Eichen-Ulmenau	-	-	7,6	1,1
	Eichen-Hainbuchenau	-	-	-	-
Gesamt		702,7	100,0	702,7	100,0

Die Gebüsche entwickeln sich, beginnend 2045, hin zu Eichen-Ulmenwäldern, welche 2050 eine Fläche von ca. 7,6 ha einnehmen. Für die Entwicklung einer Eichen-Hainbuchenau war der modellierte Zeitraum nicht lang genug.

Die Pioniervegetation Sand tritt zum ersten Mal 2023 auf (ca. 0,1 ha). Wie in Szenario 1 aus der teilweisen Zerstörung von Standorten der sekundären Hochstaudenfluren heraus. Kurz darauf treten, mit ca. 29,6 ha, große Teile dieser Hochstaudenfluren hinzu. Die Pioniervegetation kann sich aber nur kurz halten. Es treten zwar immer wieder für ein bis zwei Jahre erneut lokal-punktuellen Bestände auf, im Jahr 2050 werden jedoch keine vorhanden sein. Die Bestände der Pioniervegetation werden entweder zerstört und zu Sand- / Schluffrohboden übergehen oder in der Vegetation der Krautphase aufgehen. Auf diese Weise werden sich auch punktuellen Sand- / Schluffrohböden herausbilden, wenn auch im Bereich unter 0,1 ha.

Bei den Standorten der Krautphase, mit den Vegetationstypen Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese, zeigen deutliche Abweichungen zwischen 2016 und 2050. Wie oben bereits erwähnt, entstehen neue Flächen durch Sukzession der Pioniervegetation (+29,6 ha). Diese wird sich im Jahr 2040 nochmals geringfügig um 0,01 ha erhöhen.

Die frischen Weidengebüsche entwickeln sich vollständig weiter zu Silberweidenauen +15 %, oder +2,7 ha). Von da an bleiben die Bestände bis 2050 konstant. Die Bestände der frischen Eichen-Ulmenwälder und frischen Eichen-Hainbuchenwälder bleiben hingegen über den ganzen modellierten Zeitraum hinweg unverändert.

Auf den Flächen der Verlandungsserie werden die Standorte mit feuchter Eichen-Hainbuchenau und feuchter Eichen-Ulmenau unverändert bleiben. Eine nasse Silberweiden- / Eichen-Ulmenau tritt auch in Szenario 2 nie auf.

Im Hinblick auf die nasse Silberweidenau gibt es ebenfalls Parallelen zum Fall ohne Klimaänderung (Szenario 1). Auch hier ist von einer Zunahme um ca. 4 % auszugehen, wenn auch etwas geringer (ca. +6,4 ha).

Das nasse Weidengebüsch büßt bis 2050 100 % seiner Fläche ein. Das bedeutet aber lediglich einen Rückgang um einen knappen Hektar. Zwischendurch umfasst es zeitweise über 5,5 ha. Diese Flächen entwickeln sich aber zu einer nassen Silberweidenau weiter.

Bei den Großröhrichten sind ebenfalls Verluste zu verzeichnen. Die Bestände schrumpfen bis 2050 um ca. 44 % ihrer Fläche (ca. 3,7 ha). Die anfänglichen Zuwächse wandeln sich in Schlammbodengesellschaften oder in nasse Weidengebüsche um. Im Gegensatz zu den Weidengebüschen ist aber durchgehend ein Bestand vorhanden.

Der Bestand an Schlammbodengesellschaften ist meist sehr kleinflächig und hält sich nie mehr als ein paar Jahre am Stück. Lediglich durch eine starke Überflu-

tung, wie in diesem Fall 2025, ist mit einem stärkeren Flächenzuwachs zu rechnen. 2050 sind allerdings keine Standorte mehr vorhanden, was einem Rückgang um ca. -1,8 ha seit 2016 entspricht.

Für die offenen Flächen der Ton- / Schlammrohböden wird eine Zunahme von ca. +0,1 ha prognostiziert.

Es folgen die Karten der Vegetationstypen. Hier dargestellt sind die Karte für 2016 (siehe Abbildung 50), dem ersten modellierten Jahr und die Karte für das Jahr 2050 (siehe Abbildung 51).

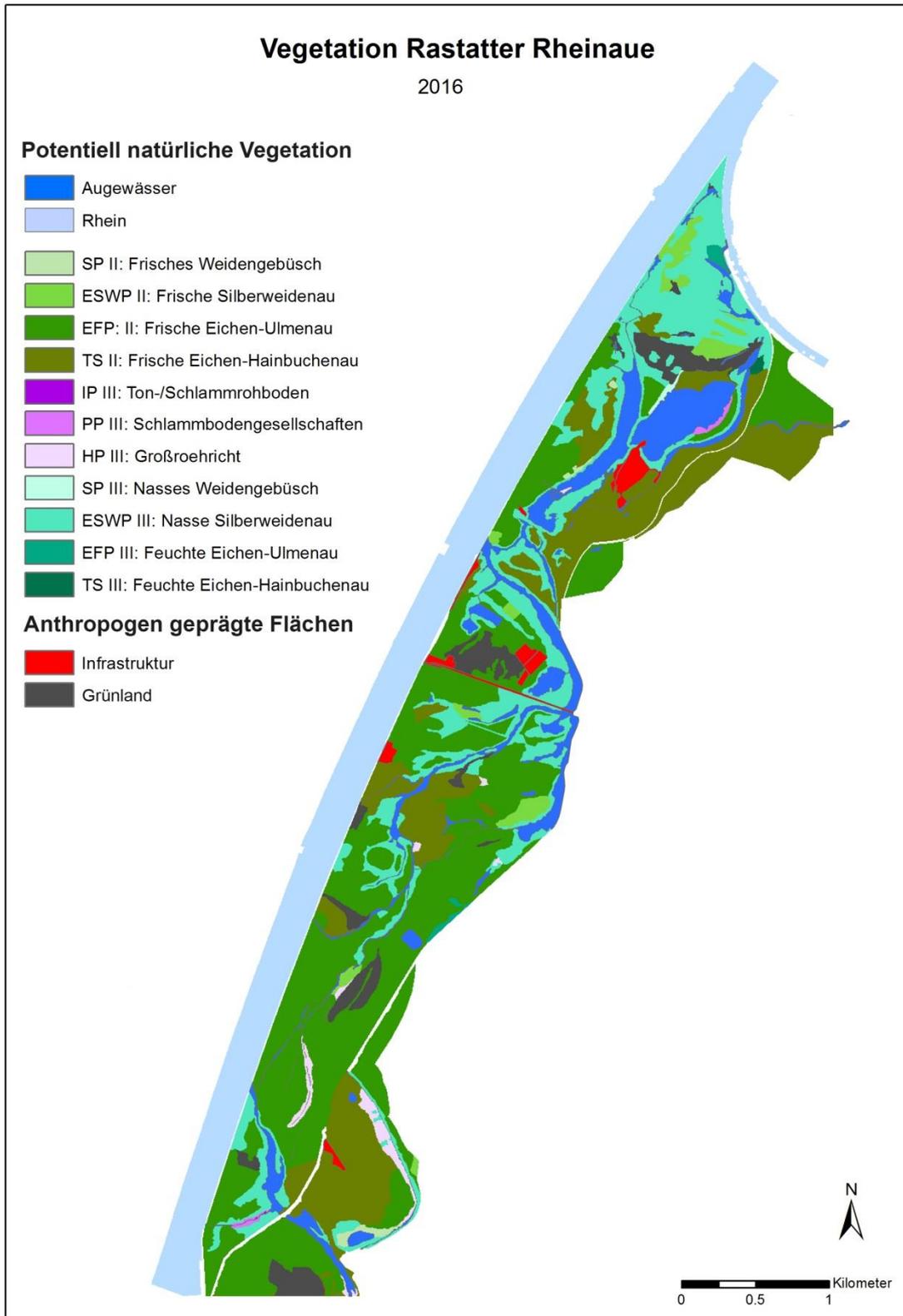


Abbildung 50: Karte der Vegetation für das Jahr 2016 von Szenario 2 (mit Klimaänderung).

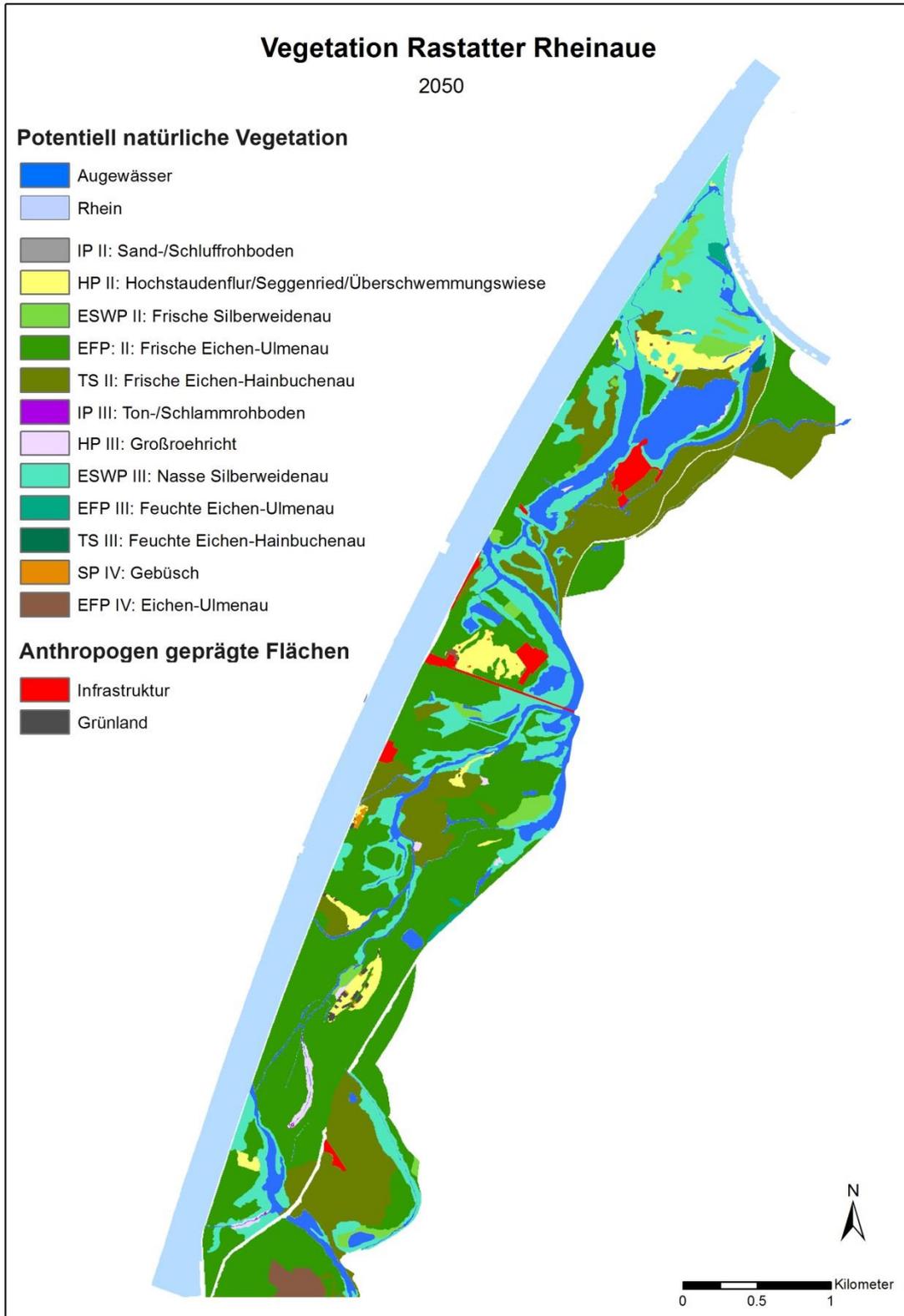


Abbildung 51: Karte der Vegetation für das Jahr 2050 von Szenario 2 (mit Klimaänderung).

4.7.3 Bewertung der Ergebnisse in Hinblick auf den Einfluss des Klimawandels auf die Entwicklung der Auenv egetation

Die modellierten Einflüsse der Klimaänderung auf die Vegetation sollen nun im Folgenden behandelt werden. Dafür werden die Ergebnisse der beiden Szenarien miteinander verglichen.

Für die Vegetationstypen der Anlandungsserie zeigt sich, dass im Falle einer Klimaänderung bei der Pioniervegetation und dem Sand- / Schluffrohboden eine leicht erhöhte Dynamik vorhanden ist. Während die Bestände an Pioniervegetation immer wieder kurz auftauchen und verschwinden, können sich geringfügig mehr Flächen mit Rohboden halten (unter 0,1 ha Zuwachs) als ohne Klimaänderung. Deutlicher zeigt sich dies bei der Krautphase mit Hochstaudenflur, Seggenried und Überschwemmungswiese. Hier können sich, aufgrund von erhöhtem Überflutungsstress Bestände ausbilden und halten (+29,6 ha), was im Szenario ohne Klimawandel nie der Fall ist.

Für die Vegetationstypen mit Weichhölzern zeigt sich kein klimabedingter Einfluss. Sowohl die Standorte der frischen Weidegebüsche, als auch die frische Silberweidenaue und die frische Silberweiden- / Eichen-Ulmenaue entwickeln sich in beiden Szenarien gleich, bzw. zeigen bis 2050 keine Veränderungen. Das Gleiche gilt auch für die Standorte der frischen Eichen-Ulmenaue und der frischen Eichen-Hainbuchenaue.

Für die Standorte der Verlandungsserie ergibt sich, für die klimabedingte Entwicklung der Vegetationstypen, bei den frühen Sukzessionsphasen ein vergleichbares Bild wie in der entsprechenden Vegetation der Anlandungsserie. Auch hier ist durch die Klimaänderung mit einer etwas erhöhten Dynamik der Pioniervegetation und der Rohböden zu rechnen.

Trotzdem ist in Szenario 2 der Flächenanteil an Ton- / Schlammrohboden 2050 geringer, wenn auch im Bereich weit unter 0,1 ha. Bezüglich der Vegetation der Großröhrichte werden die Bestände wahrscheinlich weniger stark abnehmen (ca. 0,6 ha weniger Flächenverlust). Dies bedeutet allerdings für 2050 einen nur sehr kleinen klimabedingten Rückgang der nassen Weidengebüsche gegenüber Szenario 1 (weit unter 0,1 ha). Jedoch zieht sich diese Tendenz über den ganzen modellierten Zeitraum hindurch. Am stärksten sind die Abweichungen 2037 und 2038. Hier sind die Flächenanteile in Szenario 2 um ca. 0,5 ha geringer.

Für die nassen Silberweidenwälder sind die Zugewinne bis 2050 durch die Klimaänderung etwas geschmälert. Die Bestände verzeichnen hierbei einen um ca. 0,7 ha geringeren Flächenzuwachs, da die Vegetation der früheren Sukzessionsphasen zu stark durch Überflutungen gestört werden und weniger Sukzession stattfinden kann.

Bei den Vegetationstypen der nassen Silberweiden- / Eichen-Ulmenaue, feuchte Eichen-Ulmenaue und feuchte Eichen-Hainbuchenaue zeigen sich keine Auswirkungen der Klimaänderung. Ihre Bestände bleiben über den ganzen modellierten Zeitraum hinweg in beiden Szenarien gleich.

Auf den Flächen der Sekundärsukzession zeigen sich deutlich die Auswirkungen der Klimaänderung. Es bleiben zunächst deutlich mehr Hochstauden erhalten. Diese werden zwar durch erhöhten Stress zerstört (ca. -29,4 ha), trotzdem ist der Bestand im Jahr 2050 etwas größer als ohne Klimaänderung (ca. +1 ha). Aufgrund dessen sind auch entsprechend weniger Standorte mit Gebüsch vorhanden. Die Herausbildung einer Eichen-Ulmenaue ist in Szenario 2 nur eingeschränkt möglich, so dass 2050 rund 30 ha weniger dieses Vegetationstyps vorzufinden sind.

Insgesamt zeigt sich, dass der Klimawandel, speziell die erhöhten Überflutungsdauern, keinen großen Einfluss auf die Vegetation des Untersuchungsgebietes haben. Das betrifft besonders die späteren Sukzessionsstadien. Die morphodynamische Störung (Sohl-Schubspannung) könnte eine größere Wirkung als die Überflutungen erzielen. Bei einer sehr starken morphodynamischen Störung könnten selbst Hartholzbestände zerstört werden. Doch aufgrund der Regulierung des Rheins werden entsprechend hohe Werte nie erreicht.

Es zeigt sich eine etwas höhere Dynamik mit einem geringfügigen Anstieg an Rohböden und kurzzeitigem Aufkommen an Pioniervegetation. Im Gegensatz zu Szenario 1 sind dauerhaft Vorkommen an Hochstaudenfluren, Seggenrieden und Überschwemmungswiesen vorzufinden. Die Gebüschphase scheint nur wenig betroffen zu sein, mit Ausnahme der Flächen der Sekundärsukzession. Hier zeigt sich ein deutlicher, klimabedingter Rückgang der Bestände. Bei der Vegetation der jungen Pionierwaldphase zeigen sich nur geringe Veränderungen. Für die Standorte der alten Pionierwaldphase, der reifen Auwaldphase und des Terminalstadiums ergeben sich wieder nur bei den Standorten der Sekundärsukzession Änderungen. Dabei zeigt sich eine deutlich schwächere Entwicklung der Eichen-Ulmenwälder. Dies ist aber auf eine geringe Sukzession der früheren Sukzessionsphasen zurückzuführen. Auf die Hartholzwälder direkt zeigen die klimabedingten Abflussänderungen keine Wirkung.

Die hier gezeigte Entwicklung der Vegetation ist vielen Einflüssen unterworfen. Bei einer Modellierung ist es aber nicht möglich diese alle zu beachten. Die Natur ist einfach zu komplex um eine umfassende Implementation im Modell vornehmen zu können.

Im Falle der durchgeführten Modellierungen wurden lediglich die Überflutung und die Sohl Schubspannung als Störquellen vorgesehen. Weitere Faktoren, wie z.B. der Grundwasserspiegel, mit Druckwasserverhältnisse hinter dem Hochwasser-

damm, oder die Überflutungshöhe bei Überflutungen wurden als vernachlässigbar angesehen und nicht beachtet. Dennoch könnte eine Einbeziehung weiterer potentieller Einflussfaktoren in zukünftigen Untersuchungen belastbarere Ergebnisse liefern.

4.8 Mögliche Veränderungen der Vogelwelt aufgrund des Klimawandels

Durch die Zuordnung der 79 Brutvogelarten zu den 14 Vegetationstypen wird es möglich, die Veränderungen der Vegetationstypen, die in Szenario 1 (ohne Klimaänderung) und Szenario 2 (mit Klimaänderung) ermittelt wurden, auf die Vogelwelt zu „übertragen“.

Dabei werden im Folgenden die direkten und die weiteren indirekten Folgen einer Klimaänderung auf die Vogelwelt des NSG Rastatter Rheinaue nicht betrachtet. Beispielsweise können sich bei einer (weiteren) Klimaänderung die Nahrungsgrundlagen (Insekten und andere Nahrungstiere) verändern oder – wie beim Kuckuck befürchtet – die Synchronisation von biologischen Parasitensystemen und Symbiosen auseinander geraten. Hier werden allein die Veränderungen ermittelt, die sich aus dem Wandel der Vegetationstypen für die Arten ergeben.

Die flächige Veränderung der Vegetationstypen der beiden Szenarien wurde bei allen 79 Brutvogelarten in entsprechende Zu- bzw. Abnahmen umgerechnet. Da sich die beiden Szenarien bzgl. der Veränderungen der Vegetationstypen nur graduell unterscheiden, sind auch die daraus folgenden Veränderungen der Vogelwelt nicht sehr unterschiedlich. Besonders die Arten der Lebensräume Wasser, Gebäude und Hartholzauwald verändern ihre Bestände danach praktisch nicht.

Bei 21 Vogelarten würde sich demnach nichts ändern. Bei 13 Vogelarten lägen die Veränderungen unter 1 % und wären praktisch nicht signifikant. Bei 31 Arten lägen die Veränderungen zwischen 1 % und 10 %, wobei 20 Arten eine Abnahme zeigen und 11 Arten eine Zunahme. Nur bei 15 Arten lägen die Veränderungen über 10 %, so dass eine gewisse Signifikanz angenommen werden kann. Dabei wären 14 Arten von einer starken Abnahme betroffen und nur der Baumfalke von einer Zunahme (da die Beobachtung aber keine Brutplatz-Beobachtung war, ist dies für die Art nicht weiter relevant). Die Unterschiede zwischen den beiden Szenarien liegen allerdings bei allen Vogelarten in einem äußerst geringen Bereich, dessen Signifikanz nicht bestätigt werden kann. Die Tabelle 38 zeigt die relativen Veränderungen je Vogelart zum Zustand der Erfassungen 2015.

Tabelle 38: Veränderungen der Vogelarten für beide Szenarien, wobei der Zustand der Erfassungen 2015 gleich 100 gesetzt ist. In Fettdruck jene Arten, deren Veränderung in mind. einem der beiden Szenarien mehr als 10 % beträgt.

Vogelart	Szenario 1	Szenario 2
Amsel	-2,18	-1,94
Bachstelze	-10,68	-10,43
Baumfalke	15,55	15,60
Blaumeise	-4,95	-4,60
Bläsralle	-2,14	-1,84
Buchfink	-1,55	-1,60
Buntspecht	1,48	1,37
Dorngrasmücke	-18,76	-18,36
Eichelhäher	0,52	0,47
Eisvogel	-3,37	-3,64
Fasan	-16,42	-16,00
Feldschwirl	0,00	0,00
Feldsperling	-7,68	-7,58
Fitis	0,00	0,00
Flussseseschwalbe	0,00	0,00
Flussuferläufer	0,00	0,00
Gartenbaumläufer	-3,50	-3,42
Gartengrasmücke	-14,08	-13,41
Gartenrotschwanz	-49,25	-48,00
Gelbspötter	-8,24	-8,13
Goldammer	-8,09	-7,58
Graugans	0,00	0,00
Graureiher	-0,19	-0,10
Grauschnäpper	-5,28	-5,21
Grauspecht	0,00	0,00
Grünfink	0,00	0,00
Grünspecht	-11,14	-10,95
Haubentaucher	0,15	0,14
Hausrotschwanz	0,00	0,00
Haussperling	-32,83	-32,00
Haustaube	0,00	0,00
Heckenbraunelle	-4,85	-4,89
Höckerschwan	0,23	0,21
Kanadagans	-10,56	-11,11
Kernbeißer	0,00	0,00
Klappergrasmücke	0,00	0,00
Kleiber	2,39	2,20
Kleinspecht	-8,45	-8,34
Kohlmeise	-0,44	-0,50
Kolkrabe	-10,35	-8,94

Vogelart	Szenario 1	Szenario 2
Krickente	0,67	0,60
Kuckuck	-3,00	-2,54
Mäusebussard	1,28	1,15
Misteldrossel	0,00	0,00
Mittelspecht	1,56	1,40
Mönchsgrasmücke	-1,32	-1,32
Nachtigall	-6,26	-6,33
Neuntöter	0,00	0,00
Nilgans	0,00	0,00
Pirol	0,78	0,70
Rabenkrähe	-8,45	-8,34
Reiherente	0,00	0,00
Ringeltaube	-1,09	-1,17
Rohrammer	-73,71	-72,11
Rotkehlchen	0,30	0,26
Schnatterente	1,17	1,05
Schwanzmeise	0,70	0,63
Schwarzmilan	3,76	3,65
Schwarzspecht	0,00	0,00
Singdrossel	-1,60	-1,48
Sperber	-32,83	-32,00
Star	0,30	0,31
Stieglitz	1,40	1,26
Stockente	0,31	0,28
Sumpfmeise	0,00	0,00
Sumpfrohrsänger	-29,12	-27,30
Teichralle	-17,25	-14,90
Teichrohrsänger	-44,71	-42,40
Trauerschnäpper	0,94	0,84
Turmfalke	2,34	2,10
Turteltaube	0,00	0,00
Wacholderdrossel	0,00	0,00
Waldbaumläufer	2,34	2,10
Waldlaubsänger	0,00	0,00
Weidenmeise	3,43	3,24
Weißstorch	2,81	2,52
Zaunkönig	-0,73	-0,82
Zilpzalp	-2,85	-2,75
Zwergtaucher	-2,75	-2,33

Bei den 14 Arten mit starker Abnahme sind besonders Arten der Schilfröhrichte betroffen (Rohrammer, Teichralle, Teichrohrsänger) und der Brach- bzw. Gebüschflächen (Dorngrasmücke, Fasan, Gartengrasmücke, Sumpfrohrsänger). Das Vorkommen dieser Arten wird besonders durch Brachen und Sturmwurfllächen,

früher wohl auch durch Kahlschläge, bestimmt. Auch hochdynamische Flächen mit starker Erosion oder Sedimentation würden in ihren Pionierstadien für diese Arten in Frage kommen. Solche Flächen sind aber aufgrund des Klimawandels nicht verstärkt zu erwarten, da für die Wasserstandsdynamik keine ausreichend hohen Veränderungen erwartet werden. Aus diesem Grund ändern sich auch die Habitatbedingungen für typische Vogelarten der Pionierflächen mit hohem naturschutzfachlichem Wert wie Flussregenpfeifer, Flusssuferläufer, Flusseeeschwalbe nicht wesentlich.

5 Anpassungsstrategien und Resümee

5.1 Auenökosysteme und Klimawandel

Bearbeitung: Gregory Egger

Auwaldökosysteme werden generell von den Standortfaktoren Hydro- und Morphodynamik sowie Grundwasser maßgeblich beeinflusst. In Abhängigkeit von Gefälle, Geschiebe, Abfluss und Talform kommt es zur Ausbildung unterschiedlicher morphologischer Flusstypen und je nach Klimaregion und Höhenstufe zur Ausbildung unterschiedlicher Auenökosysteme. So sind in den Oberläufen infolge des höheren Gefälles und erhöhten Geschiebeinputs verstärkt morphodynamische Prozesse wirksam. Hier wird die Vegetation infolge mechanischer Störung direkt zerstört, über Seitenerosionen im Wurzelraum unterspült oder durch Sedimente überdeckt. Im Gegensatz dazu prägen in gefällsärmeren Mittellaufstrecken bis hin zu gefällsarmen Unterlaufstrecken zunehmend hydrodynamische Faktoren wie Überflutungsdauer und -höhe die Auenvegetation bzw. kommt in Niederungen verstärkt dem Grundwasser ein bestimmender Einfluss zu.

Trotz dieser vielfältigen Ausgangssituationen und unterschiedlichsten Zusammenhänge von prägenden Standortparametern und Vegetation kommt, in allen Fällen dem Wasser eine Schlüsselrolle zu. Dieses wirkt zum einen als Wachstumsfaktor, zum zweiten als Stressfaktor (Überflutung, Trockenheit) und zum dritten als treibende Kraft des Sedimenttransports und der Morphodynamik (Sedimentation, Erosion, Umlagerung) auf die Vegetation ein. Über die Veränderung des Wasserhaushaltes und der Abflussverhältnisse ist in Mittel- und Zentraleuropa auch primär die Verbindung zum Klimawandel und dessen Auswirkung auf die Auenökosysteme gegeben. Die Änderung der Niederschlagsmengen und hier insbesondere die Veränderung der Starkniederschlagsereignisse sowie die jahreszeitliche Verschiebung der Niederschläge stehen dabei vor allem in Hinblick auf die Änderung von Hochwasserereignissen im Fokus der Analyse von Auswirkungen des Klimawandels auf die Auenvegetation. Auch wenn sich weitere klimabhängige Faktoren wie Temperatur und Evapotranspiration und deren Änderungen infolge des Klimawandels grundsätzlich auch auf die Biotope und deren Biozönosen auswirken, so kommt diesen Faktoren, mit Ausnahme von wenigen Sonderstandorten, in Auenökosystemen vergleichsweise eine untergeordnete Wirkung zu.

Im Wesentlichen werden auf Landesebene folgende auenökologisch relevante Veränderungen infolge des Klimawandels prognostiziert:

- Deutliche Verringerung der Niederschlagssummen im Sommer und im Gegenzug kommt es in den Wintermonaten zu einer tendenziellen Erhöhung der Niederschläge.
- Vor allem bei den Niederschlagsmaxima wird eine deutliche Steigerung für die Wintermonate erwartet.
- Trockenperioden werden im Sommer zunehmen und im Winter leicht abnehmen.
- Tendenziell ist damit insbesondere für die Wintermonate mit einer erhöhten Abflussdynamik zu rechnen.

Der Fluss ist die gestaltende Kraft der Aue und zugleich wird der Abfluss maßgeblich durch den Klimawandel verändert. Daher ist es naheliegend, dass der Klimawandel auch Auswirkungen auf der abiotischen und biotischen Ebene nach sich ziehen wird. Dies gilt insbesondere für natürliche Fluss-Auenökosysteme mit einer starken Wechselbeziehung von Fluss und Aue. Infolge der umfassenden flussbaulichen Maßnahmen wie Begradigung, Flussbetteinengung und –eintiefung, Ufersicherung sowie der Hochwasserschutzmaßnahmen wie Errichtung von Dämmen/Deichen und des Ausbaus der Wasserkraft, ist in den vergangenen Jahrzehnten der funktionale Bezug von Fluss und Aue bei allen größeren Fließgewässern Mitteleuropas weitestgehend verloren gegangen. Besonders groß ist der Verlust der morphodynamischen Prozesse und hier insbesondere der Regressionsprozesse, welche für die Neubildung junger Auenstandorte wie der Ausbildung von Kies- und Sandbänken verantwortlich sind. Zudem ist infolge der Gewässerbetteintiefung der Grundwassereinfluss vielerorts deutlich gesunken. Dies führte in Summe zu einem dramatischen Rückgang speziell der jungen Pionierhabitate und generell zu einer verstärkten einseitigen Entwicklung in Richtung reiferer Hartholzauen und einem großflächigen Verlust der Augewässer und der für sie typischen aquatischen Biozöten. Zudem zieht die Nivellierung der Standorte einen deutlichen Rückgang der Biodiversität nach sich.

Auch wenn der Ausbau der Fließgewässer weitestgehend abgeschlossen ist und die Wirkungen dieser Maßnahmen sich durch einen dramatischen Verlust der auenspezifischen Habitate - sowohl in quantitativer als auch qualitativer Hinsicht – und Arten in der Gegenwart manifestiert, so sind die Auswirkungen der Entkopplung von Fluss und Auen auch noch in Zukunft ein bestimmender Faktor. Zusammengefasst kann man die Wirkung als drastischen Verlust der Auendynamik beschreiben. Stabilisierung bedeutet in einem prozessgeprägten Ökosystem letztendlich Verlust der spezifischen Habitate und Biozöten.

Dem gegenüber steht eine tendenzielle klimawandelbedingte Erhöhung der Abflussdynamik und eine Erhöhung der Abflussminima (Sommer) und -maxima (Winter). Generell führen diese Faktoren zu einer Erhöhung der Fluss- und damit auch Auendynamik. Auch wenn die Veränderungen langfristig als nicht unbeträchtlich

prognostiziert werden, so sind sie auf überregionaler Ebene aufgrund der umfassenden ökologischen Defizite der Fließgewässer (siehe oben) von untergeordneter Wirkung.

5.2 Ökologisch orientierte waldbauliche Anpassungsstrategien

Bearbeitung: Volker Späth

Die Nutzung der Waldflächen innerhalb der Schutzgebiete wird sich unter dem Einfluss des Klimawandels durch die veränderten Witterungs- und Abflussbedingungen des Rheins anpassen müssen. Die zu entwickelnden notwendigen Strategien zur Anpassung sind auch als praktische Beispiele für weitere Auwälder in Baden-Württemberg und besonders die Auwälder im Ramsargebiet von Baden-Württemberg und Frankreich von hoher Bedeutung, um auch weiterhin Nutzung und Schutzstatus zu erhalten und nachhaltig miteinander zu verbinden.

Das vorgestellte ökologisch orientierte Waldbaukonzept ist unter Berücksichtigung der Biodiversität der Vegetation und der Vogelwelt und der waldbaulichen Gesichtspunkte an die Folgen des Klimawandels angepasst.

Die Zunahme von Extremen im Hochwasser- und Niedrigwasserablauf hat überwiegend negative Auswirkungen auf die Forstwirtschaft, die nachfolgend beschrieben werden.

Standorte in Rheinnähe (tiefe bis mittlere Hartholzau):

Die Standorte in Rheinnähe befinden sich in kontinuierlicher Auflandung. Sie sind temporär hohen Strömungsgeschwindigkeiten ausgesetzt, die örtlich auch Erosionsrinnen verursachen können. Für die Forstwirtschaft ergeben sich hier folgende Handlungsoptionen:

- Ausbildung eines ausreichend breiten dichten Strauchgürtels am Leinpfad als Strömungsbremse und als Schutz vor Getreibsel und der Einschwemmung von Spross- oder Wurzelfragmenten des Japanknöterichs.
- Anbau von Pappel, Eiche und Walnuss, je nach Niveau als "Rückversicherungstypen" oder in Kleinbeständen.

Tief gelegene Standorte (Übergangsaue und tiefe Hartholzau):

Weiter vom Rhein entfernt sind Auflandung und Strömungsgeschwindigkeiten deutlich geringer. Bei lang anhaltenden Sommerhochwassern ergeben sich hier lange Überflutungsdauern, die besondere Anforderungen an die Hochwassertoleranz der Gehölze stellen. Hiermit bieten sich zwei Handlungsoptionen an:

- Anbau von Pappel mit Weide (Silberweide)
- Anbau von Pappel mit Gruppenpflanzungen aus Eiche oder "Rückversicherungstypen"

Hoch gelegene Standorte (Mittlere bis oberste Hartholzau):

Die höher gelegenen Köpfe liegen zumeist in Dammnähe oder im zentralen Bereich. Wie beschrieben sind diese Standorte durch eine regelmäßig aufkommende Naturverjüngung mit Baumarten der Hartholzau charakterisiert. Daher sind diese Standorte für einen naturnahen Waldbau geeignet, der durch kontinuierliche Auflichtungen im Herrschenden und eine Vorratspflege im Zwischenstand strukturreiche Bestände entwickelt.

- Mittlere Hartholzau: Natürlich verjüngen sich Esche, Feldahorn, Bergahorn; durch Pflanzung Ergänzung mit Stieleichengruppen
- Hohe Hartholzau: Natürlich verjüngen sich Bergahorn, Esche, Feldahorn, Spitzahorn und Linde; durch Pflanzung Ergänzung mit Stieleichengruppen
- Oberste Hartholzau: Natürlich verjüngen sich Rotbuche, Bergahorn, Spitzahorn, Linde; keine Ergänzungspflanzungen, da schattholzdominierte Bestände

Weitere waldbauliche Empfehlungen:

Die Auenauflandung macht möglicherweise in der Zukunft leistungsfähigere und vor allem bis weit unter das Mittelwasser reichende oberstromige Anschlüsse von Auengewässern erforderlich, um ausreichende Spüleffekte und bei ansteigenden Wellen den frühzeitigen Wasserspiegelausgleich zwischen Rhein und Aue zu fördern. Die Forstwirtschaft sollte diese Maßnahmen nicht nur konstruktiv begleiten, sondern einfordern.

Am Leinpfad befindet sich i.d.R. der direkt angrenzende Waldrand im Bundesbesitz (Wasser- und Schifffahrtsverwaltung). Die Ausbildung eines ausreichend breiten dichten Strauchgürtels am Leinpfad als Strömungsbremse mit Schutz vor Getreibsel und der Einschwemmung von Spross- oder Wurzelfragmenten des Japanknöterichs sollte daher in Zusammenarbeit mit WSV/Bundesforst umgesetzt werden.

Mit der Häufung von Trockenjahren können auf flachgründigen Standorten Trockenschäden auftreten. Daher sollen flachgründige Standorte nur extensiv bewirtschaftet oder aus der Bewirtschaftung herausgenommen werden.

5.3 Beispielhafte Umsetzung des Waldbaukonzepts anhand ausgewählter Flächen

Bearbeitung: Volker Späth

Hier wurden im Forstbetrieb der Stadt Rastatt im NSG Rastatter Rheinaue folgende Handlungsoptionen umgesetzt:

Vorbau von Hartlaubbaumarten unter Pappelbeständen:

Ziel: Umwandlung von Pappelbeständen in Mischbestände

Umsetzung: Zwei ca. 20 jährige Vorbauhörste, ehem. WWF-Versuchsflächen im Süden des NSG Rastatter Rheinaue bei Winterdorf sind aktuell vom Pappel-Hauptbestand freigestellt worden. Eine Erhebung des Höhenwachstums der Eiche in der Übershirmungsphase durch dendrologische Messungen, sowie Beobachtungen der Reaktion auf die Freistellung sind hier möglich.

Anbau von Gruppenpflanzungen aus Eiche:

Ziel: Erhöhung des Eichenanteils und Stabilisierung der Bestände hinsichtlich des Überflutungsrisikos.

Umsetzung: Mehrere kleinflächige Lochhiebe im Süden des NSG Rastatter Rheinaue bei Winterdorf aus den Jahren 1986/87 werden gepflegt und entsprechend durch Rändeln die Lichtversorgung sichergestellt, so dass das Wachstum der Stieleichen gewährleistet ist.

Einbringung und Anreicherung von Mischbaumarten als Pappelmischbestände in der Überflutungsau:

Ziel: Erhöhung der Vielfalt und Langlebigkeit durch Pflanzung von Stieleiche, Walnuss, Schwarznuss, Haselnuss und Linde in Pappelmischbeständen

Umsetzung: Die Umsetzung der Maßnahme erfolgte in verschiedenen „Lotharfolge-Beständen“, so westlich der Alten Sandbachmündung bei Wintersdorf und südlich der Fähre Plittersdorf.

Naturnaher Waldbau mit natürlicher Verjüngungsdynamik in Hartholzauenbeständen:

Ziel: Förderung der natürlichen Verjüngungsdynamik in einem naturnahen Hartholzauenwald im Füllergrund zur Kompensation des Ausfalls der Esche

Umsetzung: Im Schonwald Füllergrund südlich Plittersdorf gibt es eine stufige und vielgestaltige Waldverjüngung aus Esche, Bergahorn, weiterhin von Linde, Robinie, Spitzahorn und Feldulme. Die alten Kiefern sind abgängig, die Esche teilweise

durch das Eschentriebsterben vom Ausfall bedroht. Durch eine kleinteilige Waldpflege werden im Zwischenstand die stabilen Mischbaumarten gefördert.

5.4 Ausarbeitung eines klimaangepassten ökologisch orientierten Waldbaukonzepts

Bearbeitung: Volker Späth

Der ökologisch orientierte Waldbau in den Rheinauen ist vor allem auf Standorten mit einer regelmäßig aufkommenden Naturverjüngung aus den Baumarten der Hartholzauere fokussiert. Daher sind diese Standorte für einen naturnahen Waldbau geeignet, der durch kontinuierliche Auflichtungen im Herrschenden und eine Vorratspflege im Zwischenstand strukturreiche Bestände entwickelt.

- Mittlere Hartholzauere: Natürlich verjüngen sich Esche, Feldahorn, Bergahorn; durch Pflanzung Ergänzung mit Stieleichengruppen
- Hohe Hartholzauere: Natürlich verjüngen sich Bergahorn, Esche, Feldahorn, Spitzahorn und Linde; durch Pflanzung Ergänzung mit Stieleichengruppen
- Oberste Hartholzauere: Natürlich verjüngen sich Rotbuche, Bergahorn, Spitzahorn, Linde; keine Ergänzungspflanzungen, da schattholzdominierte Bestände

Der Klimawandel wirkt in erster Linie über die Zunahmen von Extremen, also extreme Hochwasserereignisse nach Höhe und/oder Dauer und Trockenjahre oder Trockenperioden. Waldbauliche Anpassungsmaßnahmen beziehen sich auf die Förderung hochwassertoleranter Baumarten in Naturverjüngung, so dass sowohl physiologische Anpassungen an Überflutungen als auch eine Selektion hochwassertoleranter Individuen über einen langen Zeitraum stattfinden kann. Viele Baumarten behaupten sich auch im Halbschatten und trotz Hochwasser, so dass mit einem weiteren Einwachsen einzelner Exemplare der oben genannten Baumarten in den Zwischenstand der stufigen Bestände zu rechnen ist. Eine Ausnahme bildet die Stieleiche, die über Pflanzung wie oben beschrieben als Mischbaumart eingebracht werden muss.

Eine weitere Wirkung ist die Zunahme der Strömungsgeschwindigkeiten in Rheinnähe bei schnell ansteigenden Hochwassern. Hier kann die Ausbildung eines ausreichend breiten dichten Strauchgürtels am Leinpfad als Strömungsbremse und als Schutz vor Getreibsel und der Einschwemmung von Spross- oder Wurzelfragmenten des Japanknöterichs (*Fallopia japonica*) dienen.

Die flächige Auflandungsproblematik in den Wäldern und Auengewässern kann nur durch integrale wasserbauliche Maßnahmen wie die oberstromige Anbindung

der Altrheine an den Rhein bzw. an den mit dem Rhein verbundenen Baggerseen erfolgen. Die waldbauliche Zielsetzung zielt daher darauf ab, möglichst alle oberstromigen "Zuflüsse" wieder durchgängig zu machen und in optimaler Weise auch bei Niedrigwasserabflüssen anzubinden. Querströmungen mit hohen Fließgeschwindigkeiten sowie die Ablagerung von Feinsedimenten im rheinnahen Wald werden hierdurch vermindert. Hiermit bietet sich weiterhin die Chance, die aquatischen Lebensräume, die vorkommenden Lebensraumtypen und Lebensstätten von FFH-Arten sowie die autotypischen Vegetation und Habitate der Fauna (insbesondere Fische) aufzuwerten und dauerhaft durch die verbesserte Fließdynamik zu erhalten.

Die Waldfläche sollte auch für die Erhaltung der Artenvielfalt in der Vogelwelt naturnah bewirtschaftet werden. Hierzu zählen kleinflächige Verjüngungsflächen in der Weichholzaue mit der Förderung bedeutsamer Waldstrukturen (Altholz, Totholz und Habitatbäume siehe oben) sowie die Förderung der Naturverjüngung standortsheimischer Baumarten (ggf. mit Ergänzungspflanzungen der Stieleiche) in der Hartholzaue.

Vorhandene Habitatbäume sollten möglichst vollständig erfasst und geschützt werden. Dies gilt insbesondere für vorhandene Großhöhlenbäume und alle Bäume mit Schwarzspechthöhlen. Hilfreich für die dauerhafte Sicherung von Habitat- und Höhlenbäumen ist die Markierung der Bäume. Eine besondere Bedeutung als potentielle Höhlenbäume für den Schwarzspecht haben in der Überflutungsauere vor allem alte Pappeln sowie auf den höchsten Standorten die Buche.

In den zur Verjüngung anstehenden Altbeständen sind Altholzinseln sowie einzeln stehende Altbäume und Höhlenbäume zu erhalten. Bei der Umsetzung der Maßnahme sind auch Pappeln, Weiden und vorhandene Harthölzer zu berücksichtigen. Der Mittelspecht ist stark an Althölzer gebunden, nutzt aber auch kleinere Altbestände und überfliegt die dazwischen liegenden Verjüngungsbereiche.

Weiterhin wird empfohlen, den Anteil von Totholz in den Beständen zu erhalten und zu fördern. Dabei ist im Zuge der Vor- und Hauptnutzung sowohl stehendes als auch liegendes Totholz im Bestand zu belassen, z.B. durch den Verzicht auf das Fällen noch stehender Totholzbäume bzw. absterbender Baumindividuen, soweit aus Verkehrssicherungsgründen vertretbar.

Das Erhalten und Herstellen strukturreicher Waldränder und Säume ist eine Maßnahme, die besonders dann den Ameisenreichtum fördert, wenn eine besonnte Lage gewählt wird. Dies fördert z.B. auch den Grauspecht.

5.5 Übertragbarkeit der Ergebnisse auf weitere Auwaldgebiete am Rhein in Baden-Württemberg, die Rheinauen und generell auf die Auen in Deutschland

Bearbeitung: Gregory Egger

Bei der abschließenden Fragestellung, ob und inwieweit die Ergebnisse des Fallbeispiels Rastatter Rheinauen auf Landes- bzw. Bundesebene übertragbar sind, müssen abgestimmt auf die Besonderheit des untersuchten Fallbeispiels Rastatter Rheinaue und der Fragestellung des Forschungsprojektes vorab gewisse Einschränkungen Beachtung finden. Zum einen ist der Rhein bundesweit das größte Fließgewässer Deutschlands und die untersuchte Rastatter Rheinaue umfasst nicht nur bezogen auf Baden-Württemberg sondern bundesweit einen der größten geschlossenen, relativ naturnahen Auwaldkomplexe. In Hinblick auf die Größenordnung des Gewässers einschließlich der Auwälder sind in Deutschland neben den Auwäldern am Oberrhein lediglich die Auen an der mittleren Elbe (Mulde- bis Saalemündung) und mit Abstrichen auch die Auwälder an der Donau vergleichbar. Sämtliche andere Flüsse und Auenökosysteme fallen aus grundsätzlichen Überlegungen aus einer näheren Betrachtung, da sie nur mehr von fragmentarischen Auwäldern begleitet werden und/oder es sich um deutlich kleinere Gewässer handelt (z.B. Isar) bzw. die begleitenden, geschlossenen Auwälder deutlich kleinflächiger oder als sehr naturfern einzustufen sind. Bei den Rheinauen ist insofern eine Einschränkung gegeben, da die Auenökosysteme flussauf von Iffezheim das Abflussregime aufgrund von Kraftwerken stark verändert sind und eine Übertragung ohne tiefer gehende Untersuchungen hier grundsätzlich problematisch erscheint. Für eine nähere Betrachtung kommen daher insbesondere die noch frei fließenden Flussabschnitte von Iffezheim flussab bis zur Kühkopf-Knoblochsaue bei Stockstadt am Rhein in Frage (Abschnitte RHE8 bis RHE14, siehe Karte Abbildung 54). Weiter Rhein-abwärts am Mittel- und Niederrhein finden sich keine großen Auwaldgebiete. Auch die Donauabschnitte mit größeren Auwäldern sind durchwegs im Einflussbereich von Flusskraftwerken, wodurch eine Vergleichbarkeit grundsätzlich nur bedingt möglich erscheint.

Im Folgenden soll zusammenfassend auf die überregionalen Auswirkungen des Klimawandels auf die Auenvegetation und im speziellen auf die klimawandelbedingten Änderungen am Oberrhein und an der Donau eingegangen werden. So haben Analysen von Mosner und Horchler (2014) im Rahmen des nationalen Projektes KLIWAS gezeigt, dass klimawandelbedingte Änderungen von Lufttemperatur und Niederschlägen zu entsprechend veränderten Abflussbedingungen in den Flüssen Deutschlands führen werden. Die Ergebnisse legen in Summe den Schluss nahe, dass trotz der zu erwartenden hydrologischen Veränderungen es nicht anzunehmen ist, dass Arten aufgrund Verschiebungen des Habitatpotenzials

generell ausfallen werden. Allerdings wird es als möglich angesehen, dass Arten aufgrund des lokalen Lebensraumverlustes seltener werden. Des Weiteren wird davon ausgegangen, dass sich der zunehmende Trockenstress auf die Wachstumsleistung der Arten feuchter Lebensräume und insbesondere auf die Etablierung von Keimlingen negativ auswirken wird. Im speziellen wurden Arten und Habitate am Ober- und Niederrhein untersucht und in Hinblick auf die zukünftige Entwicklung vor dem Hintergrund des Klimawandels verglichen. So kommt es vermutlich aufgrund des wesentlich größeren Unterschiedes und der höheren Variabilität zwischen Hoch- und Niedrigwasserstand am Niederrhein - im Gegensatz zum Oberrhein - zu einer Verschiebung der Habitate von einigen der untersuchten Pflanzenarten. Allerdings wird in der Studie von Mosner und Horchler (2014) betont, dass die Ergebnisse sehr heterogen sind. Insgesamt wird davon ausgegangen, dass die Arten der Hart- und Weichholzaue tendenziell Nettohabitatverluste aufweisen, die Arten der Röhrichte und Nasswiesen keine eindeutige Tendenz zeigen und die Arten der Pionierfluren und Flutrasen primär Habitatzugewinne verzeichnen. Auch zeigen die Analysen eine tendenzielle Verschiebung der Vegetationstypen in Richtung höherer Auenstandorte. Allerdings sind auch diese Ergebnisse teilweise sehr heterogen. Generell zeigen die Analysen große Unterschiede in Hinblick auf die projizierten Zeiträume. So sind die langfristigen Prognosen über das Jahr 2050 hinaus durch deutlichere Veränderungen gekennzeichnet als jene für die nahe Zukunft (bis 2050). Eine wesentliche Kernaussage des Berichtes wird im Zusammenhang mit der vorliegenden Fragestellung gegeben. So postulieren Mosner und Horchler (2014), dass eine generelle Übertragbarkeit von klimawandelspezifischen Veränderungen des Habitatpotenzials auf Flussabschnitte mit sehr unterschiedlichen Abflussregimen und Abflussmengen nicht möglich ist. Dies ist ein weiteres Argument, dass die kleineren und mittleren Flüsse Deutschland aus der Betrachtung grundsätzlich auszuschließen sind.

Im Rahmen des nationalen Forschungsprogrammes KLIWAS (Arbeitskreis KLIWAS 2015) werden für den Rhein bis 2050 ansteigende mittlere Jahresabflüsse prognostiziert, wobei der Anstieg vor allem im Winterhalbjahr zu erwarten ist, für das Sommerhalbjahr werden uneinheitliche Veränderungen prognostiziert. Niedrigwassersituationen werden in der nahen Zukunft bis 2050 zunächst eher leicht zunehmen, kleine und häufig auftretende Hochwasser werden im Mittel in der nahen Zukunft bis 2050 eher leicht und in der fernen Zukunft etwas stärker ansteigen. Im Gegensatz dazu werden für die mittleren Abflüsse an der Donau im hydrologischen Winter für die nahe Zukunft bis 2050 überwiegend uneinheitliche Veränderungen projiziert, mit Ausnahme für den Inn und die Donau unterstrom der Innmündung, wo eher ansteigende Abflüsse projiziert werden. Im Sommerhalbjahr ist allgemein eine Tendenz zu abnehmenden Abflüssen zu erkennen (Arbeitskreis KLIWAS 2015).

Vor dem Hintergrund der Kraftwerksbeeinflussung an der Donau und den Abschnitten flussauf von Iffezheim am Oberrhein, sind nach momentanen Stand der Kenntnisse die Ergebnisse der Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf die Rastatter Rheinauen – unter dem Vorbehalt von Mosner und Horchler (2014) in Hinblick auf die Übertragbarkeit – am ehesten auf die Auen am Oberrhein flussab des Untersuchungsgebietes bis Höhe Kühkopf-Knoblochsaue übertragbar. Es handelt sich dabei um sieben geschlossene große Auwaldgebiete mit Flächen von knapp 200 ha bis über 1.300 ha (RHE8 bis RHE14, siehe Abbildung 52). Gemeinsam ist allen Gebieten, dass sie große Auwaldflächen in der rezenten Aue einnehmen, welche noch mehr oder minder von einer Überflutungsdynamik geprägt werden. Durch die seit ca. 150 Jahren regulierungsbedingte Trennung von Fluss und Aue würde sich in Hinblick auf eine langfristige Verbesserung der ökologischen Bedingungen eine prozessorientierte Renaturierung anbieten.

Tabelle 39: Gebietsnummer, Auwaldfläche innerhalb der rezenten Aue und Bundesland der sieben vergleichbaren Auwaldgebiete am Oberrhein (RHE_8 bis RHE13) sowie die Rastatter Rheinaue (RHE_7).

Gebietsname	Kürzel	Waldfläche, rezente Au (ha)	Bundesland
Rastatter Rheinaue	RHE_7	487	Baden-Württemberg
Rhein Gebiet 8	RHE_8	655	Baden-Württemberg
Rhein Gebiet 9	RHE_9	195	Rheinland-Pfalz
Rhein Gebiet 10	RHE_10	574	Rheinland-Pfalz
Rhein Gebiet 11	RHE_11	849	Rheinland-Pfalz
Rhein Gebiet 12	RHE_12	781	Baden-Württemberg/ Rheinland-Pfalz
Rhein Gebiet 13	RHE_13	186	Baden-Württemberg
Rhein Gebiet 14	RHE_14	1.339	Hessen

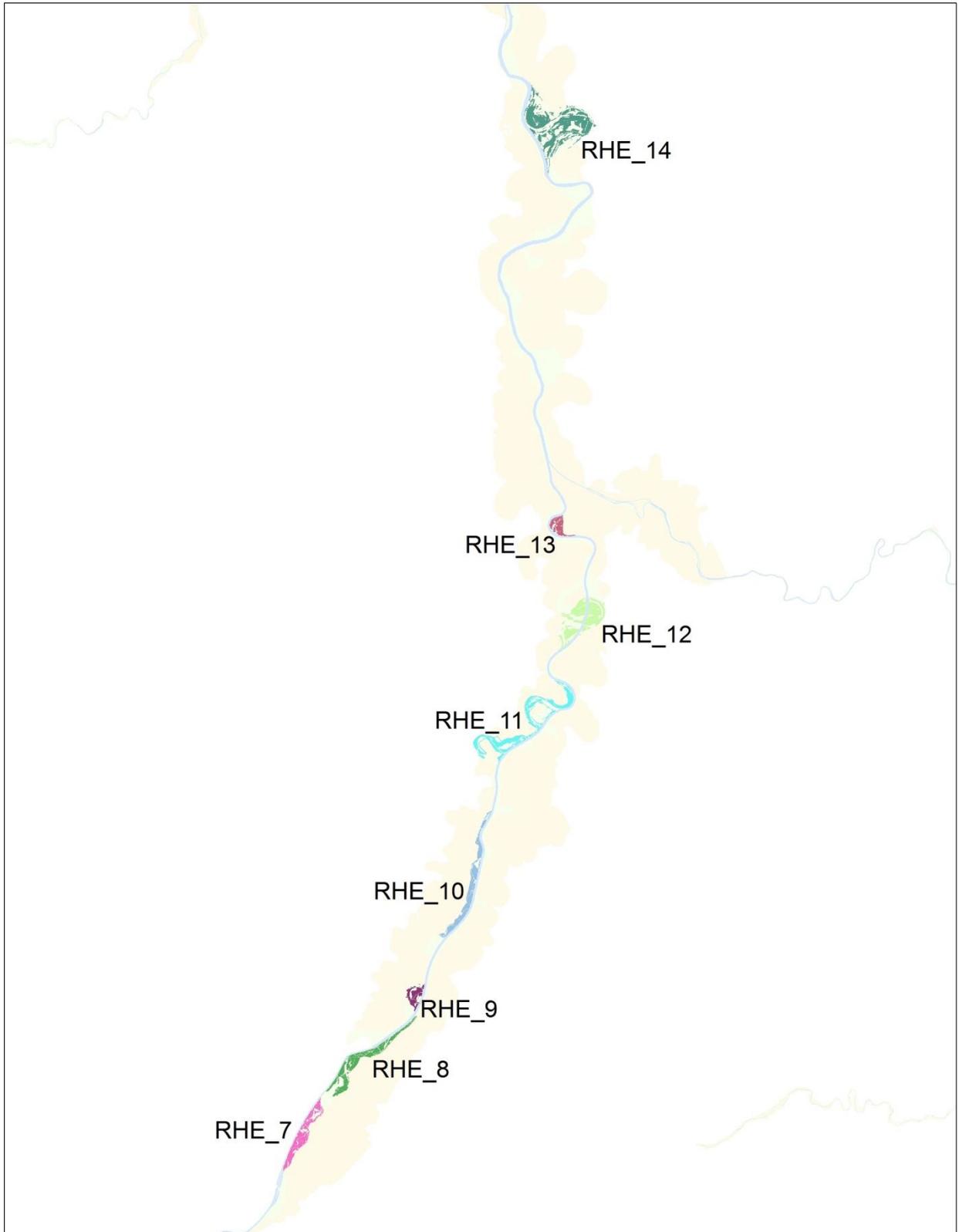


Abbildung 52: Lage der sieben größeren geschlossenen Auwaldgebiete am Ober-
 rhein (farbig, RHE_8 bis RHE13; Bezeichnungen siehe Tabelle 39 sowie die Rastatter
 Rheinaue (RHE_7; cremefarben: rezente Aue).

Dabei können in Anlehnung an die Kernaussagen von Mosner und Horchler (2014) über mögliche Anpassungsoptionen an den Klimawandel folgende Maßnahmenstrategien generell empfohlen werden:

- Deichrückverlegungen und damit Vergrößerung der Retentionsflächen und Schaffung eines möglichst hohen Anteils von naturnahen Auwäldern. Landwirtschaftliche Flächen in den wieder angebundnen Vorländern sollten möglichst als extensives Grünland bewirtschaftet werden.
- Wiederanbindung der Alt- und Seitenarme an den Rhein. Entscheidend dabei ist, dass die Anbindung möglichst unter Jahresmittelwasserniveau erfolgt und die Anbindungen neben der notwendigen Tiefe auch entsprechende Breiten aufweisen, sodass im Augewässersystem über Seiten- und Sohlerosionsprozesse eine natürliche Mobilisierung und Umlagerung von kiesigem und sandigem Substrat erfolgt. Damit sollen in Zukunft wieder junge Pionierhabitate geschaffen werden, welche zu einer Verjüngung der Au führen!

Voraussetzung für die Umsetzung derartiger Maßnahmen sind jedenfalls eine detaillierte Prüfung möglicher Auswirkungen auf die Schifffahrt und die Rheinsohle (z.B. durch Eintrag von in der Aue mobilisierten Substrates), den Hochwasserschutz und den Folgen für die eingeschränkte forst- und landwirtschaftliche Bewirtschaftung der Gebiete. Im Idealfall wären die Gebiete gänzlich aus der Nutzung zu nehmen und der natürlichen Entwicklung zu überlassen.

5.1 Auswirkungen des Klimawandels auf die Rastatter Rheinauen und zusammenfassender Ausblick

Bearbeitung: Gregory Egger

Die Rastatter Rheinaue kann aufgrund besonderer Rahmenbedingungen für das Land Baden-Württemberg und auch auf nationaler Ebene als ein „Sonderfall“ eingestuft werden. Zum einen ist auch hier infolge der Rheinkorrektur und -regulierung sowie durch die flussauf gelegene Kraftwerkskette ein Verlust der morphodynamischen Prozesse gegeben. Die ehemals weit verbreiteten Pionierstandorte sind nahezu völlig verschwunden, ein großer Teil der Auengewässer ist verlandet und der überwiegende Anteil der ehemals stark von Weichholzaunenwäldern geprägten Rastatter Rheinaue hat sich in die letzten 150 Jahre in Hartholzaunen umgewandelt. Das Rheinbett hat sich stabilisiert, zugleich ist eine zunehmende Anlandung in den Auen zu verzeichnen. Flussbetteintiefung und Anlandung haben einen verringerten Hochwasser- und Grundwassereinfluss zur Folge. Trotz dieser aus auenökologischer Sicht negativen Entwicklung sind zumindest die tieferen Bereiche der Rastatter Rheinauen nach wie vor stark durch einen hohen Überflutungseinfluss geprägt. Dies führt dazu, dass sich diese Standorte durch das

Vorkommen von Weichholzaunenwäldern auszeichnen. Hier ist es vor allem die Silber-Weide (*Salix alba*), welche in den Mulden und Senken aufgrund ihrer sehr hohen Überflutungstoleranz dominante Bestände aufbaut.

Zusammenfassend kann der aktuelle Zustand der Rastatter Rheinauen als ein weitgehend stabilisiertes Ökosystem mit einem entsprechend hohen Hartholzauwald-Anteil charakterisiert werden. Allerdings werden insbesondere die tieferen Standorte durch einen hohen Überflutungseinfluss mit entsprechend angepassten Silberweiden-Weichholzaunwäldern geprägt.

Vor diesem Hintergrund sind auch die langfristigen Auswirkungen des Klimawandels zu sehen. Auch wenn die Abflüsse klimawandelbedingt erheblich ansteigen, so hat diese Erhöhung der Flusssdynamik infolge des durchgehend gesicherten Rheins ökologisch keine Auswirkungen. Die Ufer sind vollständig stabilisiert und gesichert, es sind hier auch bei erhöhten Hochwasserabflüssen keine umfassenden Neubildungen von Standorten (Regression) und damit die Ausbildung von jungen Pionierstadien möglich. Zugleich sind auch aufgrund des Geschiebedefizits keine größerflächigen Zerstörungen infolge von Sedimentationsprozessen zu erwarten. Darüber hinaus werden infolge des Klimawandels auch deutlich längere Überflutungen prognostiziert. Allerdings zeigen die Modellergebnisse auch hier, dass dies langfristig nur geringe Auswirkungen auf die Auwaldtypen haben wird. Der erhöhte Überflutungseinfluss im Bereich der aktuell vorkommenden Hartholzauen liegt weitestgehend noch im Toleranzbereich der hier typischen Baumarten wie Stiel-Eiche und Gemeiner Esche. Beobachtungen haben gezeigt, dass es selbst nach Extremereignissen (z.B. Maihochwasser 1999) wohl kleinflächig zu Schädigungen, teils auch zu Absterben einzelner Individuen kommt, aber dies zu keinem flächigen Absterben von Hartholzbeständen führt. Dies wurde auch durch das Szenario 2 – Entwicklung der Auen mit Klimawandel – bestätigt. Die tiefer gelegenen Flächen entlang der Auengewässer und im Bereich von Flutmulden der Rastatter Rheinaue, wo es infolge des Klimawandels zu wesentlichen Erhöhungen des Überflutungseinflusses kommen wird, werden überwiegend von Silberweidenbeständen eingenommen. Die Silber-Weide hat eine extrem hohe Toleranz gegenüber Überflutungen. Daher wird es auch in den Bereichen mit sehr hohen Zunahmen des Überflutungseinflusses zu keinen wesentlichen Auswirkungen hinsichtlich der Bestandeszusammensetzung kommen.

Auch wenn die Klimaszenarien eine deutliche Zunahme von Starkniederschlägen und Hochwasserereignissen prognostizieren, so ist – wie oben skizziert – infolge klimaänderungsbedingter Abflusserhöhungen die Auenvegetation der Rastatter Rheinauen auch langfristig relativ gering davon betroffen. Das Untersuchungsgebiet wird heute und in Zukunft überwiegend von Wald eingenommen und es wird zu keiner maßgeblichen Verschiebung der Vegetationsstrukturen kommen, welche

zu einer Erhöhung der Rauigkeit führen. Damit ist vegetationsbedingt auch kein Anstieg des Hochwasserrisikos gegeben.

Zusammenfassend zeigen die Modellergebnisse sehr klar, dass trotz deutlich geänderter hydrologischer Bedingungen durch den Klimawandel unter den gegebenen Bedingungen wie des durchgehend regulierten Rheins und der befestigten Ufer langfristig maximal lokal punktuelle Auswirkungen auf die Auenvegetation der Rastatter Rheinaue zu erwarten sind. Voraussetzung für eine Dynamisierung der Auen ist eine Erhöhung der natürlichen Prozesse des Fluss- und Auenökosystems (Bravard et al. 1986; Habersack und Piégay 2007). Eine verstärkte Wiederanbindung der Auen an den Rhein ist über eine Absenkung von Uferwällen und damit Reaktivierung der Anbindung der Flutmulden sowie der Alt- und Totarme in der Aue mit dem Rhein zu erreichen. Wesentlich ist jedoch die Kombination dieser Maßnahmen mit einer Redynamisierung der Ufer durch ein (zumindest begrenztes) Zulassen von Seitenerosionen, wie sie durch Entfernung der Ufersicherungen erreicht werden. Mit dieser Maßnahme kann zugleich auch eine Verringerung der Schleppkräfte und damit eine verringerte Sohlintiefung bzw. je nach Aufweitung des Flussbettes auch eine Sohlstabilisierung erreicht werden. Zugleich sind Maßnahmen zur Stabilisierung des Rheinflussbettes und insbesondere der Schifffahrtsrinne vorzusehen (Sicherung durch Niederwasser-Buhnen zumindest bis auf Höhe GIW, Gleichwertiger Wasserstand). Die hier kurz skizzierten Maßnahmen sind jedoch nur auf Basis umfassender Untersuchungen der Hydraulik und des Feststofftransportes umsetzbar. Dass sie grundsätzlich machbar sind, zeigen die umgesetzten Maßnahmen an der Donau im Nationalpark Donauauen östlich von Wien (Reckendorfer et al. 2005).

Es ist davon auszugehen, dass im Gegensatz zu den aktuellen „stabilisierten Bedingungen“ bei einer entsprechenden Redynamisierung und Forcierung der natürlichen flussdynamischen Prozesse auch der Anstieg der klimawandelbedingten Hochwasserabflüsse, zu einer entsprechenden Erhöhung der Regressionsprozessen in der Auenentwicklung führen würde. Dies zu quantifizieren ist allerdings nur auf Basis entsprechender hydro-morphodynamischer Modelle in Kombination mit Auenentwicklungsmodellen möglich.

6 Literaturverzeichnis

- Ahrens, D. und Stöcker, H.-G. (2009): Untersuchungen zum Klima der Rheinauen durch mobile Messungen. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Projektbericht, 19 S., Karlsruhe.
- Arbeitskreis KLIWA (2006): Regionale Klimaszenarien für Süddeutschland. Abschätzung der Auswirkungen auf den Wasserhaushalt. KLIWA-Berichte. Heft 9.
- Arbeitskreis KLIWAS (2015): KLIWAS Synthesebericht für Entscheidungsträger. In: Abschlussbericht des BMVI. Fachliche Schlussfolgerungen aus den Ergebnissen des Forschungsprogramms KLIWAS.
- Armbruster J. et al. (2006): FOWARA. Forested Water Retention Areas. Guideline for decision makers, forest managers and land owners. INL. Bühl. 84 S.
- Balátova-Tulácková, E. (1979): Zur Dynamik der Artmächtigkeit innerhalb Südmährischer Cnidion venosi-Auenwiesen.- In: R. Tüxen Gesellschaftsentwicklung.
- Rinteln (1972): Berichte des Internationalen Symposiums der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde: 361-374.
- Bundeszoo-Anstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (Hrsg.) (1984): Naturschutzbewertung der badischen Oberrheinaue. 2 Gewässer und Gewässervegetation, Bestandskarte M 1:10.000. Bonn-Bad Godesberg.
- Bauer, H.G., Bezzel, E. und Fiedler, W. (Hrsg.) (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. – 2. vollst. überarb. Aufl. in 3 Bänden, Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Beeger, H. (1990): Staustufen, Polder und kein Ende. Die Ausbaumaßnahmen am Oberrhein von Tulla bis heute. – Mitteilungen der POLLICHIA 77: 55-72.
- Belz, J. U. et al. (2007): Das Abflussregime des Rheins und seiner Nebenflüsse im 20. Jahrhundert. Analyse, Veränderungen, Trends. In: Bericht I-22 der Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes. Sekretariat der KHR. Lelystad. Seite 2, 9-12, 67-71.
- Benjankar R., Egger G., Jorde K., Goodwin P. und Glenn N.F. (2011): Dynamic floodplain vegetation model development for the Kootenai River, USA. Journal of Environmental Management 92, 3058–3070.

- Bernhardt, C. (2000): Ein Natureingriff ungewöhnlichen Ausmaßes: Die Rheinkorrektion. Die Umgestaltung einer Kulturlandschaft im Übergang zum Industriezeitalter. – *Der Bürger im Staat* 2: 76-81.
- Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege, Karlsruhe, WWF-Auen-Institut und Große Kreisstadt Rastatt, Hrsg. (1985): Bedeutung und Naturpotentiale des Naturschutzgebietes Rastatter rheinaue. Zufahrtsstraßen, Parkplätze, Wanderwege. Gebietskarte.
- Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Karlsruhe, WWF-Auen-Institut und Große Kreisstadt Rastatt (1985): Gebietskarte 1:25.000. Bedeutung und Naturpotentiale des Naturschutzgebietes Rastatter Rheinaue.
- Biela C. (2008): Die Nutria (*Myocastor coypus* MOLINA 1782) in Deutschland. Ökologische Ursachen und Folgen der Ausbreitung einer invasiven Art. – München (Technische Universität München, Lehrstuhl für Landschaftsökologie – Diplomarbeit), IX + 87 S.
- Bolender, E. und Fürst, J. (2001): Ansiedlung der Wassernuss (*Trapa natans*) in Gewässern der Oberrheinebene. – Projektbericht 2001. Isny.
- Bravard, J., Amoros, C., Pautou, G. (1986): Impact of civil engineering works on the successions of communities in a fluvial system. *Oikos* 47:92-111.
- Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (1983): Naturschutzbewertung der badischen Oberrheinaue 1 Terrestrische Vegetation. Bestandskarte. Bonn-Bad Godesberg.
- Carbiener, R. und Ortscheit, A. (1987): Wasserpflanzengesellschaften als Hilfe zur Qualitätsüberwachung eines der größten Grundwasser-Vorkommen Europas (Oberrheinebene). – In: MIYAWAKI, A. et al. (Hrsg.): *Vegetation Ecology and Creation of New Environments. Proceedings of the international symposium.* – Tokyo (Tokio University Press), 473 S.
- Carbiener, R.(1974): Die linksrheinischen Naturräume und Waldungen der Schutzgebiete von Rhinau und Daubensand (Frankreich): eine pflanzensoziologische und landschaftsökologische Studie. In: *Das Taubergießengebiet eine Rheinauenlandschaft – Ludwigsburg (Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg).* – Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden- Württembergs, 7, 438-535.
- Díaz-Redondo, M., Egger, G., Marchamalo, M., und Hohensinner, S. (2016): Diachronic analysis of habitat structure and river-floodplain dynamics for the study of the reference condition and the ecological deficit of a large river system: the Upper Rhine River.

- Dickoré, B. (1978): Naturschutzbewertung der badischen Oberrheinaue 2 Gewässer und Gewässervegetation, Bestandskarte 1:10.000, Feldaufnahme, Blatt 7 Plittersdorf bis Karlsruhe-Rheinhafen; Teilkarte aus BFANL-Hrsg. (1984): Naturschutzbewertung der badischen Oberrheinaue. 2 Gewässer und Gewässervegetation, Bestandskarte Maßstab 1:10.000, Bonn-Bad Godesberg.
- Dilger, R. und Späth, V. (1988): Konzeption natur- und landschaftsschutzwürdiger Gebiete der Rheinniederung des Reg.-Bezirks Karlsruhe („Rheinauen-schutzkonzeption“). Textband mit Kartenanhang.
- Dister, E. (1980): Geobotanische Untersuchungen in der hessischen Rheinaue als Grundlage für die Naturschutzarbeit. Göttingen. o.V. o.S.
- Dister, E. (1983): Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen an lehmigen Standorten. In: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Mainz 1981) Band X 1983. o.V. Seite 329-335.
- Dister, E. (1985): Auenlebensräume und Retentionsfunktion. – Die Zukunft der ostbayerischen Donaulandschaft. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. – Laufen – Laufener Seminarbeiträge 3: 74-90.
- Dister, E, K. A. Gutzweiler, P. Obrdlik, G. Rast, Eckb. Schneider und E. Schneider (1992): Untersuchungen über ökologische Entwicklungsmöglichkeiten der Rheinniederung im Bereich der Murgmündung durch Erweiterung der Überflutungsflächen (gesteuerte oder ungesteuerte Retention) (Vorstudie).- Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt des Landes Baden-Württemberg vertreten durch das RP Karlsruhe Abt. V Wasserwirtschaft, S. 186.
- Dister, E., D. Gomer, P. Obrdlik, G. Rast und E. Schneider (1992): Untersuchungen zur Verbesserung der wasserwirtschaftlichen und ökologischen Verhältnisse in der Rheinaue zwischen Rastatt-Wintersdorf und Au a. Rhein (Schlußbericht).- im Auftrag des Landes Baden-Württemberg, S. 158.
- Dister, E., K.-H. Groth, K.-A. Gutzweiler, P. Obrdlik, G. Rast, Eckb. Schneider und E. Schneider (1993): Untersuchung über die Umweltverträglichkeit des geplanten Polders Söllingen/Greffern als Vorlage für das Raumordnungsverfahren.- Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt des Landes Baden-Württemberg vertreten durch die Neubauleitung Hochwasserschutz Oberrhein in Breisach.
- Dister, E. (1999): Folgen der Sohleneintiefung für die Ökosysteme der Aue.- IHP/OHP Berichte 13 (Hydrologische Dynamik im Rheingebiet): 157-165.

- Dister, E. (1994): The function, evaluation and relicts of Near-Natural Floodplains.- Limnologie aktuell. Band 2. Kinzelbach (Hrsg.): Biologie der Donau. Fischer Verlag Stuttgart.Jena.New York, 317-329.
- Egger, G.; Politti, E.; Garófano-Gómez, V.; Blamauer, B.; Ferreira, T.; Rivaes, R.; Benjankar, R.; Habersack, H. (2013): Embodying Interactions Between Riparian Vegetation and Fluvial Hydraulic Processes Within a Dynamic Floodplain Model: Concepts and Applications. In Ecohydraulics (pp. 407–427). John Wiley und Sons, Ltd.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa/Indicator values of plants in Central Europe. Scripta Geobotanica 18:1-264, Erich Goltze KG, Göttingen.
- Ellenberg, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobot. 9: 97 S., Verlag, Erich Goltze Göttingen.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. und Paulißen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, 2. Verbesserte Auflage, Verlag Erich Goltze KG, Göttingen, pp. 258.
- Feldmann, H., Früh, B., Kottmeier, C., Panitz, H.-J., Schädler, G. (2010): Hochoflösende regionale Simulationen künftiger Starkniederschlagsereignisse in Baden-Württemberg (ReSiPrec). S. 355f.
- Formann, E., Hauer, C., Egger, G. und Habersack, H. (2014): The Dynamic Disturbance Regime Approach In River Restoration: Concept Development And Application. Landscape and Ecological Engineering 10, 323–337.
- Forschungsgruppe Fließgewässer (1993): Fließgewässertypologie: Ergebnisse interdisziplinärer Studien an naturnahen Fließgewässern und Auen in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt Buntsandstein-Odenwald und Oberrheinebene. Ecomed Verlag, Landsberg, S. 226.
- Frank, J. C. (1830): Rastadts Flora.- Heidelberg Universitätsbuchdruckerei von J . M. Gutmann. 128 S.
- Frietsch, J. (2015): Biotopkartierung des Naturschutzgebietes Rastatter Rheinaue unter Berücksichtigung von Sukzessionsphasen und Standorteigenschaften zur Evaluation naturnaher Lebensräume. – Bachelorarbeit im Fach Angewandte Biologie am Karlsruher Institut für Technologie (KIT); 86 Seiten.
- Gill, C. J. (1970): The flooding tolerance of woody species – e review.- Forestry Abstracts, 31, 4: 671-688.

- Glutz von Blotzheim, U.N. (Hrsg.) (2001): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. – Lizenzausgabe auf CD-ROM.
- Guenther-Diringer, D. (1989): Landschaftshistorische Entwicklung der Rastatter Rheinaue. Eine Karte mit vier Zeitschnitten. Im Auftrag des WWF-Auen-Instituts. Diplomarbeit an der Fh Karlsruhe, Studiengang Kartographie, betreut durch Prof. Dr. H. Musall.
- Habersack, H., Piégay, H. (2007): River restoration in the Alps of communities in a fluvial system. *Oikos* 47:92-111. and their surroundings: past experience and future challenges. *Developments in Earth Surface Processes*, 11:703–735.
- Hellwig, M. (2000): Auenregeneration an der Elbe Untersuchungen zur Syndynamik und Bioindikation von Pflanzengesellschaften an der Unteren Mittel-Elbe bei Lenzen. Universität Hannover. o.S.
- Hennegriff, W., Ihringer, J., Kolokotronis, V. (2008): Prognose von Auswirkungen des Klimawandels auf die Niedrigwasserverhältnisse in Baden-Württemberg. In: *Korrespondenz Wasserwirtschaft*. 2008(1). Nr. 6. S. 309-314.
- Hjulström, F. (1935): The Morphological Activity of Rivers as Illustrated by River Fyris. *Bull. Geol. Inst. Uppsala*, Vol. 25(III).
- Hölzinger, J. (Hrsg.) (1987): Die Vögel Baden-Württembergs. – Band 1, Teil 2 Artenhilfsprogramme; Ulmer.
- Hölzinger, J. (Hrsg.) (1997): Band 3.2, Singvögel 2; Ulmer.
- Hölzinger, J. (Hrsg.) (1999): Band 3.1, Singvögel 1; Ulmer.
- Hölzinger, J. (Hrsg.) (2001): Band 2, Nicht-Singvögel 2; Ulmer.
- Honsell, M. (1885): Die Korrektion des Oberrheines von der Schweizer Grenze unterhalb Basel bis zur Grossherzoglich Hessischen Grenze unterhalb Mannheim, insbesondere der Badische Antheil an dem Unternehmen. – Karlsruhe (G. Braun). – Beiträge zur Hydrographie des Großherzogthums Baden, Band 3, Atlasband, 97 S.
- Hügin, G. (1981): Die Auenwälder des südlichen Oberrehtals – ihre Veränderung und Gefährdung durch den Rheinausbau. *Landschaft und Stadt* 13, 2: 78-91, Eugen Ulmer GmbH und Co, Stuttgart.

- Hügin, G., Henrichfreise, A. (1992): Naturschutzbewertung der badischen Oberreinaue – Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 24. Bonn-Bad Godesberg. o.S.
- Klaiber, G., Pfarr, U. und Kuhn, S. (1997): Das Integrierte Rheinprogramm, Hochwasserschutz und Auenrenaturierung am Oberrhein. Lahr (Gewässerdirektion Südl. Oberrhein/Hochrhein).
- Klein, J.-P. und Carbiener, R. (1988): Effets des crues de l'ill sur les phytocénoses aquatiques de deux rivières phréatiques du secteur de Benfeld et d'Erstein: la Lutter et le Bronnwasser. Intéret des plantes aquatiques comme bioindicateurs d'eutrophisation. – Bulletin de l'Association philomathique d'Alsace et de Lorraine 24: 3-34.
- Köppel, C. (1997): Die Großschmetterlinge (Makrolepidoptera) der Rastatter Rheinaue: Habitatwahl sowie Überflutungstoleranz und Überlebensstrategien bei Hochwasser. – Marktleuthen (verlag Dr. Ulf Eitschberger) – Neue Entomologische Nachrichten. Beiträge zur Ökologie, Faunistik und Systematik von Lepidopteren 39, 624 S.
- Krause, W., Hügin, G. und BFANL (1987): Ökologische Auswirkungen von Altarmverbundsystemen am Beispiel des Altrheinausbaus. Natur und Landschaft 62,1: 9-10.
- Krause, W. (1969): Zur Characeenvegetation der Oberrheinebene. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 35 (2), (Schweizerbart): 202-235.
- Krebs, F., Tittizer, T. (1996): Ökosystemforschung: Der Rhein und seine Auen: Eine Bilanz, Gebundene Ausgabe, Springer.
- Lauterborn, R. (1917): Die geographische und biologische Gliederung des Rheinstroms. Sitzungsberichte der Heidelberger Akademie der Wissenschaften 5, Abhandlung, S. 70.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Übersichtsverfahren.
- Ledesma-Krist, G. (2015): Landschaftshistorische Entwicklung am Oberrhein im Gebiet zwischen Rench- und Murgmündung. Entwicklung der Biodiversität von Flussauen. WWF-Auen-Institut (unveröff.).
- Ingenieurbüro Ludwig (1994): Untersuchungen zur Verbesserung der Abflussverhältnisse im Rheinvorland zwischen Iffezheim und Au am Rhein. (Rhein-km 336,0 bis 354,4). – Erläuterungsbericht. Karlsruhe, 23 S, Anl. A-G.

- Mahoney, J.M., Rood, S.B. (1998): Stream flow requirements for cottenwood seedling recruitment – An integrative model. *Wetlands*, 18(4). Seite 634-645.
- Maniak, U. (2005): *Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure.* – Berlin, Heidelberg, New York (Springer-Verlag), 666 S.
- Metz, M. (2015): *Process-oriented ecological analysis of a dynamic riparian ecosystem: the lower river Allier (France).* – Master thesis (Geoecology) am Karlsruher Institut für Technologie (KIT); 84 S.
- Mosner, E. und Horchler, P. (2014): *Auswirkungen des Klimawandels auf die Vegetation der Flussauen.* Schlussbericht KLIWAS-Projekt 5.06. KLIWAS-53/2014. BfG, Koblenz. DOI: 10.5675/Kliwas_53/2014_5.06
- Neuberger, J. (1912): *Flora von Freiburg im Breisgau- Schwarzwald, Rheinebene, Kaiserstuhl, Baar, Herdersche Verlagshandlung*, 3. und 4. Auflage.
- Oberdorfer, E. (2001): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete.* 8. Aufl. – Stuttgart (Ulmer), 1051 S.
- Obrdlik, P. – Projektleitung (1992): *Regenerierung der Rheinbiozönose durch Auengewässer (Schlussbericht).*- WWF-Auen-Institut, Rastatt im Auftrag der „Rhein-Fonds“ der Firma SANDOZ AG, Basel, 100 S.
- Obrdlik, P., Schneider, E. und Smukalla, R. (1990): *Zur Limnologie der Rastatter Rheinaue.* In *Limnologie aktuell*, 1 Kinzelbach und Friedrich (Hrsg.) *Biologie des Rheins.* Gustav Fischer Verlag Stuttgart. New York, S. 477-489.
- Otto, A. und Weibel, U. (1999a): *Entwicklung der Rhein-Auengewässer. Teil 1: Grundlagen.* – Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.). Mainz.
- Otto, A. und Weibel, U. (1999b): *Entwicklung der Rhein-Auengewässer. Teil 2: Entwicklungsplan.* – Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.). Mainz.
- Patz, G. (2000): *Parameter der Auwaldbegründung – Ergebnisse aus der Lenze-ner Elbtalaue.* – *Angewandte Landschaftsökologie* 37. – Bonn-Bad Godesberg. o.S.
- Perona, P., Camporeale, C., Perucca, E., Savina, M., Molnar, P., Burlando, P. and Ridolfi, L. (2009): *Modelling river and riparian vegetation interactions and related importance for sustainable ecosystem management.* *Aquatic Sciences*, 71: 266–278.
- Philippi, G. und Görs, S. (1976): *Rheinstaufstufe Neuburgweier. Landschaftspflege-rische Begleitplanung. Anlagenband Karte 6 Vegetation.*- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.

- Philippi, G. (1969): Laichkraut- und Wasserlinsengesellschaften des Oberrheingebietes zwischen Straßburg und Mannheim.- Veröffentlichungen der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg, Heft 37 102-172, Ludwigsburg.
- Pott, R. und Remy, D. (2000): Ökosysteme Mitteleuropas - Die Gewässer des Binnenlandes., - 1. Auflage, 252 S., Verlag Eugen Ulmer.
- Quoika, S. (1995, unveröff.): Interdisziplinäre Analyse von Auwaldstandorten am mittleren Oberrhein. Praktikum-Projektbericht, Univ. GH Paderborn, Abt. Höxter. 61 S. + Anhang.
- Reckendorfer, W., Schmalfluss, 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. Large Rivers* 15: 613–630.
- Redling, M. (2006): Aquatische Makrophyten als Trophieindikatoren nach wasserbaulichen Maßnahmen in der Rastatter Rheinaue. – (unveröffentlicht). – Kaiserslautern (Diplomarbeit an der Technische Universität Kaiserslautern, Abteilung für Pflanzenökologie und Systematik, durchgeführt und betreut im Bereich WWF-Auen-Institut Rastatt, Institut für Wasser- und Gewässerentwicklung, Universität Karlsruhe), 95 S. + Kartenanhang.
- Reitze, F. (2016): Die Entwicklung aquatischer Lebensräume und ihr aktueller Zustand in der Rastatter Rheinaue als Grundlage für ein nachhaltiges Management. Bachelorarbeit in der Abteilung WWF-Auen-Institut, Institut für Geographie und Geoökologie, KIT.
- Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Hofmann, G., Gutowski, A., Foerster, J. (2005): Handlungsanweisung für die Bewertung von Fließgewässern bzw. Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos“, Stand April 2005, im Auftrag des Bundesministerium für Forschung und Bildung und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).
- Schmidt, W. (1981): Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern. *Scripta Geobotanica*, 15, Erich Goltze Verlag Göttingen, 199. S.
- Schneider, E. und Schneider, E. (1987): Kartierung schützenswerter Biotope im Bereich der Stadt Rastatt.- WWF-Auen-Institut Im Auftrag der Stadt Rastatt, 134 S.

- Schwabe, E. (1992): Besiedlungsgeschichte. 43-48. In: GALLUSSER, W. A., SCHENKER, A. (Hrsg.): Die Auen am Oberrhein. Birkhäuser, Basel/Boston/Berlin, S. 192.
- Schwarzmann, H. (1964): War die Tulla'sche Oberrheinkorrektion eine Fehlleistung im Hinblick auf ihre Auswirkungen? – Wasserwirtschaft 54 (10): 279-287.
- Seubert, M. und Klein, L. (1905): Exkursionsflora für das Grossherzogtum Baden. 6. Aufl. Stuttgart: Ulmer.
- Seubert, M. (1885): M. Seubert's Exkursionsflora für das Großherzogtum Baden. 4. Aufl. Hg. v. K. Prantl. Stuttgart: Ulmer.
- Späth, V. (1999): Untersuchungen zur Hochwasserdynamik und standortkundlichen Einstufung im Forstbezirk Rastatt.- Unveröff. Gutachten im Auftrag der Forstdirektion Karlsruhe.
- Späth, V. (1988): Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen. Natur Und Landschaft, 8(7): 312–315.
- Spohn, M. (2011): Kosmos-Baumführer Europa. Cornelsen.
- Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. und Sudfeldt, C. (Hrsg) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- REKLIP (1995): Klimaatlas. Oberrhein Mitte-Süd. Institut für angewandte Geowissenschaften. Trinationale Arbeitsgemeinschaft Regio-Klima-Projekt REKLIP, Offenbach.
- Tulla, G. (1822): Der Rhein von Basel bis Mannheim mit Begründung der Nothwendigkeit, diesen Strom zu regulieren. Denkschrift, als Manuscript und ohne Titel gedruckt zur Verteilung an die Mitglieder der hohen Staatsregierung und beider Kammern der badischen Landstände. Karlsruhe.
- Tulla, G. (1825): Ueber die Rectification des Rheins. Von seinem Austritt aus der Schweiz bis zu seinem Eintritt in das Großherzogthum Hessen. Karlsruhe, Müller, S. 64.
- Tümmers, H.J. (1994): Der Rhein – Ein europäischer Fluss und seine Geschichte. C.H. Beck.
- Tüxen, R. (1957): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. In: Angewandte Pflanzensoziologie 13.

- van de Weyer, K. und Schmidt, C. (2007): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) in Deutschland: 128 S. und 348 Seiten Anhang mit 332 Abb. (Bearbeitung: D. WASSONG und B. KREIMEIER), erstellt im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg.
- Wagner, K. (2015): Grundwasser- und Überflutungsbedingungen und deren Wirkung auf die Auenvegetation am Beispiel der Elbe im Deichrückverlegungsgebiet Lenzen. Bachelorarbeit in der Abteilung WWF-Auen-Institut, Institut für Geographie und Geoökologie, KIT.
- Wald und Corbe, Ingenieurbüro (1994): Verbesserung der Abflussverhältnisse in der Rheinaue zwischen Rastatt-Wintersdorf und Au am Rhein. Ergebnisbericht eindimensionale hydraulische Berechnungen, Hügelsheim, S. 116, Anl. E1-9.
- Wendl, P., Schneider Er., Schneider, Eckb. und Pesaro, M. (1996 unveröff.): Biotopvernetzungs-konzeption für die Gemarkung Ottersdorf (Stadt Rastatt), WWF-Auen-Institut, im Auftrag der Stadt Rastatt, S. 105
- Werling, M., Ledesma-Krist, G., Schneider, E. (2015): Die Veränderung der aquatischen Vegetation in der Rastatter Rheinaue innerhalb von rund 30 Jahren. Entwicklung der Biodiversität von Flussauen. (unveröff.), WWF-Auen-Institut.
- WWF-Auen-Institut (1990): Erprobungs- Erforschungsvorhaben. Naturnahe Auenwälder am Oberrhein – Möglichkeiten der Renaturierung und naturnahen Bewirtschaftung. Zwischenbericht 1. Rastatt, 41 S. + Karten- und Tabellenanhang, im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- WWF-Auen-Institut (1991): Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben auf dem Gebiet des Naturschutzes "Naturnahe Auenwälder am Oberrhein. Möglichkeiten der Renaturierung und naturnahen Bewirtschaftung. Zwischenbericht 2, 40 S., im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- WWF-Auen-Institut (1992): Untersuchungen zur Verbesserung der wasserwirtschaftlichen und ökologischen Verhältnisse in der Rheinaue zwischen Rastatt-Wintersdorf und Au a. Rhein. – Gutachten im Auftrag des Landes Baden-Württemberg, vertreten durch das Regierungspräsidium Karlsruhe, Abt. V Wasserwirtschaft und Abteilung VII Umweltschutz, 158 S.

Internetquellen:

IKSR Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2015): Bewirtschaftungsplan 2015 für die internationale Flussgebietseinheit Rhein Karten K6 und K17. <http://www.iksr.org/de/wasserrahmenrichtlinie/bewirtschaftungsplan-2015/index.html> (Abruf: 16.3.2016)

wetter.com, (2015): Wetterdienst: Wettervorhersage Rastatt, <http://www.wetter.com>

Klimadiagramme.de, (2015a): Klimadiagramme weltweit, <http://www.klimadiagramme.de>

Klimadiagramme.de, (2015b): Karlsruhe. <http://www.klimadiagramme.de/Deutschland/karlsruhe2.html>. (Abruf: 03.12.2015)

7 Anhang

7.1 Analyse von Überflutungsdauern anhand aktueller und historischer Vegetationskarten

Tabelle 40: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes in einem trockenen Jahr.

Prozentualer Anteil an Gesamtfläche in einem trockenen Jahr					
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)				Gesamt (%)
	0	2	18	110	
Wasser	1,7	6,2	0,8	3,2	11,9
Schlammbodengesellschaft	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,2
Großröhricht	0,7	0,4	<0,1	-	1,0
Nasse Weidengebüsch	0,1	<0,1	-	-	0,1
Nasse Silberweidenau	10,0	5,8	2,4	0,5	18,6
Frisches Weidengebüsch	0,3	<0,1	-	-	0,3
Frische Silberweidenau	1,4	0,7	<0,1	<0,1	2,2
Feuchte Eichen-Ulmenau	0,3	<0,1	-	<0,1	0,3
Frische Eichen-Ulmenau	31,3	7,4	0,4	<0,1	39,1
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	<0,1	<0,1	-	-	0,1
Frische Eichen-Hainbuchenau	17,6	1,7	<0,1	<0,1	19,3
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	4,3	0,6	<0,1	-	4,9
Infrastruktur	1,7	<0,1	-	<0,1	1,8
Gesamt (%)	69,6	22,9	3,8	3,8	100,0

Tabelle 41: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes in einem mittleren Jahr.

Prozentualer Anteil an Gesamtfläche in einem mittleren Jahr						
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)					Gesamt (%)
	0	2	14	70	155	
Wasser	1,0	0,7	6,2	0,8	3,2	11,9
Schlammbodengesellschaft	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,2
Großröhricht	0,6	<0,1	0,4	<0,1	-	1,0
Nasse Weidengebüsch	0,1	<0,1	<0,1	-	-	0,1
Nasse Silberweidenau	2,5	7,5	5,8	2,4	0,5	18,6
Frisches Weidengebüsch	0,3	<0,1	<0,1	-	-	0,3
Frische Silberweidenau	0,3	1,1	0,7	<0,1	<0,1	2,2

Feuchte Eichen-Ulmenau	<0,1	0,3	<0,1	-	<0,1	0,3
Frische Eichen-Ulmenau	16,5	14,7	7,4	0,4	<0,1	39,1
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	0,1
Frische Eichen-Hainbuchenau	11,9	5,7	1,7	<0,1	<0,1	19,3
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	1,2	3,0	0,6	<0,1	-	4,9
Infrastruktur	1,4	0,3	<0,1	-	<0,1	1,8
Gesamt (%)	36,0	33,5	22,9	3,8	3,8	100,0

Tabelle 42: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes in einem nassen Jahr.

Prozentualer Anteil an Gesamtfläche in einem nassen Jahr										
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)									Gesamt (%)
	0	1	2	4	7	15	47	109	174	
Wasser	1,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,7	6,2	0,8	3,2	11,9
Schlammbodengesellschaft	<0,1	-	-	<0,1	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,2
Großröhricht	0,6	<0,1	-	<0,1	-	<0,1	0,4	<0,1	-	1,0
Nasse Weidengebüsch	<0,1	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	0,1
Nasse Silberweidenau	1,0	<0,1	0,1	0,6	0,7	7,5	5,8	2,4	0,5	18,6
Frisches Weidengebüsch	0,2	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	0,3
Frische Silberweidenau	<0,1	-	<0,1	<0,1	0,1	1,1	0,7	<0,1	<0,1	2,2
Feuchte Eichen-Ulmenau	<0,1	-	<0,1	<0,1	<0,1	0,3	<0,1	-	<0,1	0,3
Frische Eichen-Ulmenau	9,4	0,1	0,6	5,6	0,7	14,7	7,4	0,4	<0,1	39,1
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	-	-	-	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	0,1
Frische Eichen-Hainbuchenau	9,0	<0,1	0,6	1,7	0,6	5,7	1,7	<0,1	<0,1	19,3
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	0,9	-	<0,1	0,3	<0,1	3,0	0,6	<0,1	-	4,9
Infrastruktur	1,0	<0,1	<0,1	0,3	<0,1	0,3	<0,1	-	<0,1	1,8
Gesamt (%)	23,4	0,2	1,5	8,7	2,3	33,5	22,9	3,8	3,8	100,0

Tabelle 43: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes in einem extrem nassen Jahr.

Prozentualer Anteil an Gesamtfläche in einem extrem nassen Jahr									
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)								Gesamt (%)
	0	2	12	55	99	164	183		
Wasser	1,0	<0,1	<0,1	0,7	6,2	0,8	3,2	11,9	
Schlammbodengesellschaft	<0,1	<0,1	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,2	
Großröhricht	0,6	<0,1	-	<0,1	0,4	<0,1	-	1,0	
Nasse Weidengebüsch	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	0,1	

Nasse Silberweidenau	1,2	0,6	0,7	7,5	5,8	2,4	0,5	18,6
Frisches Weidengebüsch	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	0,3
Frische Silberweidenau	0,1	<0,1	0,1	1,1	0,7	<0,1	<0,1	2,2
Feuchte Eichen-Ulmenau	<0,1	<0,1	<0,1	0,3	<0,1	-	<0,1	0,3
Frische Eichen-Ulmenau	10,2	5,6	0,7	14,7	7,4	0,4	<0,1	39,1
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	-	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	0,1
Frische Eichen-Hainbuchenau	9,6	1,7	0,6	5,7	1,7	<0,1	<0,1	19,3
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	0,9	0,3	<0,1	3,0	0,6	<0,1	-	4,9
Infrastruktur	1,1	0,3	<0,1	0,3	<0,1	-	<0,1	1,8
Gesamt (%)	25,1	8,7	2,3	33,5	22,9	3,8	3,8	100,0

Tabelle 44: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Vegetationstypen des Untersuchungsgebietes in einem trockenen Jahr.

Prozentualer Anteil an den Vegetationstypen in einem trockenen Jahr					
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)				Gesamt (%)
	0	2	18	110	
Wasser	14,5	52,0	6,6	27,0	100,0
Schlamm- bodengesellschaft	45,0	20,3	32,2	2,5	100,0
Großröhricht	65,0	34,8	0,2	-	100,0
Nasse Weidengebüsch	93,7	6,3	-	-	100,0
Nasse Silberweidenau	53,6	31,0	12,8	2,6	100,0
Frisches Weidengebüsch	99,4	0,6	-	-	100,0
Frische Silberweidenau	63,9	33,4	2,6	<0,1	100,0
Feuchte Eichen-Ulmenau	91,6	8,3	-	<0,1	100,0
Frische Eichen-Ulmenau	79,9	19,0	1,0	0,1	100,0
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	97,0	3,0	-	-	100,0
Frische Eichen-Hainbuchenau	91,0	8,7	0,3	<0,1	100,0
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	87,4	12,3	0,3	-	100,0
Infrastruktur	95,6	2,4	-	1,9	100,0

Tabelle 45: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Vegetationstypen des Untersuchungsgebietes in einem mittleren Jahr.

Prozentualer Anteil an den Vegetationstypen in einem mittleren Jahr						
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)					Gesamt (%)
	0	2	14	70	155	
Wasser	8,8	5,7	52,0	6,6	27,0	100,0
Schlammbodengesellschaft	38,9	6,1	20,3	32,2	2,5	100,0
Großröhricht	59,0	6,1	34,8	0,2	-	100,0
Nasse Weidengebüsch	86,2	7,6	6,3	-	-	100,0
Nasse Silberweidenau	13,3	40,3	31,0	12,8	2,6	100,0
Frisches Weidengebüsch	85,6	13,8	0,6	-	-	100,0
Frische Silberweidenau	15,0	49,0	33,4	2,6	<0,1	100,0
Feuchte Eichen-Ulmenau	12,3	79,2	8,3	-	<0,1	100,0
Frische Eichen-Ulmenau	42,3	37,6	19,0	1,0	0,1	100,0
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	9,8	87,2	3,0	-	-	100,0
Frische Eichen-Hainbuchenau	61,7	29,4	8,7	0,3	<0,1	100,0
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	25,4	62,0	12,3	0,3	-	100,0
Infrastruktur	77,1	18,6	2,4	-	1,9	100,0

Tabelle 46: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Vegetationstypen des Untersuchungsgebietes in einem nassen Jahr.

Prozentualer Anteil an den Vegetationstypen in einem nassen Jahr										
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)									Gesamt (%)
	0	1	2	4	7	15	47	109	174	
Wasser	8,3	<0,1	<0,1	0,4	<0,1	5,7	52,0	6,6	27,0	100,0
Schlammbodengesellschaft	37,5	-	-	1,4	-	6,1	20,3	32,2	2,5	100,0
Großröhricht	57,3	0,1	-	1,5	-	6,1	34,8	0,2	-	100,0
Nasse Weidengebüsch	82,8	-	0,8	0,8	1,8	7,6	6,3	-	-	100,0
Nasse Silberweidenau	5,5	<0,1	0,7	3,1	4,0	40,3	31,0	12,8	2,6	100,0
Frisches Weidengebüsch	72,5	-	0,6	10,1	2,4	13,8	0,6	-	-	100,0
Frische Silberweidenau	3,6	-	1,5	4,1	5,9	49,0	33,4	2,6	<0,1	100,0
Feuchte Eichen-Ulmenau	1,5	-	3,7	5,7	1,4	79,2	8,3	-	<0,1	100,0
Frische Eichen-Ulmenau	24,1	0,4	1,6	14,4	1,9	37,6	19,0	1,0	0,1	100,0
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	-	-	-	9,8	87,2	3,0	-	-	100,0
Frische Eichen-Hainbuchenau	46,5	0,2	3,0	8,9	3,0	29,4	8,7	0,3	<0,1	100,0
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	17,9	-	0,2	6,3	0,9	62,0	12,3	0,3	-	100,0
Infrastruktur	56,7	0,3	4,1	15,2	0,8	18,6	2,4	-	1,9	100,0

Tabelle 47: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Vegetationstypen des Untersuchungsgebietes in einem extrem nassen Jahr.

Prozentualer Anteil an den Vegetationstypen in einem extrem nassen Jahr								
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)							Gesamt (%)
	0	2	12	55	99	164	183	
Wasser	8,3	0,4	<0,1	5,7	52,0	6,6	27,0	100,0
Schlammbodengesellschaft	37,5	1,4	-	6,1	20,3	32,2	2,5	100,0
Großröhricht	57,4	1,5	-	6,1	34,8	0,2	-	100,0
Nasse Weidengebüsch	83,6	0,8	1,8	7,6	6,3	-	-	100,0
Nasse Silberweidenau	6,2	3,1	4,0	40,3	31,0	12,8	2,6	100,0
Frisches Weidengebüsch	73,1	10,1	2,4	13,8	0,6	-	-	100,0
Frische Silberweidenau	5,1	4,1	5,9	49,0	33,4	2,6	<0,1	100,0
Feuchte Eichen-Ulmenau	5,3	5,7	1,4	79,2	8,3	-	<0,1	100,0
Frische Eichen-Ulmenau	26,0	14,4	1,9	37,6	19,0	1,0	0,1	100,0
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	-	9,8	87,2	3,0	-	-	100,0
Frische Eichen-Hainbuchenau	49,7	8,9	3,0	29,4	8,7	0,3	<0,1	100,0
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	18,2	6,3	0,9	62,0	12,3	0,3	-	100,0
Infrastruktur	61,1	15,2	0,8	18,6	2,4	-	1,9	100,0

Tabelle 48: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Überflutungsdauern des Untersuchungsgebietes in einem trockenen Jahr.

Prozentualer Anteil an den Überflutungsdauern in einem trockenen Jahr				
Vegetation	Anteil an Überflutungsdauern (%)			
	0	2	18	110
Wasser	2,5	27,0	21,1	85,0
Schlammbodengesellschaft	0,1	0,2	1,9	0,1
Großröhricht	1,0	1,6	<0,1	-
Nasse Weidengebüsch	0,2	<0,1	-	-
Nasse Silberweidenau	14,4	25,2	63,7	12,8
Frisches Weidengebüsch	0,5	<0,1	-	-
Frische Silberweidenau	2,0	3,2	1,5	<0,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	0,4	0,1	-	<0,1
Frische Eichen-Ulmenau	44,9	32,4	10,0	1,1
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	0,1	<0,1	-	-
Frische Eichen-Hainbuchenau	25,2	7,3	1,4	<0,1
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	6,2	2,6	0,4	-
Infrastruktur	2,4	0,2	-	0,9
Gesamt (%)	100,0	100,0	100,0	100,0

Tabelle 49: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Überflutungsdauern des Untersuchungsgebietes in einem mittleren Jahr.

Prozentualer Anteil an den Überflutungsdauern in einem mittleren Jahr					
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)				
	0	2	14	70	155
Wasser	2,9	2,0	27,0	21,1	85,0
Schlammbodengesellschaft	0,2	<0,1	0,2	1,9	0,1
Großröhricht	1,7	0,2	1,6	<0,1	-
Nasse Weidengebüsch	0,3	<0,1	<0,1	-	-
Nasse Silberweidenau	6,9	22,4	25,2	63,7	12,8
Frisches Weidengebüsch	0,8	0,1	<0,1	-	-
Frische Silberweidenau	0,9	3,2	3,2	1,5	<0,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	0,1	0,8	0,1	-	<0,1
Frische Eichen-Ulmenau	45,9	43,9	32,4	10,0	1,1
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	<0,1	0,3	<0,1	-	-
Frische Eichen-Hainbuchenau	33,0	16,9	7,3	1,4	<0,1
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	3,5	9,1	2,6	0,4	-

Infrastruktur	3,8	1,0	0,2	-	0,9
Gesamt (%)	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tabelle 50: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Überflutungsdauern des Untersuchungsgebietes in einem nassen Jahr.

Prozentualer Anteil an den Überflutungsdauern in einem nassen Jahr									
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)								
	0	1	2	4	7	15	47	109	174
Wasser	4,2	0,5	0,3	0,5	0,4	2,0	27,0	21,1	85,0
Schlammbodengesellschaft	0,4	-	-	<0,1	-	<0,1	0,2	1,9	0,1
Großröhricht	2,5	0,8	-	0,2	-	0,2	1,6	<0,1	-
Nasse Weidengebüsch	0,4	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-
Nasse Silberweidenau	4,4	3,5	8,8	6,6	32,7	22,4	25,2	63,7	12,8
Frisches Weidengebüsch	1,0	-	0,1	0,4	0,3	0,1	<0,1	-	-
Frische Silberweidenau	0,3	-	2,2	1,0	5,7	3,2	3,2	1,5	<0,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	<0,1	-	0,9	0,2	0,2	0,8	0,1	-	<0,1
Frische Eichen-Ulmenau	40,2	74,2	42,3	64,5	32,4	43,9	32,4	10,0	1,1
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	-	-	-	0,4	0,3	<0,1	-	-
Frische Eichen-Hainbuchenau	38,4	18,5	39,8	19,8	25,1	16,9	7,3	1,4	<0,1
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	3,8	-	0,7	3,6	2,0	9,1	2,6	0,4	-
Infrastruktur	4,3	2,6	4,9	3,1	0,6	1,0	0,2	-	0,9
Gesamt (%)	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tabelle 51: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Überflutungsdauern des Untersuchungsgebietes in einem extrem nassen Jahr.

Prozentualer Anteil an den Überflutungsdauern in einem extrem nassen Jahr							
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)						
	0	2	12	55	99	164	183
Wasser	4,0	0,5	0,4	2,0	27,0	21,1	85,0
Schlammbodengesellschaft	0,3	<0,1	-	<0,1	0,2	1,9	0,1
Großröhricht	2,4	0,2	-	0,2	1,6	<0,1	-
Nasse Weidengebüsch	0,4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-
Nasse Silberweidenau	4,6	6,6	32,7	22,4	25,2	63,7	12,8
Frisches Weidengebüsch	1,0	0,4	0,3	0,1	<0,1	-	-
Frische Silberweidenau	0,4	1,0	5,7	3,2	3,2	1,5	<0,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	<0,1	0,2	0,2	0,8	0,1	-	<0,1
Frische Eichen-Ulmenau	40,6	64,5	32,4	43,9	32,4	10,0	1,1

Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	-	0,4	0,3	<0,1	-	-
Frische Eichen-Hainbuchenau	38,3	19,8	25,1	16,9	7,3	1,4	<0,1
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	3,6	3,6	2,0	9,1	2,6	0,4	-
Infrastruktur	4,3	3,1	0,6	1,0	0,2	-	0,9
Gesamt (%)	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tabelle 52: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Gesamtfläche der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem trockenen Jahr.

Prozentualer Anteil an Gesamtfläche in einem trockenen Jahr					
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)				Gesamt (%)
	0	2	18	110	
Wasser	0,5	2,5	0,6	0,8	4,4
Schlammbodengesellschaft	-	-	<0,1	-	<0,1
Großröhricht	0,1	0,7	<0,1	-	0,8
Nasse Silberweidenau	16,4	8,8	2,7	0,3	28,2
Frisches Weidengebüsch	0,1	<0,1	-	-	0,1
Frische Silberweidenau	1,8	2,3	0,1	-	4,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	0,3	<0,1	-	<0,1	0,4
Frische Eichen-Ulmenau	25,6	16,1	0,9	<0,1	42,7
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	0,2	<0,1	-	-	0,2
Frische Eichen-Hainbuchenau	12,5	2,8	<0,1	-	15,3
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	1,9	0,2	<0,1	-	2,1
Infrastruktur	1,3	0,1	-	<0,1	1,4
Gesamt (%)	60,9	33,6	4,4	1,1	100,0

Tabelle 53: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Gesamtfläche der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem mittleren Jahr.

Prozentualer Anteil an Gesamtfläche in einem mittleren Jahr						
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)					Gesamt (%)
	0	2	14	70	155	
Wasser	<0,1	0,5	2,5	0,6	0,8	4,4
Schlammbodengesellschaft	-	-	-	<0,1	-	<0,1
Großröhricht	<0,1	0,1	0,7	<0,1	-	0,8
Nasse Silberweidenau	1,4	15,0	8,8	2,7	0,3	28,2
Frisches Weidengebüsch	-	0,1	<0,1	-	-	0,1
Frische Silberweidenau	0,3	1,5	2,3	0,1	-	4,1

Feuchte Eichen-Ulmenau	<0,1	0,3	<0,1	-	<0,1	0,4
Frische Eichen-Ulmenau	4,5	21,1	16,1	0,9	<0,1	42,7
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	<0,1	0,2	<0,1	-	-	0,2
Frische Eichen-Hainbuchenau	2,4	10,2	2,8	<0,1	-	15,3
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	0,3	1,6	0,2	<0,1	-	2,1
Infrastruktur	0,7	0,6	0,1	-	<0,1	1,4
Gesamt (%)	9,7	51,2	33,6	4,4	1,1	100,0

Tabelle 54: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Gesamtfläche der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem nassen Jahr.

Prozentualer Anteil an Gesamtfläche in einem nassen Jahr										
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)									Gesamt (%)
	0	1	2	4	7	15	47	109	174	
Wasser	-	-	-	<0,1	<0,1	0,5	2,5	0,6	0,8	4,4
Schlammbodengesellschaft	-	-	-	-	-	-	-	<0,1	-	<0,1
Großröhricht	<0,1	<0,1	-	<0,1	-	0,1	0,7	<0,1	-	0,8
Nasse Silberweidenau	0,1	<0,1	<0,1	0,5	0,7	15,0	8,8	2,7	0,3	28,2
Frisches Weidengebüsch	-	-	-	-	-	0,1	<0,1	-	-	0,1
Frische Silberweidenau	-	-	<0,1	0,1	0,2	1,5	2,3	0,1	-	4,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	-	-	-	-	<0,1	0,3	<0,1	-	<0,1	0,4
Frische Eichen-Ulmenau	0,3	<0,1	0,3	3,6	0,3	21,1	16,1	0,9	<0,1	42,7
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	-	-	-	<0,1	0,2	<0,1	-	-	0,2
Frische Eichen-Hainbuchenau	0,2	<0,1	<0,1	1,7	0,4	10,2	2,8	<0,1	-	15,3
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	-	-	-	0,3	<0,1	1,6	0,2	<0,1	-	2,1
Infrastruktur	0,1	<0,1	<0,1	0,5	<0,1	0,6	0,1	-	<0,1	1,4
Gesamt (%)	0,7	0,1	0,5	6,8	1,6	51,2	33,6	4,4	1,1	100,0

Tabelle 55: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Gesamtfläche der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem extrem nassen Jahr.

Prozentualer Anteil an Gesamtfläche in einem extrem nassen Jahr									
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)							Gesamt (%)	
	0	2	12	55	99	164	183		
Wasser	-	<0,1	<0,1	0,5	2,5	0,6	0,8	4,4	
Schlammbodengesellschaft	-	-	-	-	-	<0,1	-	<0,1	

Großröhricht	<0,1	<0,1	-	0,1	0,7	<0,1	-	0,8
Nasse Silberweidenau	0,2	0,5	0,7	15,0	8,8	2,7	0,3	28,2
Frisches Weidengebüsch	-	-	-	0,1	<0,1	-	-	0,1
Frische Silberweidenau	<0,1	0,1	0,2	1,5	2,3	0,1	-	4,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	-	-	<0,1	0,3	<0,1	-	<0,1	0,4
Frische Eichen-Ulmenau	0,7	3,6	0,3	21,1	16,1	0,9	<0,1	42,7
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	-	<0,1	0,2	<0,1	-	-	0,2
Frische Eichen-Hainbuchenau	0,3	1,7	0,4	10,2	2,8	<0,1	-	15,3
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	-	0,3	<0,1	1,6	0,2	<0,1	-	2,1
Infrastruktur	0,2	0,5	<0,1	0,6	0,1	-	<0,1	1,4
Gesamt (%)	1,3	6,8	1,6	51,2	33,6	4,4	1,1	100,0

Tabelle 56: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Vegetationstypen der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem trockenen Jahr.

Prozentualer Anteil an den Vegetationstypen in einem trockenen Jahr					
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)				Gesamt (%)
	0	2	18	110	
Wasser	12,1	56,7	14,1	17,2	100,0
Schlammbodengesellschaft	-	-	100,0	-	100,0
Großröhricht	16,9	82,3	0,8	-	100,0
Nasse Silberweidenau	58,1	31,3	9,5	1,1	100,0
Frisches Weidengebüsch	94,6	5,4	-	-	100,0
Frische Silberweidenau	42,8	54,7	2,5	-	100,0
Feuchte Eichen-Ulmenau	79,0	20,7	-	0,3	100,0
Frische Eichen-Ulmenau	60,0	37,8	2,2	<0,1	100,0
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	99,5	0,5	-	-	100,0
Frische Eichen-Hainbuchenau	81,7	18,2	<0,1	-	100,0
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	90,9	9,1	<0,1	-	100,0
Infrastruktur	88,5	9,9	-	1,5	100,0

Tabelle 57: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Vegetationstypen der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem mittleren Jahr.

Prozentualer Anteil an den Vegetationstypen in einem mittleren Jahr						
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)					Gesamt (%)
	0	2	14	70	155	
Wasser	0,7	11,4	56,7	14,1	17,2	100,0
Schlammbodengesellschaft	-	-	-	100,0	-	100,0
Großröhricht	4,7	12,1	82,3	0,8	-	100,0
Nasse Silberweidenau	5,1	53,0	31,3	9,5	1,1	100,0
Frisches Weidengebüsch	-	94,6	5,4	-	-	100,0
Frische Silberweidenau	7,1	35,7	54,7	2,5	-	100,0
Feuchte Eichen-Ulmenau	4,0	75,1	20,7	-	0,3	100,0
Frische Eichen-Ulmenau	10,6	49,4	37,8	2,2	<0,1	100,0
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	7,8	91,7	0,5	-	-	100,0
Frische Eichen-Hainbuchenau	15,6	66,2	18,2	<0,1	-	100,0
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	13,9	77,0	9,1	<0,1	-	100,0
Infrastruktur	49,4	39,1	9,9	-	1,5	100,0

Tabelle 58: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Vegetationstypen der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem nassen Jahr.

Prozentualer Anteil an den Vegetationstypen in einem nassen Jahr										
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)									Gesamt (%)
	0	1	2	4	7	15	47	109	174	
Wasser	-	-	-	0,5	0,2	11,4	56,7	14,1	17,2	100,0
Schlammbodengesellschaft	-	-	-	-	-	-	-	100,0	-	100,0
Großröhricht	0,4	0,7	-	3,6	-	12,1	82,3	0,8	-	100,0
Nasse Silberweidenau	0,4	<0,1	0,2	1,9	2,6	53,0	31,3	9,5	1,1	100,0
Frisches Weidengebüsch	-	-	-	-	-	94,6	5,4	-	-	100,0
Frische Silberweidenau	-	-	0,2	2,5	4,4	35,7	54,7	2,5	-	100,0
Feuchte Eichen-Ulmenau	-	-	-	-	4,0	75,1	20,7	-	0,3	100,0
Frische Eichen-Ulmenau	0,6	0,2	0,8	8,3	0,7	49,4	37,8	2,2	<0,1	100,0
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	-	-	-	7,8	91,7	0,5	-	-	100,0
Frische Eichen-Hainbuchenau	1,4	0,1	0,5	11,2	2,4	66,2	18,2	<0,1	-	100,0
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	-	-	-	13,5	0,3	77,0	9,1	<0,1	-	100,0
Infrastruktur	7,8	0,3	3,6	37,6	<0,1	39,1	9,9	-	1,5	100,0

Tabelle 59: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Vegetationstypen der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem extrem nassen Jahr.

Prozentualer Anteil an den Vegetationstypen in einem extrem nassen Jahr								
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)							Gesamt (%)
	0	2	12	55	99	164	183	
Wasser	-	0,5	0,2	11,4	56,7	14,1	17,2	100,0
Schlammbodengesellschaft	-	-	-	-	-	100,0	-	100,0
Großröhricht	1,1	3,6	-	12,1	82,3	0,8	-	100,0
Nasse Silberweidenau	0,6	1,9	2,6	53,0	31,3	9,5	1,1	100,0
Frisches Weidengebüsch	-	-	-	94,6	5,4	-	-	100,0
Frische Silberweidenau	0,2	2,5	4,4	35,7	54,7	2,5	-	100,0
Feuchte Eichen-Ulmenau	-	-	4,0	75,1	20,7	-	0,3	100,0
Frische Eichen-Ulmenau	1,6	8,3	0,7	49,4	37,8	2,2	<0,1	100,0
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	-	7,8	91,7	0,5	-	-	100,0
Frische Eichen-Hainbuchenau	2,0	11,2	2,4	66,2	18,2	<0,1	-	100,0
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	-	13,5	0,3	77,0	9,1	<0,1	-	100,0
Infrastruktur	11,7	37,6	<0,1	39,1	9,9	-	1,5	100,0

Tabelle 60: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Überflutungsdauern der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem trockenen Jahr.

Prozentualer Anteil an den Überflutungsdauern in einem trockenen Jahr				
Vegetation	Anteil an Überflutungsdauern (%)			
	0	2	18	110
Wasser	0,9	7,4	14,2	67,7
Schlammbodengesellschaft	-	-	<0,1	-
Großröhricht	0,2	2,0	0,2	-
Nasse Silberweidenau	26,9	26,3	61,6	28,7
Frisches Weidengebüsch	0,2	<0,1	-	-
Frische Silberweidenau	2,9	6,7	2,3	-
Feuchte Eichen-Ulmenau	0,6	0,3	-	0,1
Frische Eichen-Ulmenau	42,1	48,0	21,6	1,6
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	0,4	<0,1	-	-
Frische Eichen-Hainbuchenau	20,6	8,3	0,1	-
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	3,2	0,6	<0,1	-
Infrastruktur	2,1	0,4	-	2,0
Gesamt (%)	100,0	100,0	100,0	100,0

Tabelle 61: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Überflutungsdauern der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem mittleren Jahr.

Prozentualer Anteil an den Überflutungsdauern in einem mittleren Jahr					
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)				
	0	2	14	70	155
Wasser	0,3	1,0	7,4	14,2	67,7
Schlammbodengesellschaft	-	-	-	<0,1	-
Großröhricht	0,4	0,2	2,0	0,2	-
Nasse Silberweidenau	14,7	29,3	26,3	61,6	28,7
Frisches Weidengebüsch	-	0,3	<0,1	-	-
Frische Silberweidenau	3,0	2,9	6,7	2,3	-
Feuchte Eichen-Ulmenau	0,2	0,6	0,3	-	0,1
Frische Eichen-Ulmenau	46,5	41,2	48,0	21,6	1,6
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	0,2	0,4	<0,1	-	-
Frische Eichen-Hainbuchenau	24,5	19,8	8,3	0,1	-
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	3,0	3,2	0,6	<0,1	-
Infrastruktur	7,2	1,1	0,4	-	2,0
Gesamt (%)	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tabelle 62: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Überflutungsdauern der Auswahl an historischen Weichholzauen in einem nassen Jahr.

Prozentualer Anteil an den Überflutungsdauern in einem nassen Jahr									
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)								
	0	1	2	4	7	15	47	109	174
Wasser	-	-	-	0,3	0,5	1,0	7,4	14,2	67,7
Schlammbodengesellschaft	-	-	-	-	-	-	-	<0,1	-
Großröhricht	0,5	4,7	-	0,4	-	0,2	2,0	0,2	-
Nasse Silberweidenau	15,6	2,8	9,4	8,1	44,8	29,3	26,3	61,6	28,7
Frisches Weidengebüsch	-	-	-	-	-	0,3	<0,1	-	-
Frische Silberweidenau	-	-	1,6	1,5	11,2	2,9	6,7	2,3	-
Feuchte Eichen-Ulmenau	-	-	-	-	1,1	0,6	0,3	-	0,1
Frische Eichen-Ulmenau	36,6	73,8	64,3	52,4	18,1	41,2	48,0	21,6	1,6
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	-	-	-	1,1	0,4	<0,1	-	-
Frische Eichen-Hainbuchenau	31,2	15,0	14,6	25,2	22,6	19,8	8,3	0,1	-
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	-	-	-	4,2	0,4	3,2	0,6	<0,1	-
Infrastruktur	16,1	3,7	10,1	7,8	<0,1	1,1	0,4	-	2,0
Gesamt (%)	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tabelle 63: Prozentualer Anteil der Vegetationstypen an den Überflutungsdauern, bezogen auf die Überflutungsdauern der Auswahl an historischen Weichholzaunen in einem extrem nassen Jahr.

Prozentualer Anteil an den Überflutungsdauern in einem extrem nassen Jahr							
Vegetationstyp	Anteil an Überflutungsdauern (%)						
	0	2	12	55	99	164	183
Wasser	-	0,3	0,5	1,0	7,4	14,2	67,7
Schlammbodengesellschaft	-	-	-	-	-	<0,1	-
Großröhricht	0,7	0,4	-	0,2	2,0	0,2	-
Nasse Silberweidenau	12,0	8,1	44,8	29,3	26,3	61,6	28,7
Frisches Weidengebüsch	-	-	-	0,3	<0,1	-	-
Frische Silberweidenau	0,6	1,5	11,2	2,9	6,7	2,3	-
Feuchte Eichen-Ulmenau	-	-	1,1	0,6	0,3	-	0,1
Frische Eichen-Ulmenau	50,7	52,4	18,1	41,2	48,0	21,6	1,6
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	-	1,1	0,4	<0,1	-	-
Frische Eichen-Hainbuchenau	23,3	25,2	22,6	19,8	8,3	0,1	-
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	-	4,2	0,4	3,2	0,6	<0,1	-
Infrastruktur	12,6	7,8	<0,1	1,1	0,4	-	2,0
Gesamt (%)	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tabelle 64: Prozentualer Anteil der historischen Silberweidenauen (1872) m Bezug auf die aktuellen Überflutungsdauer und deren Vegetationstypen in einem trockenen Jahr.

Überflutungsdauern und dort vorkommende Vegetationstypen	Anteil der Silberweidenauen (%)		Gesamt (%)
	Frische Silberweidenau	Nasse Silberweidenau	
0 Tage überflutet	44,8	16,1	60,9
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	0,2	0,2
Feuchte Eichen-Ulmenau	0,1	0,2	0,3
Frische Eichen-Hainbuchenau	9,9	2,6	12,5
Frische Eichen-Ulmenau	17,5	8,1	25,6
Frische Silberweidenau	1,5	0,2	1,8
Frisches Weidengebüsch	0,1	-	0,1
Großröhricht	0,1	<0,1	0,1
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	1,2	0,7	1,9
Infrastruktur	1,2	<0,1	1,3
Nasse Silberweidenau	12,5	3,9	16,4
Wasser	0,4	0,2	0,5
2 Tage überflutet	24,9	8,7	33,6
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	<0,1	<0,1

Feuchte Eichen-Ulmenau	<0,1	<0,1	<0,1
Frische Eichen-Hainbuchenau	2,6	0,2	2,8
Frische Eichen-Ulmenau	11,2	4,9	16,1
Frische Silberweidenau	2,2	<0,1	2,3
Frisches Weidengebüsch	<0,1	-	<0,1
Großröhricht	0,7	-	0,7
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	0,1	<0,1	0,2
Infrastruktur	0,1	-	0,1
Nasse Silberweidenau	6,3	2,6	8,8
Wasser	1,6	0,8	2,5
18 Tage überflutet	2,6	1,7	4,4
Frische Eichen-Hainbuchenau	<0,1	<0,1	<0,1
Frische Eichen-Ulmenau	0,2	0,7	0,9
Frische Silberweidenau	<0,1	<0,1	0,1
Großröhricht	<0,1	-	<0,1
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	<0,1	-	<0,1
Nasse Silberweidenau	1,8	0,9	2,7
Schlammbodengesellschaft	-	<0,1	<0,1
Wasser	0,5	<0,1	0,6
110 Tage überflutet	0,7	0,4	1,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	-	<0,1	<0,1
Frische Eichen-Ulmenau	<0,1	<0,1	<0,1
Infrastruktur	<0,1	-	<0,1
Nasse Silberweidenau	0,2	0,1	0,3
Wasser	0,5	0,2	0,8
Gesamt (%)	73,1	26,9	100,0

Tabelle 65: Prozentualer Anteil der historischen Silberweidenauen (1872) im Bezug auf die aktuellen Überflutungsdauer und deren Vegetationstypen in einem mittleren Jahr.

Überflutungsdauern und dort vorkommende Vegetationstypen	Anteil der Silberweidenauen (%)		Gesamt (%)
	Frische Silberweidenau	Nasse Silberweidenau	
0 Tage überflutet	6,4	3,4	9,7
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	<0,1	<0,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	-	<0,1	<0,1
Frische Eichen-Hainbuchenau	1,7	0,7	2,4
Frische Eichen-Ulmenau	2,6	1,9	4,5
Frische Silberweidenau	0,3	<0,1	0,3
Großröhricht	<0,1	<0,1	<0,1
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	<0,1	0,2	0,3

Infrastruktur	0,7	<0,1	0,7
Nasse Silberweidenau	1,0	0,4	1,4
Wasser	<0,1	<0,1	<0,1
2 Tage überflutet	38,4	12,7	51,2
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	0,2	0,2
Feuchte Eichen-Ulmenau	0,1	0,2	0,3
Frische Eichen-Hainbuchenau	8,2	1,9	10,2
Frische Eichen-Ulmenau	15,0	6,1	21,1
Frische Silberweidenau	1,2	0,2	1,5
Frisches Weidengebüsch	0,1	-	0,1
Großröhricht	0,1	-	0,1
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	1,2	0,4	1,6
Infrastruktur	0,6	<0,1	0,6
Nasse Silberweidenau	11,5	3,5	15,0
Wasser	0,4	0,1	0,5
14 Tage überflutet	24,9	8,7	33,6
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	<0,1	<0,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	<0,1	<0,1	<0,1
Frische Eichen-Hainbuchenau	2,6	0,2	2,8
Frische Eichen-Ulmenau	11,2	4,9	16,1
Frische Silberweidenau	2,2	<0,1	2,3
Frisches Weidengebüsch	<0,1	-	<0,1
Großröhricht	0,7	-	0,7
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	0,1	<0,1	0,2
Infrastruktur	0,1	-	0,1
Nasse Silberweidenau	6,3	2,6	8,8
Wasser	1,6	0,8	2,5
70 Tage überflutet	2,6	1,7	4,4
Frische Eichen-Hainbuchenau	<0,1	<0,1	<0,1
Frische Eichen-Ulmenau	0,2	0,7	0,9
Frische Silberweidenau	<0,1	<0,1	0,1
Großröhricht	<0,1	-	<0,1
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	<0,1	-	<0,1
Nasse Silberweidenau	1,8	0,9	2,7
Schlammbodengesellschaft	-	<0,1	<0,1
Wasser	0,5	<0,1	0,6
155 Tage überflutet	0,7	0,4	1,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	-	<0,1	<0,1
Frische Eichen-Ulmenau	<0,1	<0,1	<0,1
Infrastruktur	<0,1	-	<0,1
Nasse Silberweidenau	0,2	0,1	0,3

Wasser	0,5	0,2	0,8
Gesamt (%)	73,1	26,9	100,0

Tabelle 66: Prozentualer Anteil der historischen Silberweid Silberweidenauen (1872) enauen im Bezug auf die aktuellen Überflutungsdauer und deren Vegetationstypen in einem nassen Jahr.

Überflutungsdauern und dort vorkommende Vegetationstypen	Anteil der Silberweidenauen (%)		Gesamt (%)
	Frische Silberweidenau	Nasse Silberweidenau	
0 Tage überflutet	0,5	0,2	0,7
Frische Eichen-Hainbuchenau	<0,1	0,2	0,2
Frische Eichen-Ulmenau	0,2	<0,1	0,3
Großröhricht	-	<0,1	<0,1
Infrastruktur	0,1	-	0,1
Nasse Silberweidenau	<0,1	<0,1	0,1
1 Tag überflutet	<0,1	<0,1	0,1
Frische Eichen-Hainbuchenau	-	<0,1	<0,1
Frische Eichen-Ulmenau	<0,1	<0,1	<0,1
Großröhricht	<0,1	-	<0,1
Infrastruktur	<0,1	-	<0,1
Nasse Silberweidenau	-	<0,1	<0,1
2 Tage überflutet	0,4	0,2	0,5
Frische Eichen-Hainbuchenau	<0,1	<0,1	<0,1
Frische Eichen-Ulmenau	0,2	<0,1	0,3
Frische Silberweidenau	<0,1	-	<0,1
Infrastruktur	<0,1	-	<0,1
Nasse Silberweidenau	<0,1	<0,1	<0,1
4 Tage überflutet	4,2	2,6	6,8
Frische Eichen-Hainbuchenau	1,3	0,4	1,7
Frische Eichen-Ulmenau	1,8	1,8	3,6
Frische Silberweidenau	0,1	-	0,1
Großröhricht	<0,1	-	<0,1
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	<0,1	0,2	0,3
Infrastruktur	0,5	<0,1	0,5
Nasse Silberweidenau	0,3	0,2	0,5
Wasser	<0,1	<0,1	<0,1
7 Tage überflutet	1,3	0,3	1,6
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	<0,1	<0,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	-	<0,1	<0,1
Frische Eichen-Hainbuchenau	0,3	<0,1	0,4
Frische Eichen-Ulmenau	0,3	<0,1	0,3

FrISChe Silberweidenau	0,2	<0,1	0,2
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	<0,1	-	<0,1
Infrastruktur	<0,1	-	<0,1
Nasse Silberweidenau	0,6	0,1	0,7
Wasser	<0,1	<0,1	<0,1
15 Tage überflutet	38,4	12,7	51,2
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	0,2	0,2

Tabelle 67: Prozentualer Anteil der historischen Silberweidenauen (1872) im Bezug auf die aktuellen Überflutungsdauer und deren Vegetationstypen in einem nassen Jahr.

Überflutungsdauern und dort vorkommende Vegetationstypen	Anteil der Silberweidenauen (%)		Gesamt (%)
	FrISChe Silberweidenau	Nasse Silberweidenau	
15 Tage überflutet			
Feuchte Eichen-Ulmenau	0,1	0,2	0,3
FrISChe Eichen-Hainbuchenau	8,2	1,9	10,2
FrISChe Eichen-Ulmenau	15,0	6,1	21,1
FrISChe Silberweidenau	1,2	0,2	1,5
FrISChes Weidengebüsch	0,1	-	0,1
Großröhricht	0,1	-	0,1
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	1,2	0,4	1,6
Infrastruktur	0,6	<0,1	0,6
Nasse Silberweidenau	11,5	3,5	15,0
Wasser	0,4	0,1	0,5
47 Tage überflutet	24,9	8,7	33,6
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	<0,1	<0,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	<0,1	<0,1	<0,1
FrISChe Eichen-Hainbuchenau	2,6	0,2	2,8
FrISChe Eichen-Ulmenau	11,2	4,9	16,1
FrISChe Silberweidenau	2,2	<0,1	2,3
FrISChes Weidengebüsch	<0,1	-	<0,1
Großröhricht	0,7	-	0,7
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	0,1	<0,1	0,2
Infrastruktur	0,1	-	0,1
Nasse Silberweidenau	6,3	2,6	8,8
Wasser	1,6	0,8	2,5
109 Tage überflutet	2,6	1,7	4,4
FrISChe Eichen-Hainbuchenau	<0,1	<0,1	<0,1
FrISChe Eichen-Ulmenau	0,2	0,7	0,9
FrISChe Silberweidenau	<0,1	<0,1	0,1

Großröhricht	<0,1	-	<0,1
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	<0,1	-	<0,1
Nasse Silberweidenau	1,8	0,9	2,7
Schlammbodengesellschaft	-	<0,1	<0,1
Wasser	0,5	<0,1	0,6
174 Tage überflutet	0,7	0,4	1,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	-	<0,1	<0,1
Frische Eichen-Ulmenau	<0,1	<0,1	<0,1
Infrastruktur	<0,1	-	<0,1
Nasse Silberweidenau	0,2	0,1	0,3
Wasser	0,5	0,2	0,8
Gesamt (%)	73,1	26,9	100,0

Tabelle 68: Prozentualer Anteil der historischen Silberweidenauen (1872) im Bezug auf die aktuellen Überflutungsdauer und deren Vegetationstypen in einem extrem nassen Jahr.

Überflutungsdauern und dort vor- kommende Vegetationstypen	Anteil der Silberweidenauen (%)		Gesamt (%)
	Frische Silberweidenau	Nasse Silberweidenau	
0 Tage überflutet	0,9	0,4	1,3
Frische Eichen-Hainbuchenau	0,1	0,2	0,3
Frische Eichen-Ulmenau	0,5	0,1	0,7
Frische Silberweidenau	<0,1	-	<0,1
Großröhricht	<0,1	<0,1	<0,1
Infrastruktur	0,2	-	0,2
Nasse Silberweidenau	<0,1	<0,1	0,2
2 Tage überflutet	4,2	2,6	6,8
Frische Eichen-Hainbuchenau	1,3	0,4	1,7
Frische Eichen-Ulmenau	1,8	1,8	3,6
Frische Silberweidenau	0,1	-	0,1
Großröhricht	<0,1	-	<0,1
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	<0,1	0,2	0,3
Infrastruktur	0,5	<0,1	0,5
Nasse Silberweidenau	0,3	0,2	0,5
Wasser	<0,1	<0,1	<0,1
12 Tage überflutet	1,3	0,3	1,6
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	<0,1	<0,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	-	<0,1	<0,1
Frische Eichen-Hainbuchenau	0,3	<0,1	0,4
Frische Eichen-Ulmenau	0,3	<0,1	0,3

FrISChe Silberweidenau	0,2	<0,1	0,2
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	<0,1	-	<0,1
Infrastruktur	<0,1	-	<0,1
Nasse Silberweidenau	0,6	0,1	0,7
Wasser	<0,1	<0,1	<0,1
55 Tage überflutet	38,4	12,7	51,2
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	0,2	0,2
Feuchte Eichen-Ulmenau	0,1	0,2	0,3
FrISChe Eichen-Hainbuchenau	8,2	1,9	10,2
FrISChe Eichen-Ulmenau	15,0	6,1	21,1
FrISChe Silberweidenau	1,2	0,2	1,5
FrISChes Weidengebüsch	0,1	-	0,1
Großröhricht	0,1	-	0,1
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	1,2	0,4	1,6
Infrastruktur	0,6	<0,1	0,6
Nasse Silberweidenau	11,5	3,5	15,0
Wasser	0,4	0,1	0,5
99 Tage überflutet	24,9	8,7	33,6
Feuchte Eichen-Hainbuchenau	-	<0,1	<0,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	<0,1	<0,1	<0,1
FrISChe Eichen-Hainbuchenau	2,6	0,2	2,8
FrISChe Eichen-Ulmenau	11,2	4,9	16,1
FrISChe Silberweidenau	2,2	<0,1	2,3
FrISChes Weidengebüsch	<0,1	-	<0,1
Großröhricht	0,7	-	0,7
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	0,1	<0,1	0,2
Infrastruktur	0,1	-	0,1
Nasse Silberweidenau	6,3	2,6	8,8
Wasser	1,6	0,8	2,5
164 Tage überflutet	2,6	1,7	4,4
FrISChe Eichen-Hainbuchenau	<0,1	<0,1	<0,1
FrISChe Eichen-Ulmenau	0,2	0,7	0,9
FrISChe Silberweidenau	<0,1	<0,1	0,1
Großröhricht	<0,1	-	<0,1
Hochstaudenflur / Seggenried / Überschwemmungswiese	<0,1	-	<0,1
Nasse Silberweidenau	1,8	0,9	2,7
Schlammbodengesellschaft	-	<0,1	<0,1
Wasser	0,5	<0,1	0,6
183 Tage überflutet	0,7	0,4	1,1
Feuchte Eichen-Ulmenau	-	<0,1	<0,1
FrISChe Eichen-Ulmenau	<0,1	<0,1	<0,1

Infrastruktur	<0,1	-	<0,1
Nasse Silberweidenau	0,2	0,1	0,3
Wasser	0,5	0,2	0,8
Gesamt (%)	73,1	26,9	100,0

7.2 Tree Analyse

Ergebnisse der Trainingsstichprobe – Ist-/Traininganalyse (Zeitraum: 1923 bis 2015):

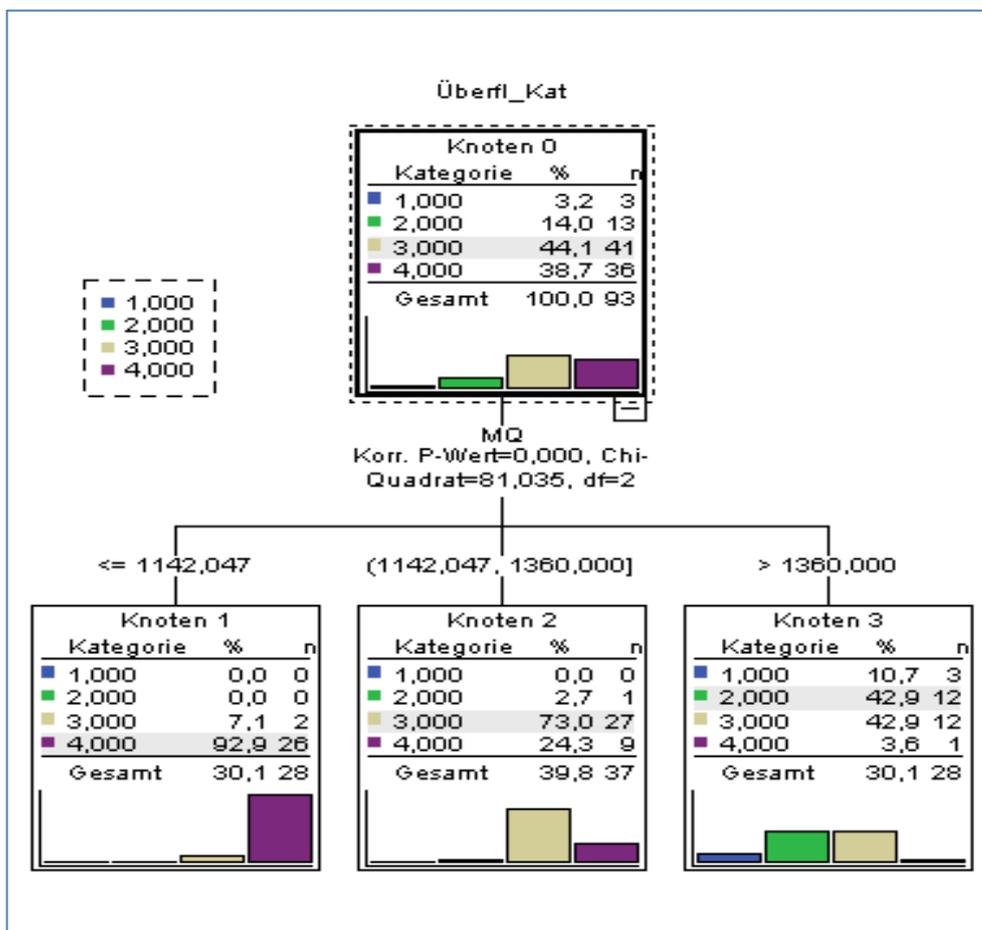


Abbildung 53: Knoten geben Auskunft darüber, wie in den einzelnen optimal identifizierten MQ-Klassen die Überflutungskategorien in der Lernstichprobe (Zeitraum 1923 bis 2015) verteilt sind, zugeordnet werden können.

Tabelle 69: Klassifikationstabelle zur Beurteilung der Güte des TREE-Modells.

Klassifikation

Beobachtet	Vorhergesagt				Prozent korrekt
	1	2	3	4	
1	0	3	0	0	0,0%
2	0	12	1	0	92,3%
3	0	12	27	2	65,9%
4	0	1	9	26	72,2%
Gesamtprozentsatz	0,0%	30,1%	39,8%	30,1%	69,9%

Aufbaumethode: EXHAUSTIVE CHAID

Abhängige Variable: Überfl_Kat

Zu ca. 70% werden die beobachteten Werte vom Merkmal „Überflutungskategorien“ vom Modell - anhand der vorgeschagten Werte – sehr gut repräsentiert.

Das Modell, die Schätzung der zu prognostizierenden Werte für den Zeitraum von 1872 bis 1922 wird durch die SPSS-Syntax realisiert:

Ziel: Prognose der Überflutungskategorien (1, 2, 3 und 4) für den zurück liegenden Zeitraum: 1871 - 1922

Ergebnisse der Prognosestichprobe – Soll-/Prognoseanalyse (Zeitraum: 1872 bis 1922)

Tabelle 70: Prognose-Entscheidungen mittels TREE-Analyse.

Jahr	Zuweisung		
	zu den Knoten	Überflutungskategorien	Wahrscheinlichkeiten P
I	II	III	IV
1872	3	2	0,429
1873	1	4	0,929
1874	1	4	0,929
1875	2	3	0,730
1876	3	2	0,429
1877	3	2	0,429
1878	3	2	0,429
1879	3	2	0,429
1880	3	2	0,429
1881	3	2	0,429

1882	3	2	0,429
1883	3	2	0,429
1884	1	4	0,929
1885	2	3	0,730
1886	1	4	0,929
1887	2	3	0,730
1888	3	2	0,429
1889	1	4	0,929
1890	2	3	0,730
1891	2	3	0,730
1892	2	3	0,730
1893	1	4	0,929
1894	1	4	0,929
1895	2	3	0,730
1896	3	2	0,429
1897	3	2	0,429
1898	1	4	0,929
1899	2	3	0,730
1900	1	4	0,929
1901	2	3	0,730
1902	2	3	0,730
1903	2	3	0,730
1904	1	4	0,929
1905	1	4	0,929
1906	2	3	0,730
1907	1	4	0,929
1908	2	3	0,730
1909	2	3	0,730
1910	3	2	0,429
1911	2	3	0,730
1912	2	3	0,730
1913	1	4	0,929
1914	3	2	0,429
1915	2	3	0,730
1916	3	2	0,429
1917	3	2	0,429
1918	1	4	0,929
1919	3	2	0,429
1920	3	2	0,429
1921	1	4	0,929
1922	2	3	0,730

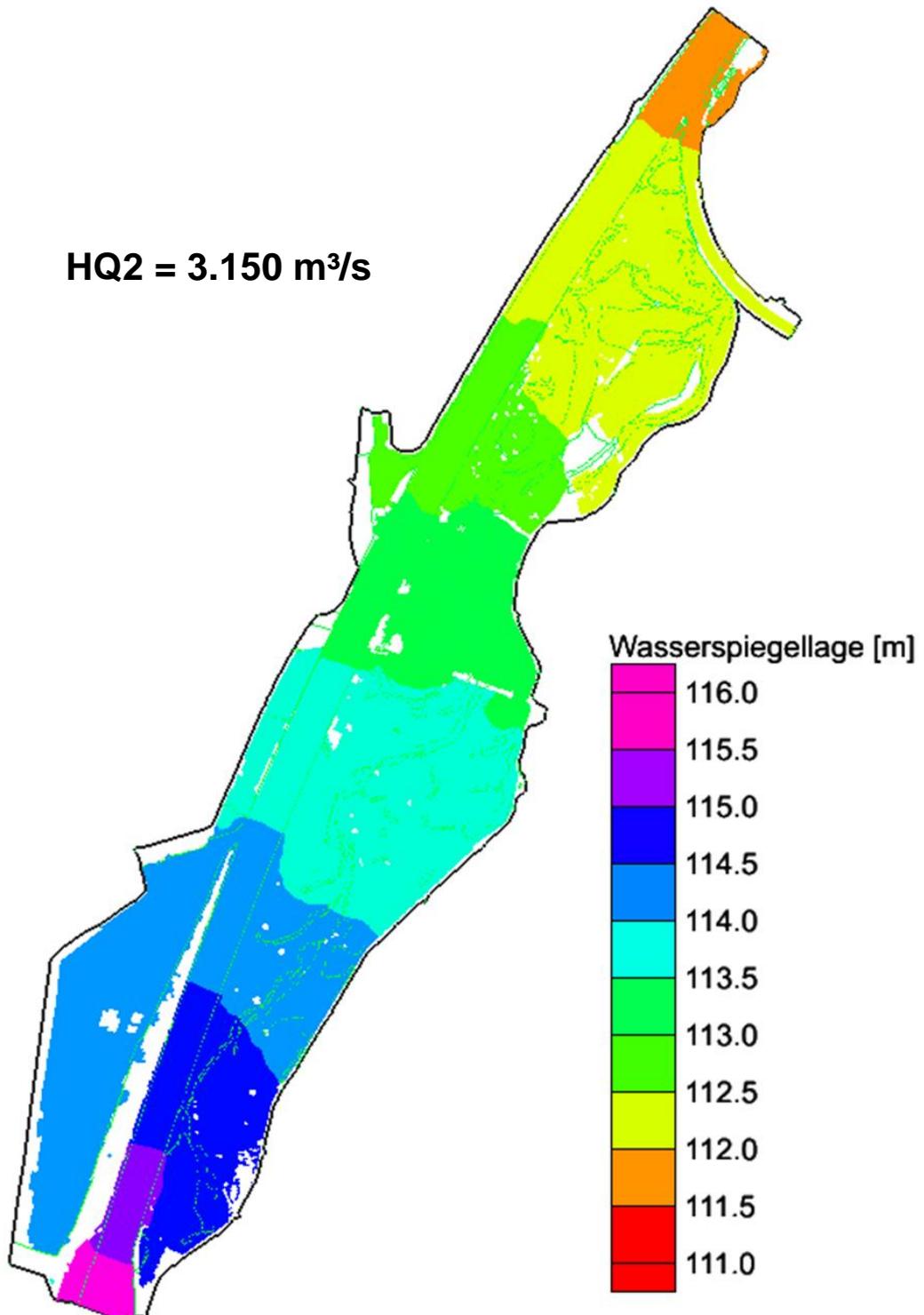
Anmerkungen: Spalte III: prognostizierte Überflutungskategorien für die 1872-1922

Knoten	MQ-Klasse
1	$MQ \leq 1122$
2	$1142 < MQ \leq 1360$
3	$MQ > 11360$

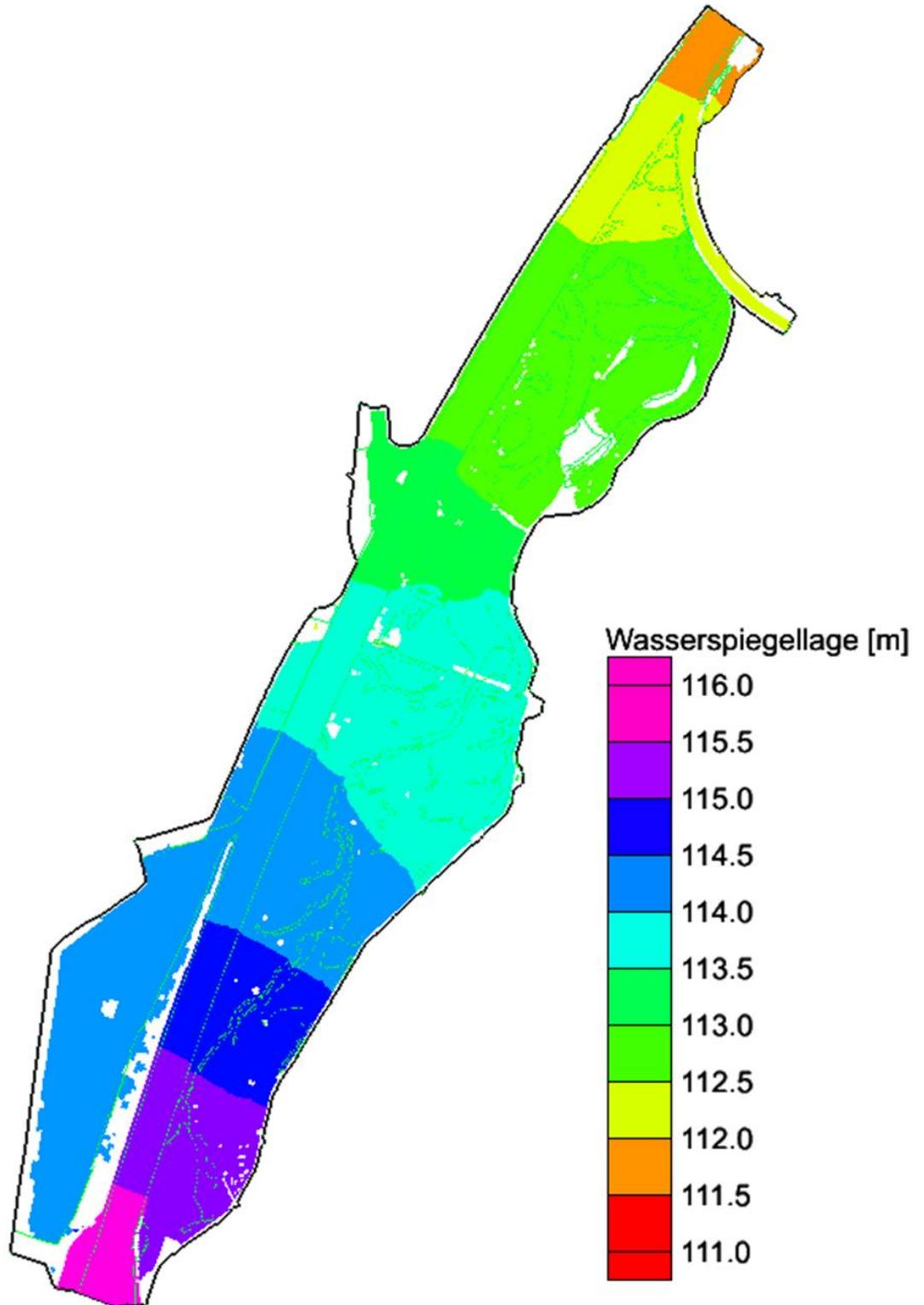
$P > 0,500$

7.3 Wasserspiegellagen, Wassertiefen und Sohl- schubspannung für die Abflüsse HQ2, HQ5, HQ50 und HQ100

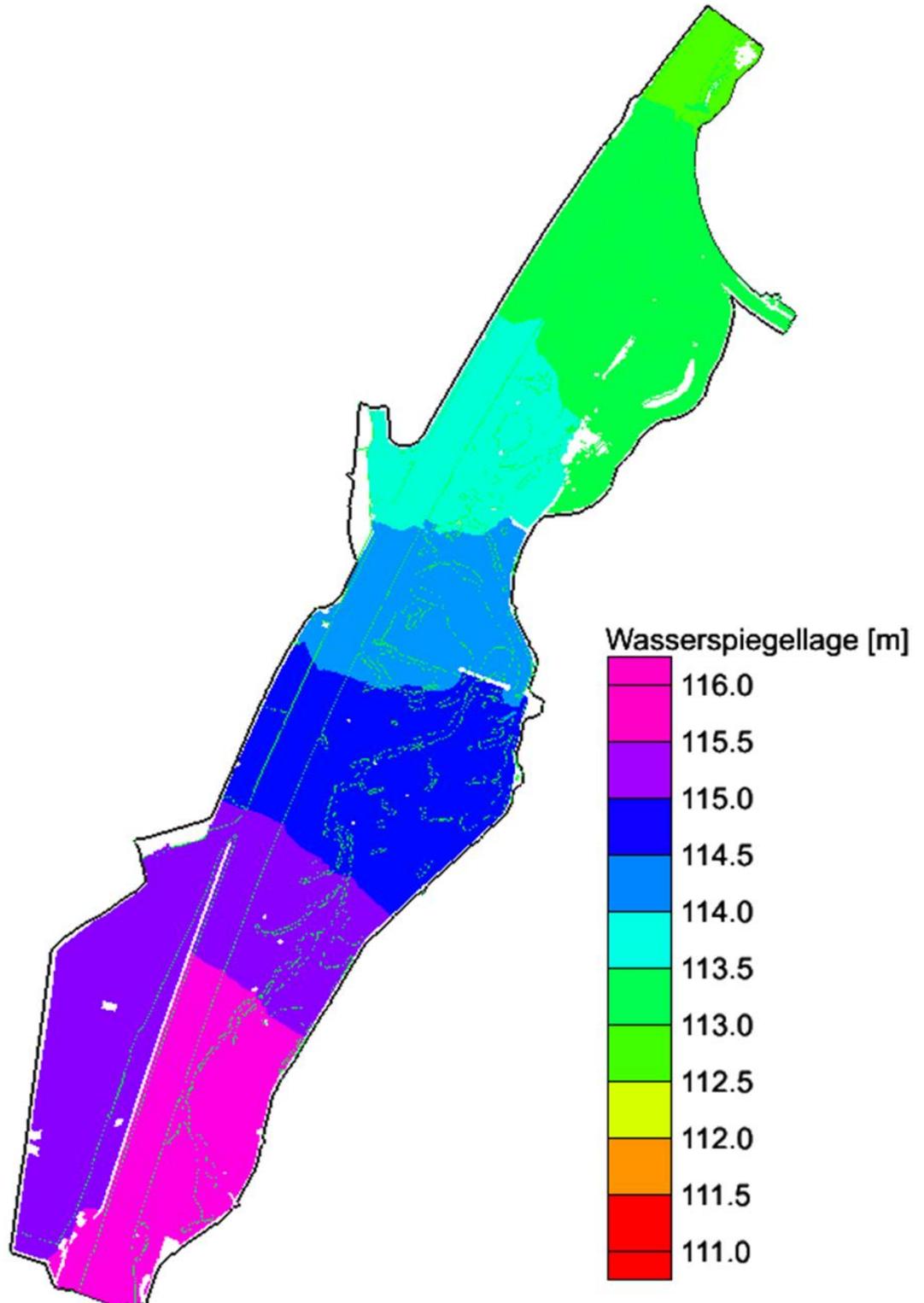
HQ2 = 3.150 m³/s



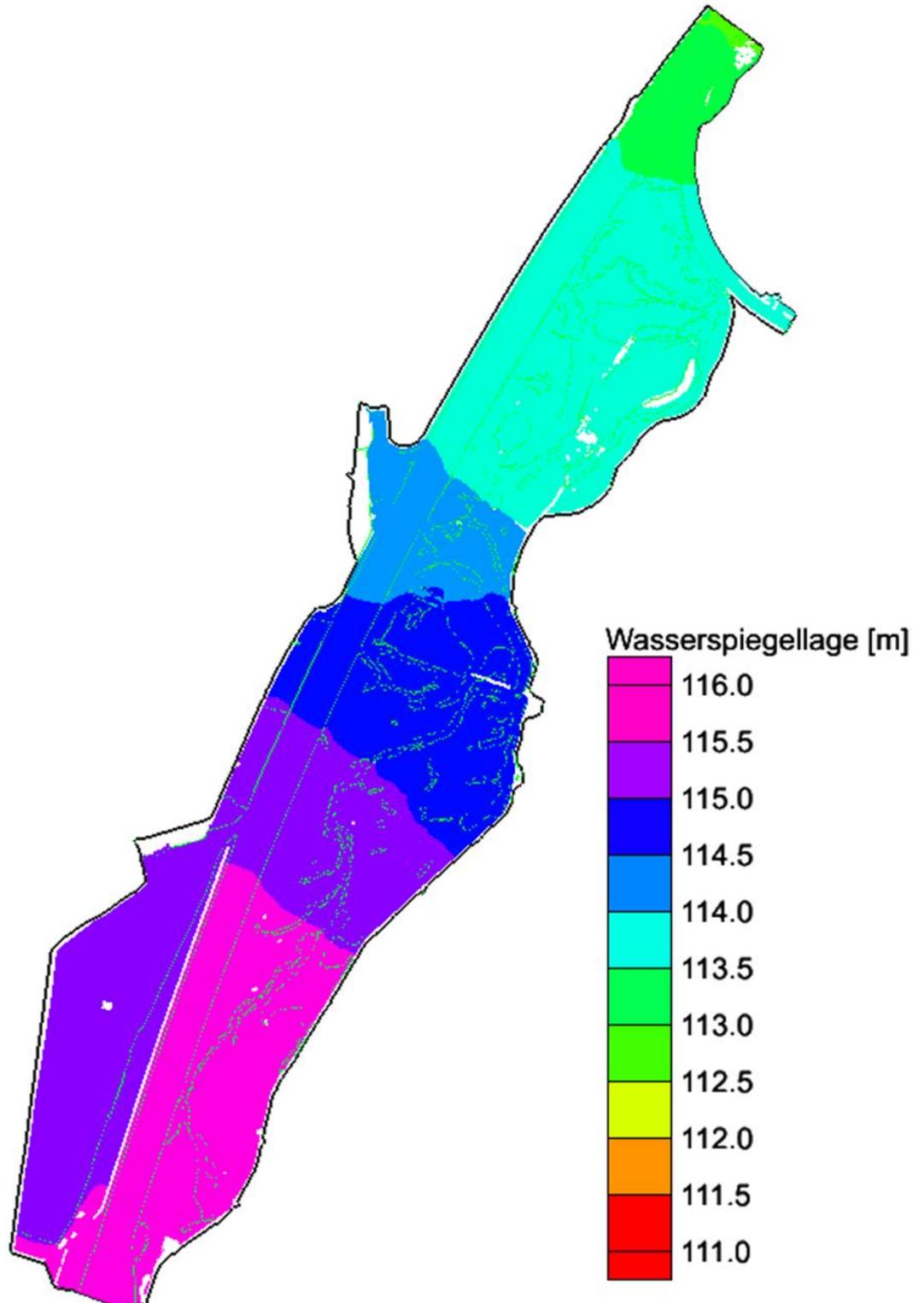
HQ5 = 3.594 m³/s



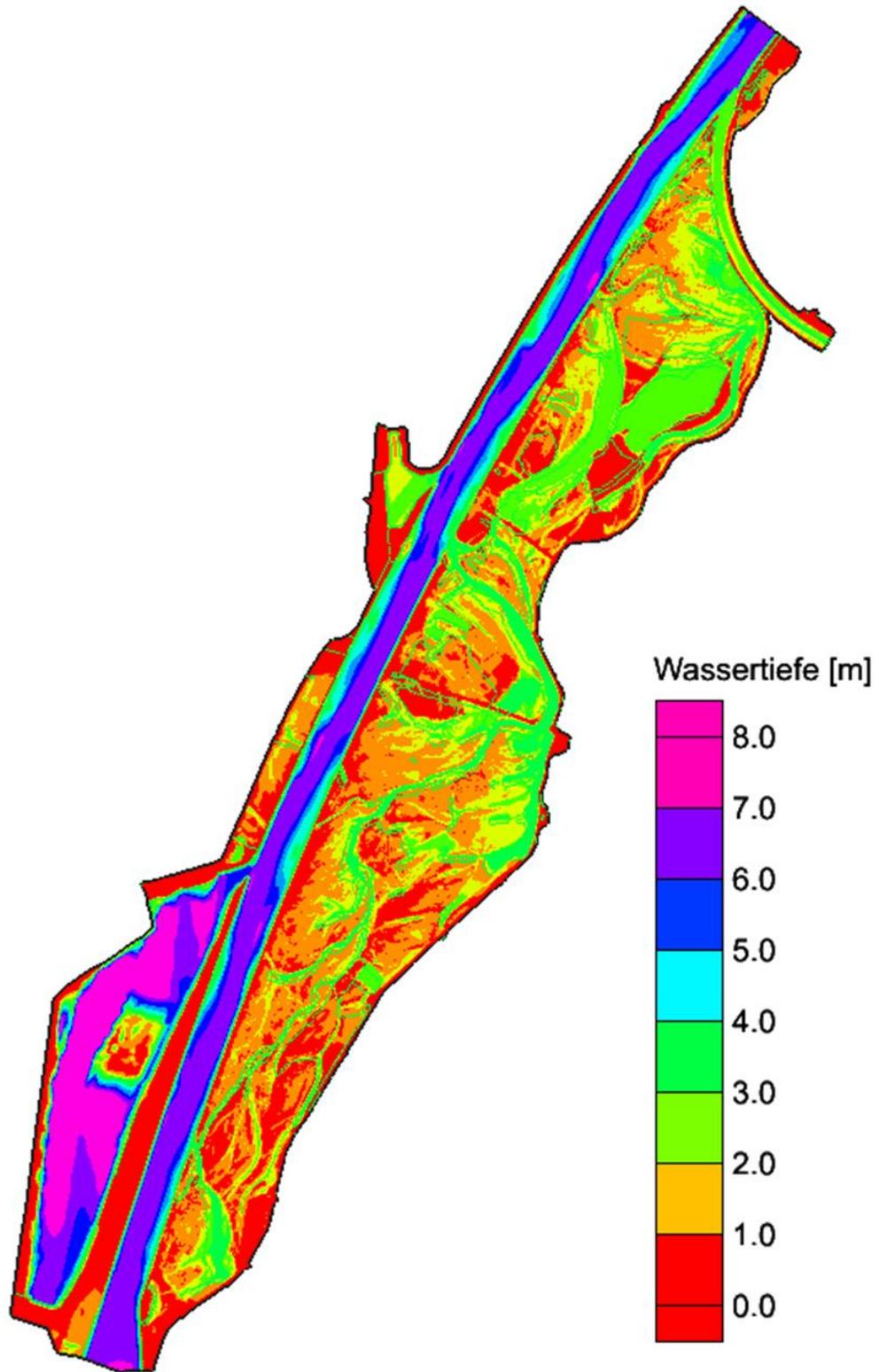
HQ50 = 4.900 m³/s



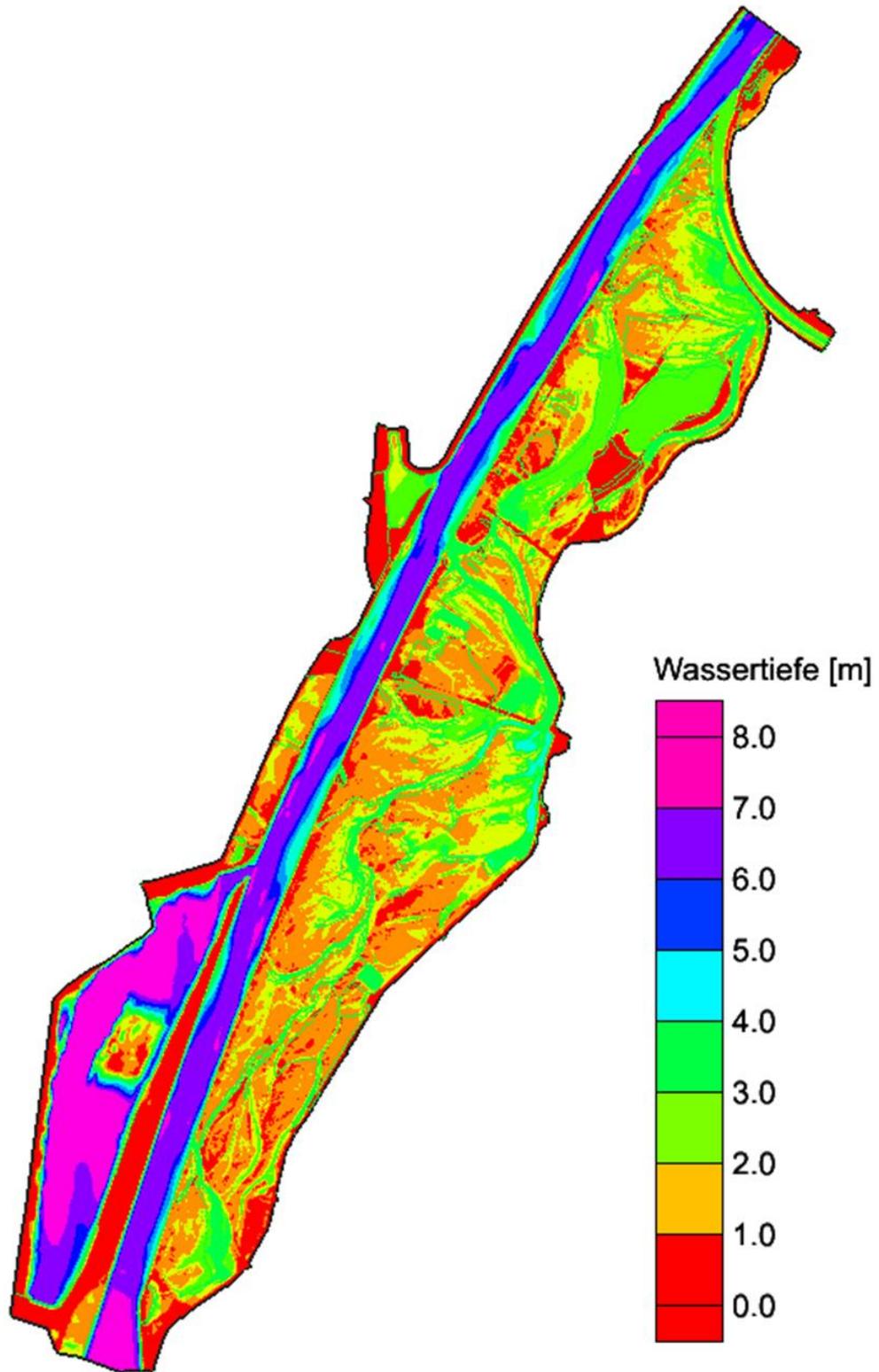
HQ100 = 5.300 m³/s



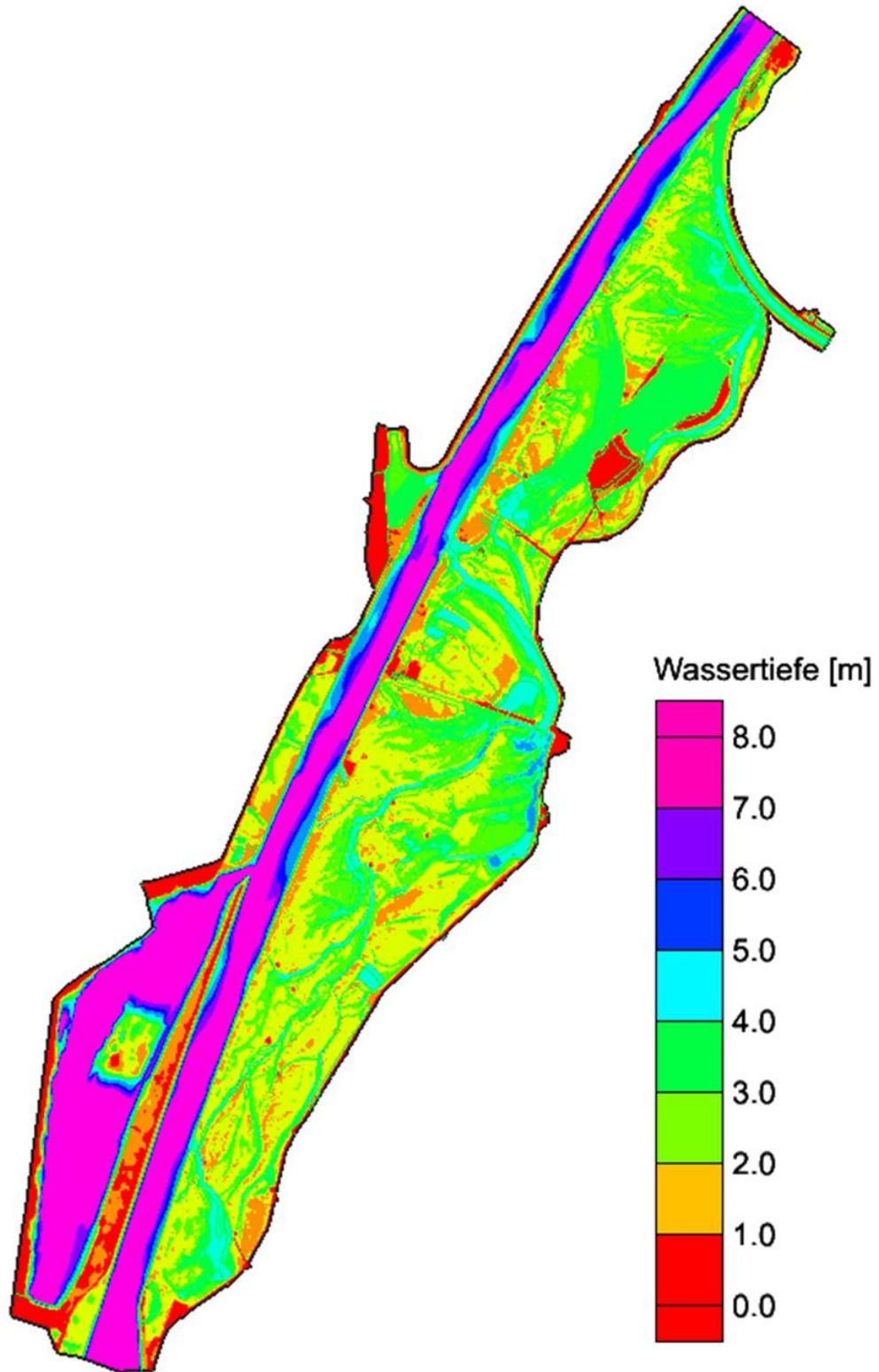
HQ2 = 3.150 m³/s



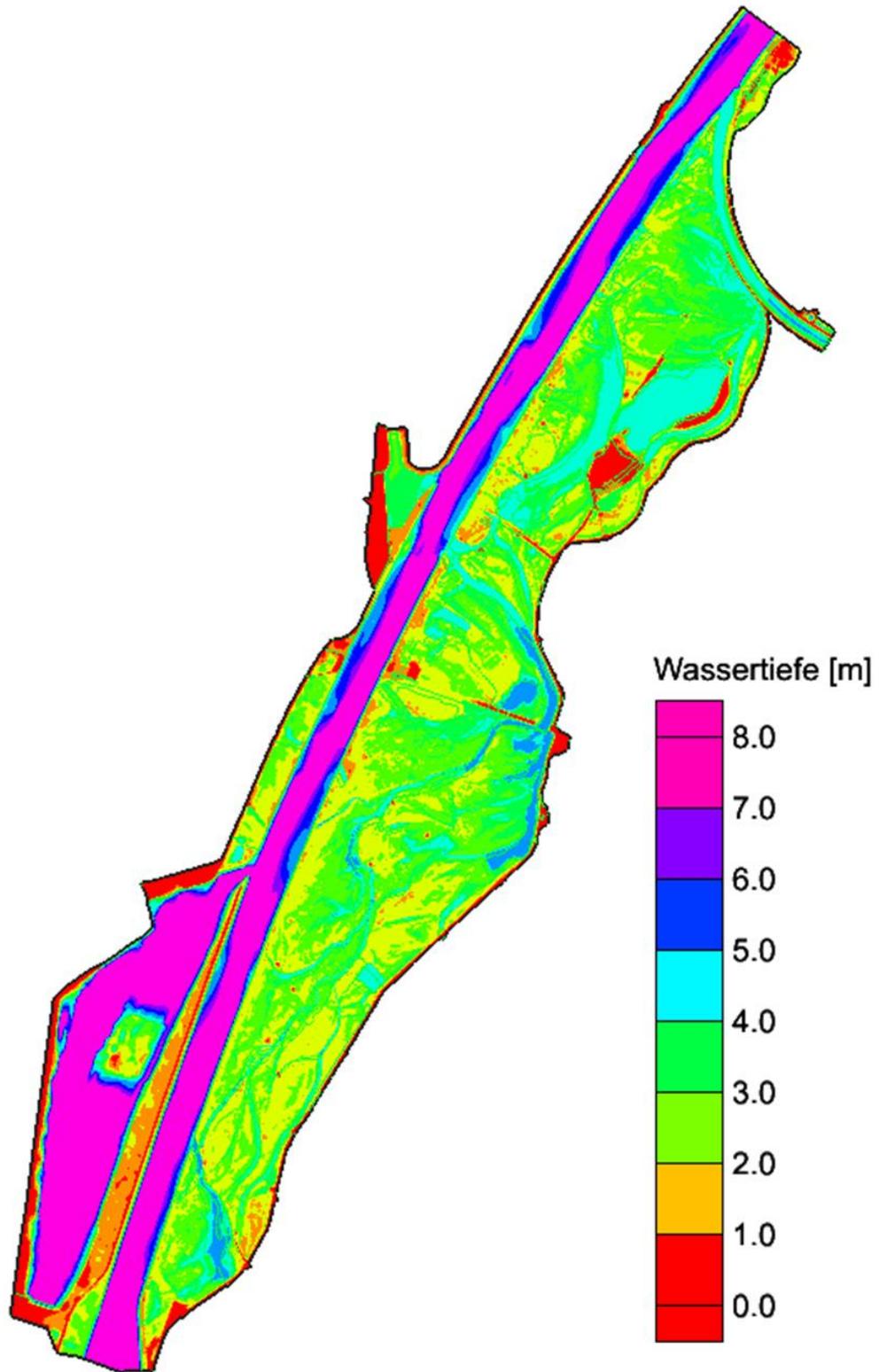
HQ5 = 3.594 m³/s



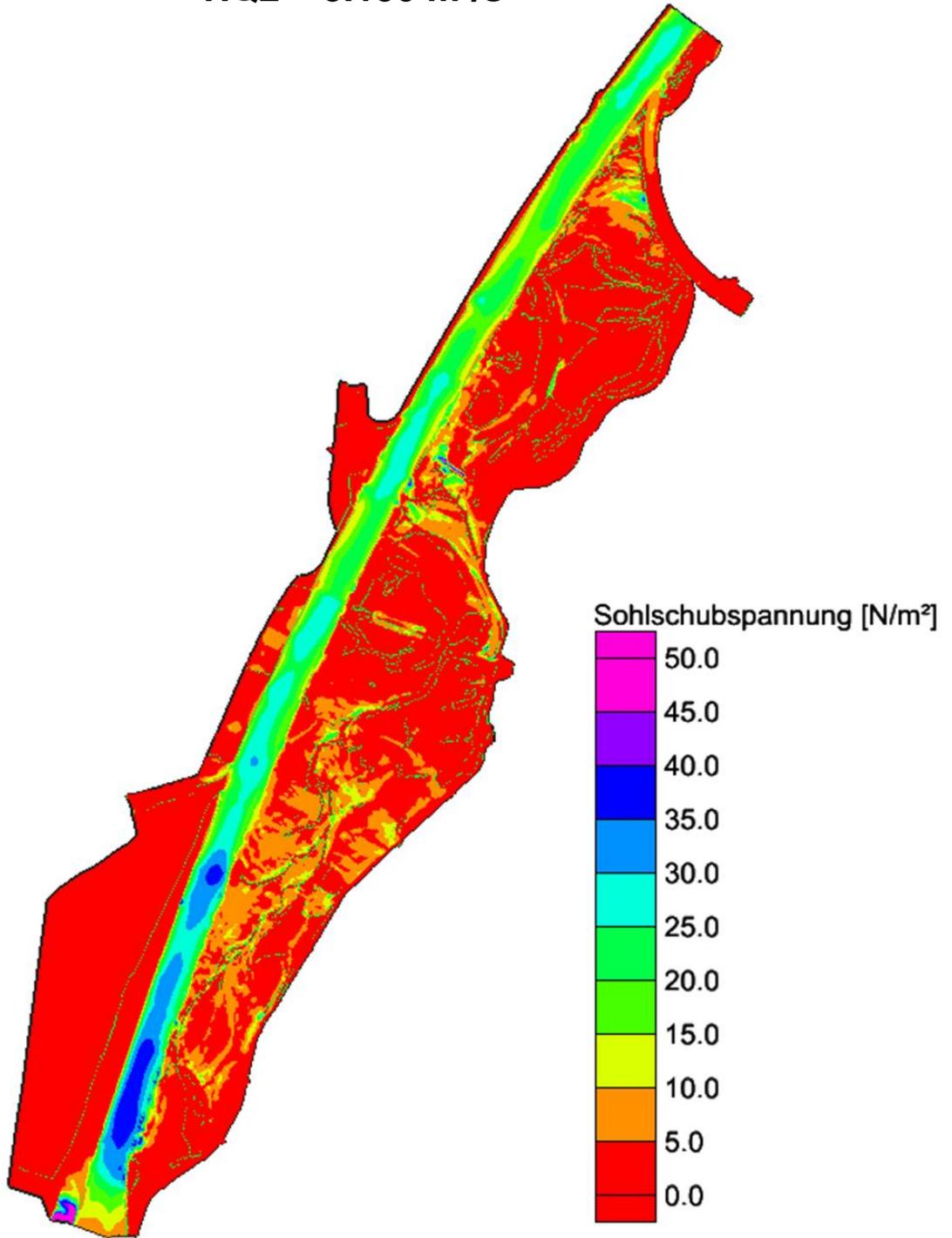
HQ50 = 4.900 m³/s



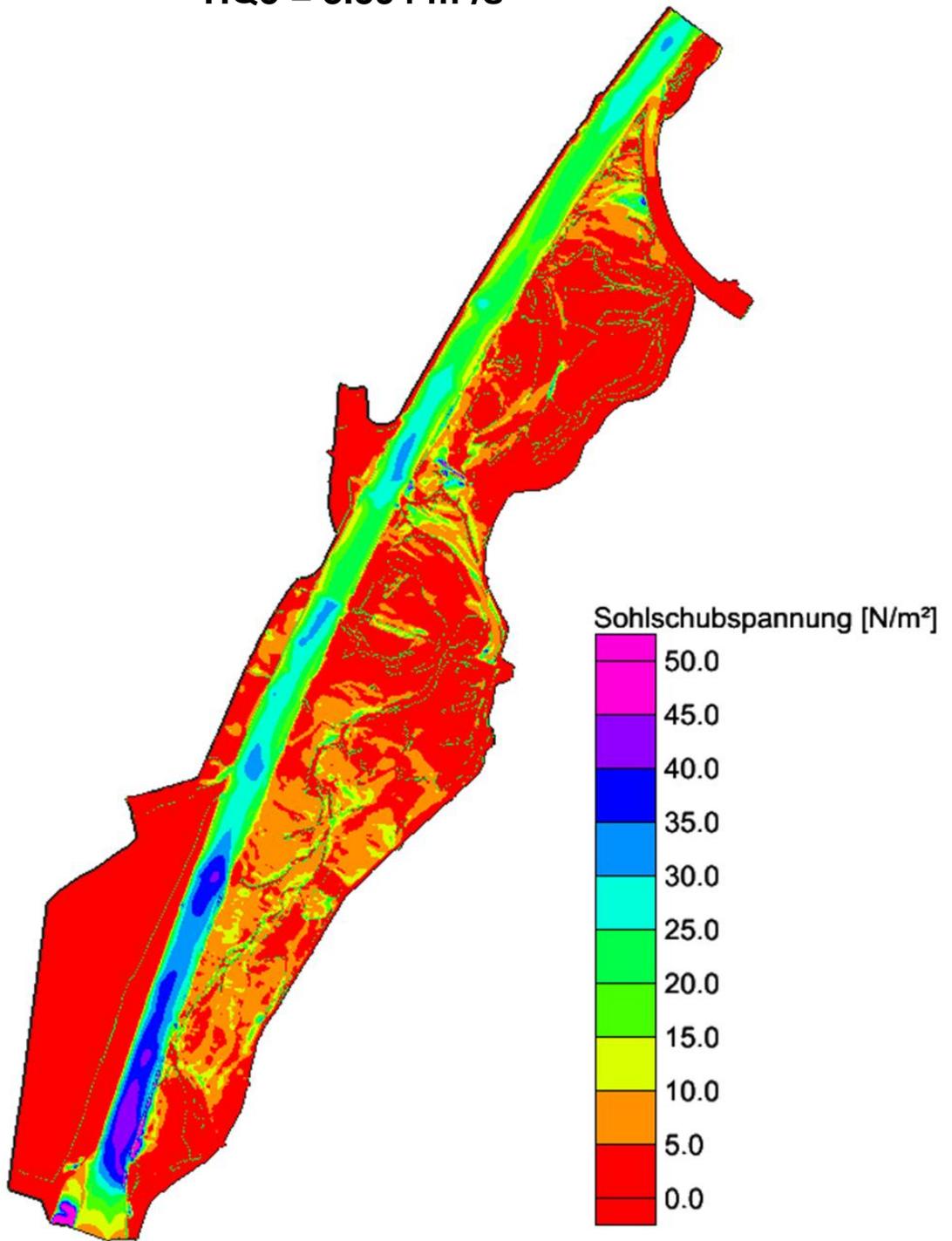
HQ100 = 5.300 m³/s



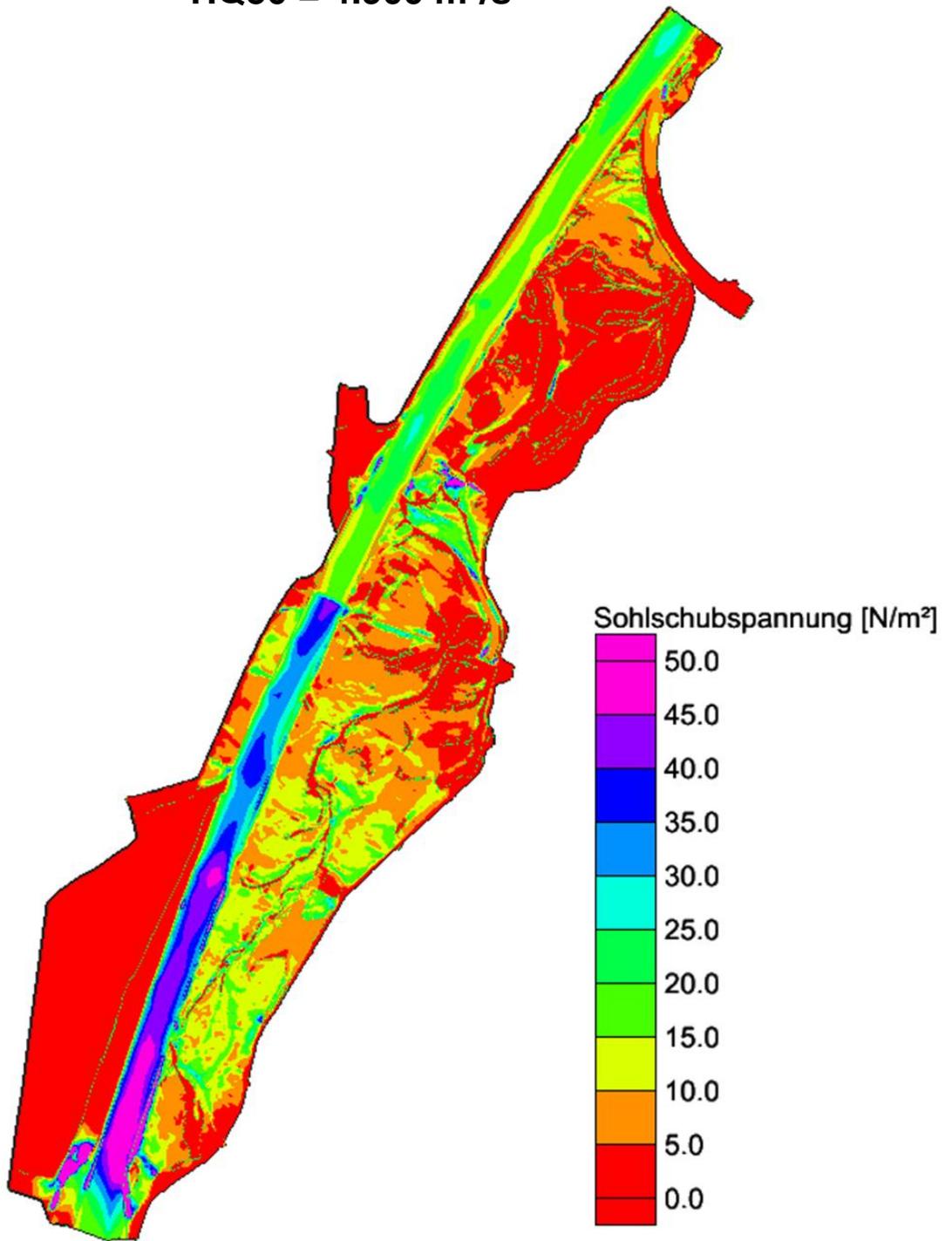
HQ2 = 3.150 m³/s



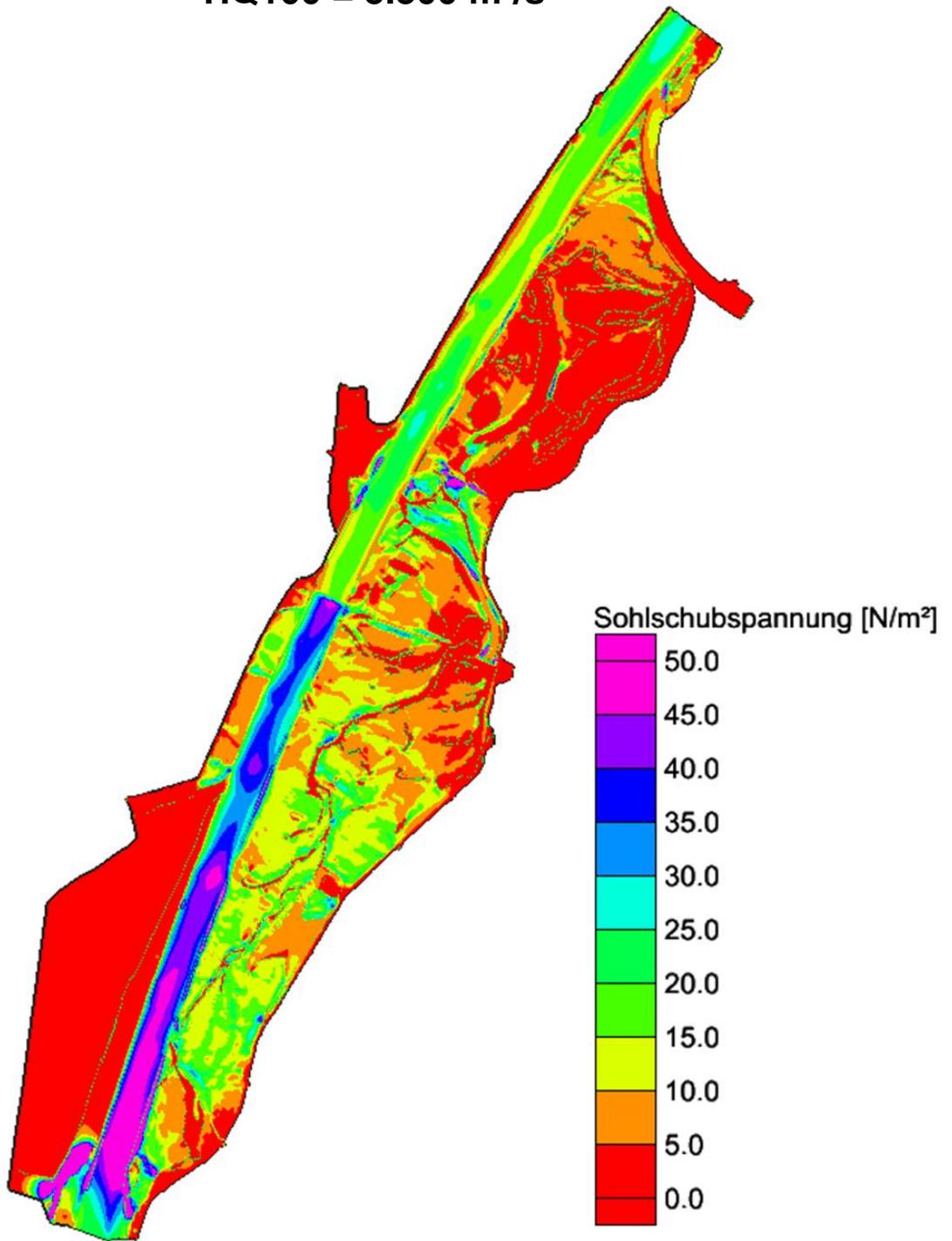
HQ5 = 3.594 m³/s



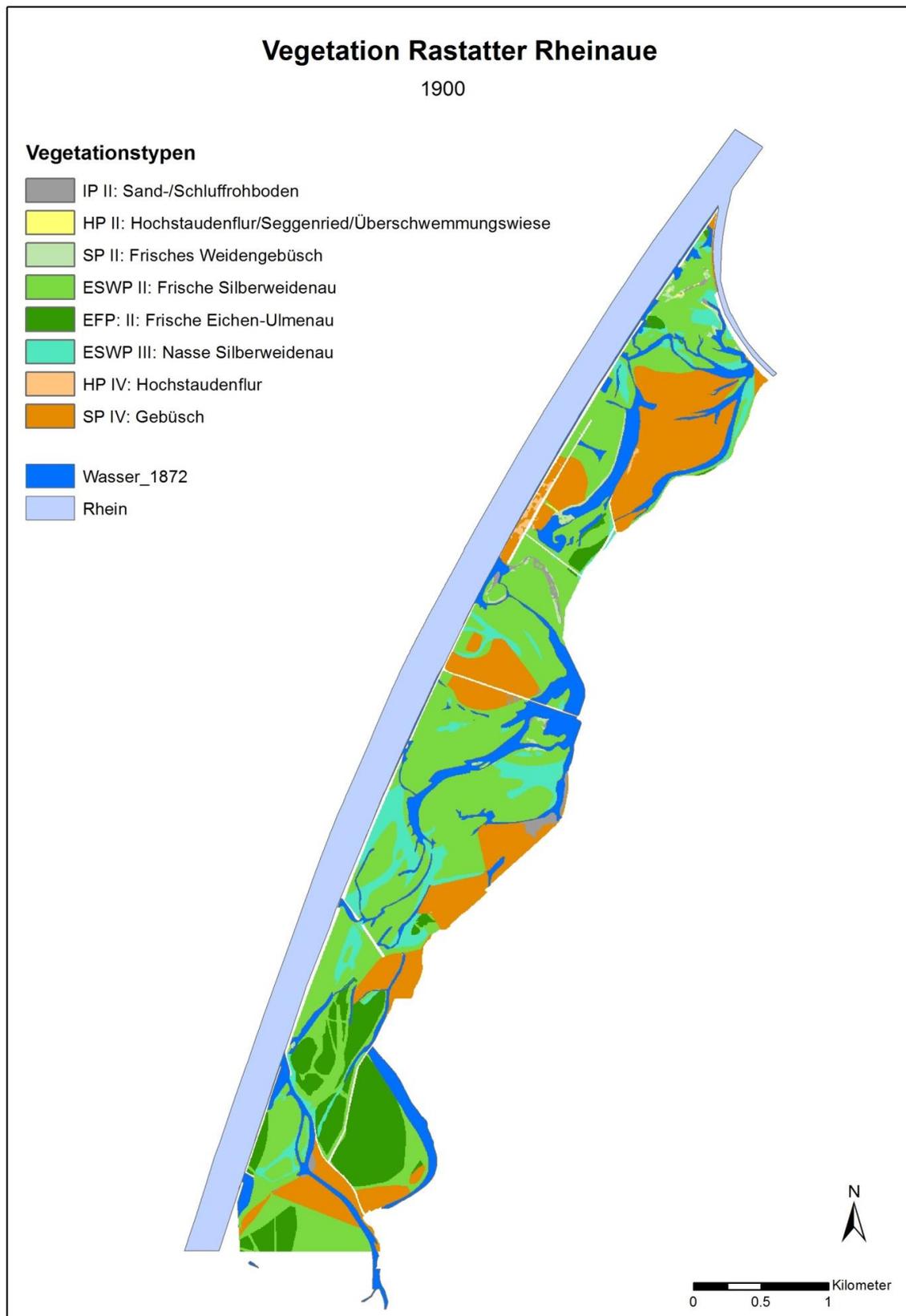
HQ50 = 4.900 m³/s



HQ100 = 5.300 m³/s



7.4 Zwischenergebnisse der Modellkalibrierung für 1900, 1930, 1960 und 1990



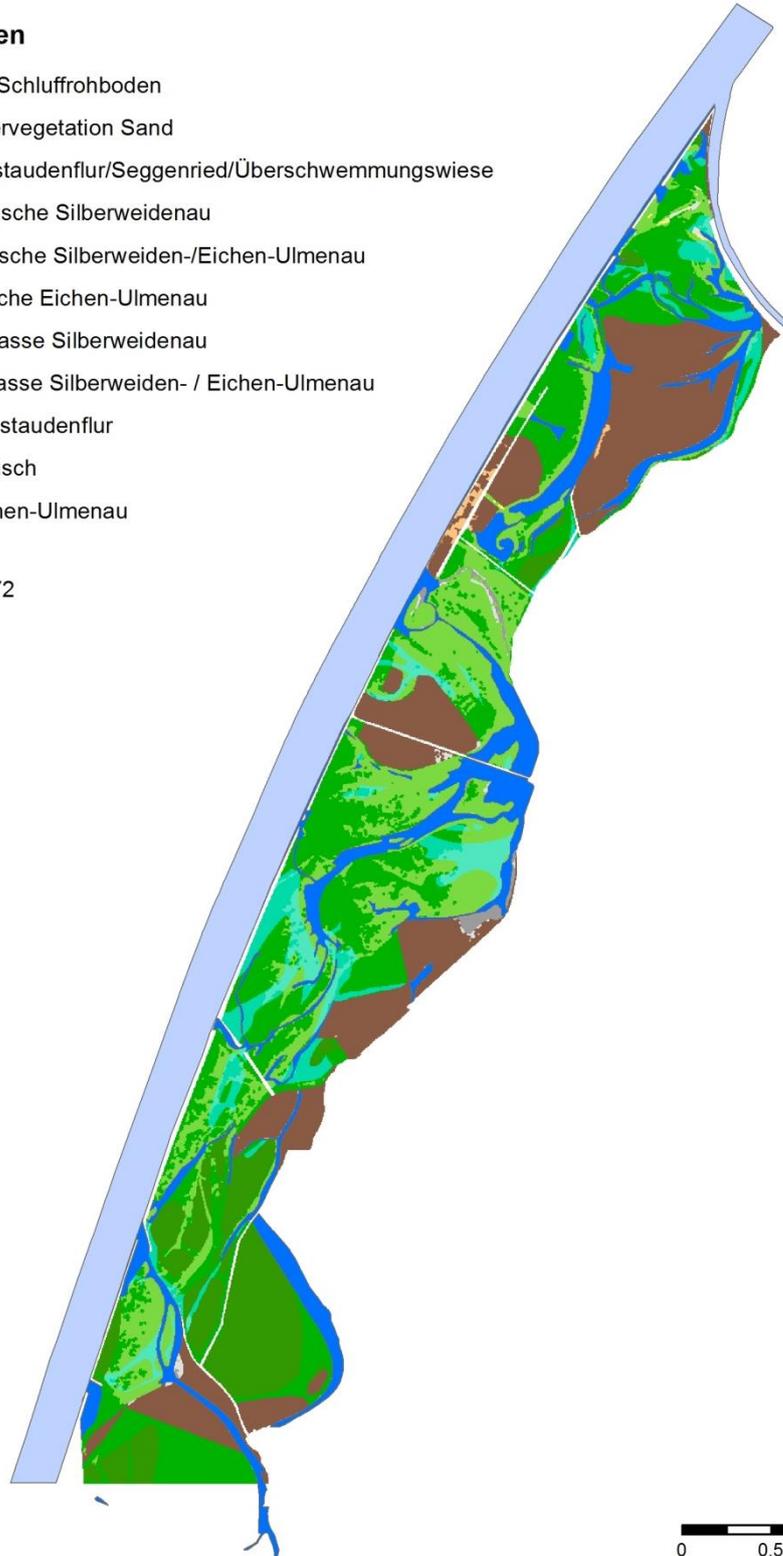
Vegetation Rastatter Rheinaue

1930

Vegetationstypen

- IP II: Sand-/Schluffrohboden
- PP II: Pionierv egetation Sand
- HP II: Hochstaudenflur/Seggenried/Überschwemmungswiese
- ESWP II: Frische Silberweidenau
- LSWP II: Frische Silberweiden-/Eichen-Ulmenau
- EFP II: Frische Eichen-Ulmenau
- ESWP III: Nasse Silberweidenau
- LSWP III: Nasse Silberweiden- / Eichen-Ulmenau
- HP IV: Hochstaudenflur
- SP IV: Gebüsch
- EFP IV: Eichen-Ulmenau

- Wasser_1872
- Rhein



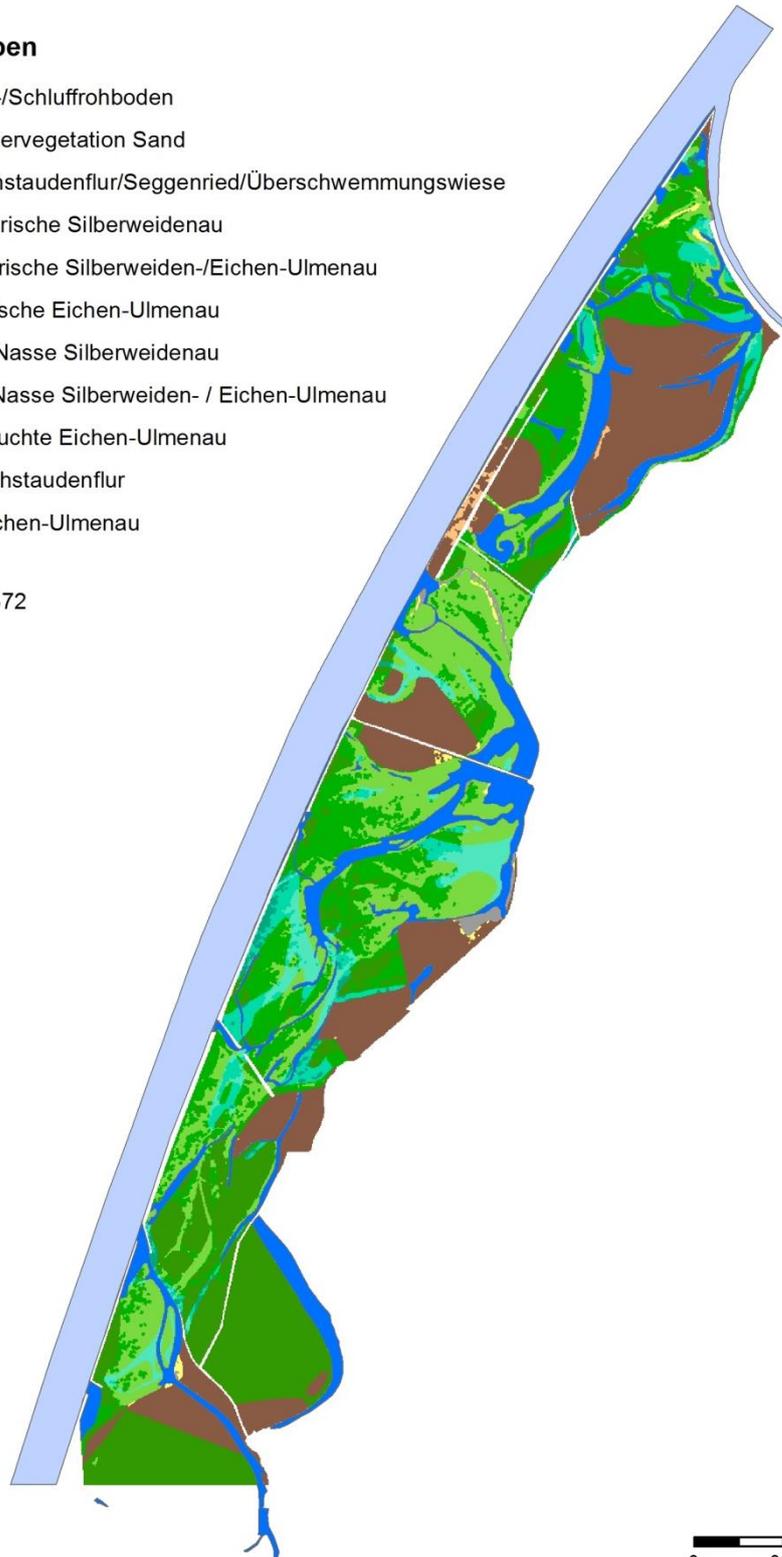
Vegetation Rastatter Rheinaue

1960

Vegetationstypen

- IP II: Sand-/Schluffrohboden
- PP II: Pionierv egetation Sand
- HP II: Hochstaudenflur/Seggenried/Überschwemmungswiese
- ESWP II: Frische Silberweidenau
- LSWP II: Frische Silberweiden-/Eichen-Ulmenau
- EFP II: Frische Eichen-Ulmenau
- ESWP III: Nasse Silberweidenau
- LSWP III: Nasse Silberweiden- / Eichen-Ulmenau
- EFP III: Feuchte Eichen-Ulmenau
- HP IV: Hochstaudenflur
- EFP IV: Eichen-Ulmenau

- Wasser_1872
- Rhein



0 0.5 1 Kilometer

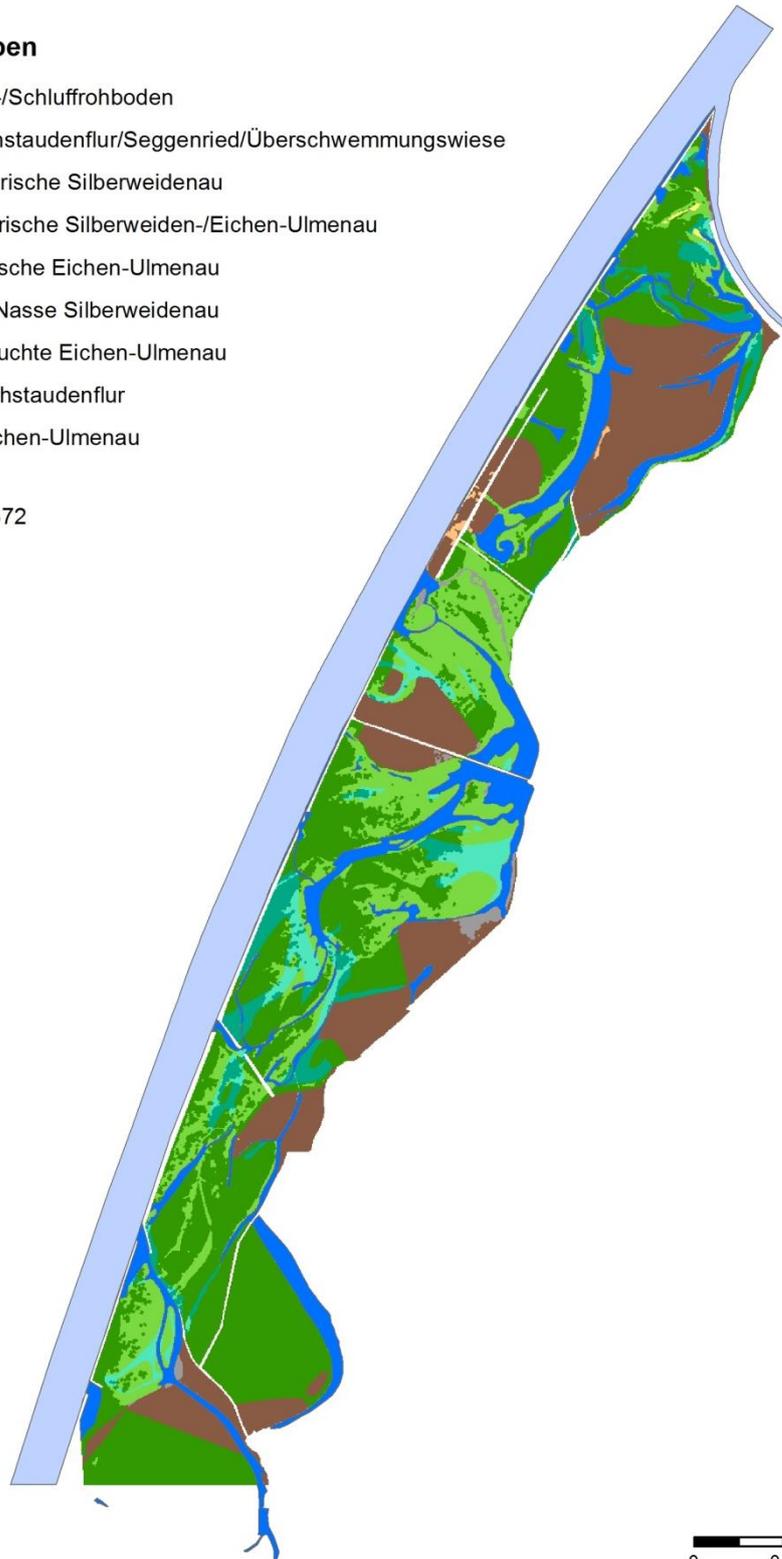
Vegetation Rastatter Rheinaue

1990

Vegetationstypen

-  IP II: Sand-/Schluffrohboden
-  HP II: Hochstaudenflur/Seggenried/Überschwemmungswiese
-  ESWP II: Frische Silberweidenau
-  LSWP II: Frische Silberweiden-/Eichen-Ulmenau
-  EFP II: Frische Eichen-Ulmenau
-  ESWP III: Nasse Silberweidenau
-  EFP III: Feuchte Eichen-Ulmenau
-  HP IV: Hochstaudenflur
-  EFP IV: Eichen-Ulmenau

-  Wasser_1872
-  Rhein



7.5 Pflanzenliste Rastatter Rheinaue (Vergleich nach Zeitschnitten)

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
<i>Acer campestre</i> L.	5	7	6	+	+	+	+	+
<i>Acer platanoides</i> L.	x	x	x	-	+	+	+	+
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	6	x	7	+	+	+	+	+
<i>Achillea millefolium</i> L.	4	x	5	+	+	+	+	+
<i>Achillea ptarmica</i> L.	8	4	2	+	+	+	+	+
<i>Acorus calamus</i> L.	10	7	7	+	+	+	+	-
<i>Aegopodium podagraria</i> L.	6	7	8	+	+	+	+	+
<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	4	8	4	+	+	+	+	+
<i>Agrostis canina</i> L.	9	3	2	+	+	+	+	+
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	7~	x	5	+	+	+	+	+
<i>Agrostis capillaris</i> L. (<i>A. tenuis</i> Sibth.)	x	4	4	+	+	-	+	+
<i>Ajuga reptans</i> L.	6	6	6	+	+	+	+	+
<i>Alisma gramineum</i> Lej.	11	7	4	+	-	+	-	+
<i>Alisma lanceolatum</i> With.	10	7	5	-	-	+	-	+
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	10	x	8	+	+	+	+	+
<i>Alliaria petiolata</i> M. B.	5	7	9	-	+	+	+	+
<i>Allium angulosum</i> L.	8~	8	2	+	+	-	+	+
<i>Allium scorodoprasum</i> L.	7	7	7	-	+	+	+	+
<i>Allium ursinum</i> L.	6	7	8	+	+	+	+	+
<i>Alnus glutinosa</i> L.	9=	6	x	-	+	+	+	+
<i>Alnus incana</i> L.	7=	8	x	+	+	+	+	+
<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	8=	7	7	+	+	+	+	+
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	6	6	7	+	+	+	+	+
<i>Anemone nemorosa</i> L.	5	x	x	+	+	+	+	+
<i>Anemone ranunculoides</i> L.	6	8	8	+	+	+	+	+
<i>Angelica sylvestris</i> L.	8	x	4	+	+	+	+	+

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	x	5	x	+	+	+	+	+
<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm.	5	x	8	+	+	+	+	+
<i>Apium nodiflorum</i> (L.) Lag.	10	x	6	+	+	+	-	-
<i>Apium repens</i> (Jacq.) Lag.	7=	7	7	+	+	+	-	-
<i>Arrhenatherum elatius</i> L.	x	7	7	+	+	+	+	+
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	6	x	8	+	+	+	+	+
<i>Artemisia campestris</i> L.	2	5	2	+	+	+	+	+
<i>Arum maculatum</i> L.	7	7	8	+	+	+	+	+
<i>Aruncus dioicus</i> (Walt.) Fernald	6	x	8	+	+	+	+	-
<i>Asarum europaeum</i> L.	5	7	6	+	+	+	+	+
<i>Aster parviflorus</i> (Nees)	7=		8	-	+	+	+	+
<i>Aster lanceolatus</i> Willd.	6	x	8	-	-	-	-	+
<i>Aster novi-belgii</i> L.	6=	7	9	-	-	-	-	+
<i>Atriplex patula</i> L.	5	7	7	+	+	+	+	+
<i>Avena pubescens</i> Huds.	3	x	4	+	+	+	+	+
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	11	x	8	-	-	-	-	+
<i>Barbarea vulgaris</i> R. Br.	6	x	6	+	+	+	+	-
<i>Bellis perennis</i> L.	5	x	6	+	+	+	+	+
<i>Berberis vulgaris</i> L.	4	8	3	+	+	+	+	+
<i>Berteroa incana</i> L.	3	6	4	-	+	+	-	+
<i>Bidens cernua</i> L.	9=	7	9	+	+	+	+	-
<i>Bidens frondosa</i> L.	8=	7	8	-	-	-	-	+
<i>Bidens tripartita</i> L.	9=	x	8	+	+	+	+	+
<i>Blackstonia acuminata</i> (Koch et Ziz)	7~	6	3	+	+	-	+	+
<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.)P.B.	4	7	4	+	+	+	+	+
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P.B.	5	6	6	+	+	+	+	+
<i>Briza media</i> L.	x	x	2	+	+	+	+	+
<i>Bromus erectus</i> Huds.	3	8	3	+	+	+	+	+

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	x~	x	3	+	+	+	-	+
<i>Bromus inermis</i> Leys.	4~	8	5	+	+	+	+	+
<i>Bryonia dioica</i> Jacq.	5	8	6	+	+	+	+	+
<i>Butomus umbellatus</i> L.	10~	x	7	+	+	+	+	+
<i>Calamagrostis canescens</i> (Web.) Roth	9=	6	5	+	+	+	+	+
<i>Calamagrostis epigeijos</i> (L.) Roth	x~	x	6	+	+	+	+	+
<i>Calamagr.pseudophragmites</i> (Hall.f.)Koel.	7=	9	3	+	-	-	-	-
<i>Callitriche hermaphroditica</i> L.	12	4	3	+	+	+	+	-
<i>Callitriche hamulata</i> Kütz.	10~	6	4	+	+	+	+	-
<i>Callitriche palustris</i> L.	11	5	4	+	+	+	+	-
<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	10	6	4	+	+	+	+	-
<i>Callitriche obtusangula</i> Le Gall	11	7	7	-	-	-	-	+
<i>Caltha palustris</i> L.	9=	x	6	+	+	+	+	+
<i>Calystegia sepium</i> L.	6	7	9	+	+	+	+	+
<i>Campanula patula</i> L.	5	7	5	+	+	+	+	+
<i>Campanula trachelium</i> L.	6	8	8	+	+	+	+	+
<i>Campanula latifolia</i> L.	6	8	8	+	+	+	+	+
<i>Cardamine flexuosa</i> With.	8	4	5	+	-	-	-	+
<i>Cardamine pratensis</i> L.	6	x	x	+	+	+	+	+
<i>Carex acuta</i> L. (<i>Carex gracilis</i> Curt.)	9=	6	4	+	+	+	+	+
<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	9~	7	5	+	+	+	+	+
<i>Carex brizoides</i> Jusl.	6~	4	3	+	+	+	+	+
<i>Carex caryophyllae</i> Latourr.	4	x	2	+	+	+	+	+
<i>Carex cespitosa</i> L.	9=	6	4	+	+	+	+	+
<i>Carex bohémica</i> Schreb.	8=	6	4	+	+	+	+	-
<i>Carex disticha</i> Huds.	9=	8	5	+	+	+	+	+
<i>Carex elata</i> All.	10~	x	5	+	+	+	+	+

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
Carex flacca Schreb.	6~	8	4	+	+	+	+	+
Carex pallescens L.	6~	4	3	+	-	+	+	+
Carex panicea L.	8~	x	4	+	+	+	+	+
Carex appropinquata Schumach.	9=	9	4	+	+	+	+	-
Carex praecox Schreb.	3~	x	4	+	+	+	+	+
Carex pseudocyperus L.	7~	6	5	+	+	+	+	-
Carex remota L.	8	x	x	+	+	+	+	+
Carex riparia Curt.	9=	7	4	+	+	+	+	+
Carex rostrata Stokes	10	3	3	+	+	+	+	-
Carex strigosa Huds.	7	7	6	-	+	+	+	+
Carex sylvatica Huds.	5	6	5	+	+	+	+	+
Carex tomentosa L.	7~	9	x	+	+	+	+	+
Carex vesicaria L.	9=	6	5	+	+	+	+	+
Carex vulpina L.	8=	x	5	+	+	+	+	+
Carpinus betulus L.	x	x	x	+	+	+	+	+
Centaurea jacea L.	x	x	x	+	+	+	+	+
Centaurea rhenana Bor. (C. stoebe auct.)				-	+	+	+	+
Centaurea scabiosa L.	3	8	4	+	+	+	+	+
Centaurium erythraea Rafn	5	6	6	+	+	+	+	+
Cerastium holosteoides Fr. em. Hyl.	5	x	5	+	+	+	+	+
Ceratophyllum demersum (L.)	12~	8	8	+	+	+	+	+
Chaenarrhinum minus (L.) Lange	4	8	5	+	+	+	+	+
Chaerophyllum aureum L.	5	9	9	-	+	+	+	+
Chaerophyllum bulbosum L.	7	8	8	+	+	+	+	+
Chenopodium polyspermum L.	6	x	8	+	+	+	+	+
Chenopodium rubrum L.	6	x	9	+	+	+	+	+
Chrysanthemum leucanthemum L.	4	x	3	+	+	+	+	+

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
Chrysanthemum vulgare (L.) Bernh.	5	8	5	+	+	+	+	+
Cicuta virosa L.	9=	5	5	+	+	+	+	-
Circaea lutetiana L.	6	7	7	+	+	+	+	+
Cirsium arvense (L.) Scop.	x	x	7	+	+	+	+	+
Cirsium palustre (L.) Scop.	8	4	3	+	+	+	+	+
Cisium oleraceum (L.) Scop.	7	7	5	+	+	+	+	+
Clematis vitalba L.	5	7	7	+	+	+	+	+
Colchicum autumnale L.	6~	7	x	+	+	+	+	+
Convallaria majalis L.	4	x	4	+	+	+	+	+
Conyza canadensis (L.) Cronq.	4	x	5	+	+	+	+	+
Cornus sanguinea L.	5	7	x	+	+	+	+	+
Coronilla varia L.	4	9	3	+	+	+	+	+
Corrigiola litoralis L.	7	5	5	+	+	+	+	-
Corylus avellana L.	x	x	5	+	+	+	+	+
Crataegus monogyna Jacq.	4	8	4	+	+	+	+	+
Crataegus laevigata (Poir.) DC.	5	7	5	+	+	+	+	-
Crepis biennis L.	6	6	5	+	+	+	+	+
Crepis capillaris (L.) Wallr.	5	6	4	+	+	+	+	+
Cynoglossum officinale L.	4	7	7	+	+	+	+	-
Cynosurus cristatus L.	5	x	4	+	+	+	+	+
Cyperus flavescens L.	7=	x	4	+	+	+	+	-
Cyperus fuscus L.	7=	x	4	+	+	+	+	+
Dactylis glomerata L.	5	x	6	+	+	+	+	+
Dactylorhiza incarnata (L.) Soó	8~	7	2	-	+	+	+	+
Dactylorhiza majalis (Rchb.) Hunt et Summ.	8~	7	3	+	+	+	+	-
Daucus carota L.	4	x	4	+	+	+	+	+
Deschampsia caespitosa (L.) P. B.	7~	x	3	+	+	-	+	+
Dianthus carthusianorum L.	3	7	2	+	+	+	+	+

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
<i>Dipsacus laciniatus</i> L.	6	8	6	+	+	+	+	+
<i>Echium vulgare</i> L.	4	8	4	+	+	+	+	+
<i>Elatine alsinastrum</i> L.	9=	5	4	+	sp.	+	+	+
<i>Elatine hexandra</i> (Lapierre) DC.	9=	3	2	+	sp.	+	+	+
<i>Elatine triandra</i> Schkuhr	9=	4	4	+	sp.	+	+	+
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) R. et Sch.	10	x	2	-	+	+	+	+
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) R. et Sch.	10	x	?	+	+	+	+	+
<i>Elodea canadensis</i>	12	7	7	-	+	+	+	+
<i>Elodea callitrichoides</i>	12			-	-	-	-	+
<i>Elodea ernstae</i>	12			-	-	-	-	+
<i>Elodea nuttallii</i>	12	?	7	-	-	-	-	+
<i>Elymus repens</i> (L.) Gould.	x	x	7	+	-	-	-	+
<i>Epilobium hirsutum</i> L.	8=	8	8	+	+	+	+	+
<i>Epilobium parviflorum</i> Schreb.	9=	8	6	+	+	+	+	+
<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz	5	7	5	+	+	+	+	-
<i>Epipactis palustris</i> (L.) Crantz	9~	8	2	+	+	+	+	+
<i>Equisetum avense</i> L.	x~	x	3	+	+	+	+	+
<i>Equisetum hyemale</i> L.	7~	7	6	+	+	+	+	+
<i>Equisetum palustre</i> L.	8	x	3	+	+	+	+	+
<i>Equisetum x trachyodon</i> A. Br.	7~	8	1	-	+	+	+	+
<i>Equisetum variegatum</i> Schleich ex Web.	9	8	2	+	+	+	+	-
<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	6	x	8	+	+	+	+	+
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hérit.	4	x	x	+	+	+	+	+
<i>Erophila verna</i> (L.) Bess.	x	x	2	+	+	+	+	+
<i>Euonymus europaea</i> L.	5	8	5	+	+	+	+	+
<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	7	7	8	+	+	+	+	+
<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	3	x	3	+	+	+	+	+
<i>Euphorbia palustris</i> L.	8~	8	x	+	+	+	+	+

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
<i>Euphorbia seguieriana</i> Neck.	2	8	1	-	+	+	+	+
<i>Euphrasia stricta</i> L.	4	x	2	-	+	+	+	+
<i>Fagus sylvatica</i> L.	5	x	x	+	+	+	+	+
<i>Festuca arundinacea</i> Schreb.	7~	7	5	+	+	+	+	+
<i>Festuca gigantea</i> (L.) Vill.	7	6	6	-	+	+	+	+
<i>Festuca ovina</i> L. (agg.)	x	3	1	+	+	+	+	+
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	6	x	6	+	-	+	+	+
<i>Festuca rubra</i> L.	6	6	x	+	+	+	+	+
<i>Ficaria verna</i> Huds.	6	7	7	+	+	+	+	+
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	8	x	5	+	+	+	+	+
<i>Filipendula vulgaris</i> Moench	3~	8	2	+	+	+	-	-
<i>Fragaria vesca</i> L.	5	x	6	+	+	+	+	+
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	x	7	7	+	+	+	+	+
<i>Gagea lutea</i> (L.) Ker.-Gawl.	6~	7	7	+	+	+	+	+
<i>Galeopsis ladanum</i> L.	4	8	3	+	+	+	+	+
<i>Galeopsis pubescens</i> Bess.	5	x	6	+	+	+	+	+
<i>Galium aparine</i> L.	x	6	8	+	+	+	+	+
<i>Galium mollugo</i> L.	4	7	?	+	+	+	+	+
<i>Galium palustre</i> L.	9=	x	4	+	+	+	+	+
<i>Galium ulginosum</i> L.	8~	x	2	+	+	+	+	-
<i>Galium verum</i> L.	4~	7	3	+	+	+	+	+
<i>Gentiana pneumonanthe</i> L.	7	x	1	+	+	+	+	+
<i>Geranium columbinum</i> L.	4	7	7	+	+	+	+	+
<i>Geranium palustre</i> L.	7~	8	7	+	+	+	+	+
<i>Geranium pratense</i> L.	5	8	7	+	+	+	+	+
<i>Geranium pyrenaicum</i> Burm.	5	7	8	+	+	+	+	+
<i>Geranium robertianum</i> L.	x	x	7	+	+	+	+	+
<i>Geum rivale</i> L.	8~	x	4	+	+	+	+	+
<i>Geum urbanum</i> L.	5	x	7	+	+	+	+	+

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
<i>Glechoma hederacea</i> L.	6	x	7	+	+	+	+	+
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	9=	x	7	+	+	+	+	+
<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmbg.	10~	8	9	+	+	+	-	+
<i>Gnaphalium luteoalbum</i> L.	7~	5	3	+	+	+	+	-
<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.	7	4	4	+	+	+	+	+
<i>Gratiola officinalis</i> L.	8~	7	4	+	+	+	+	-
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R. Br.	7~	8	3	+	+	+	+	+
<i>Hedera helix</i> L.	5	x	x	+	+	+	+	+
<i>Heracleum sphondylium</i> L.	5	x	8	+	+	+	+	+
<i>Herniaria glabra</i> L.	3	4	2	+	+	+	+	+
<i>Herniaria hirsuta</i> L.	3	4	1	+	+	+	+	+
<i>Hippocrepis comosa</i> L.	3	7	2	+	+	+	+	+
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	10	8	x	+	+	+	+	+
<i>Holcus lanatus</i> L.	6	x	5	+	+	+	-	+
<i>Hottonia palustris</i>	12	5	4	+	+	+	+	+
<i>Humulus lupulus</i> L.	8=	6	8	+	+	+	+	+
<i>Hydocharis morsus-ranae</i> L.	11	7	6	+	+	+	+	+
<i>Hypericum perforatum</i> L.	4	6	4	+	+	+	+	+
<i>Imaptiens noli-tangere</i> L.	7	7	6	+	+	+	+	+
<i>Impatiens glandulifera</i> Royle	8=	7	7	-	-	-	-	+
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	5	x	6	-	+	+	+	+
<i>Inula britannica</i> L.	7=	8	5	+	+	+	+	+
<i>Inula salicina</i> L.	6~	9	3	+	+	+	+	+
<i>Iris pseudacorus</i> L.	9=	x	7	+	+	+	+	+
<i>Juglans regia</i> L.	6	7	7	+	+	+	+	+
<i>Juncus bufonius</i> L.	7~	3	4	+	+	+	+	+
<i>Juncus effusus</i> L.	7	3	4	+	+	+	+	+
<i>Juncus inflexus</i> L.	7~	8	4	+	+	+	+	+

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult.	4	x	4	+	+	+	+	+
<i>Koeleria macrantha</i> (Led.) Schult.	3	8	2	+	+	+	+	+
<i>Lamium galeobdolon</i> (L.) Nath.	5	7	5	+	+	+	+	+
<i>Lamium maculatum</i> L.	6	7	8	+	+	+	+	+
<i>Lathyrus palustris</i> L.	8=	8	3	+	+	+	+	+
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	6	7	6	+	+	+	+	+
<i>Lemna minor</i> L.	11	x	6	+	+	+	+	+
<i>Lemna gibba</i> L.	11	8	8	+	+	+	+	+
<i>Lemna minuta</i> H. B. K.				-	-	-	-	+
<i>Lemna trisulca</i> L.	12	7	5	+	+	+	+	+
<i>Leontodon hispidus</i> L.	5	7	6	-	-	+	+	+
<i>Ligustrum vulgare</i> L.	4	8	3	+	+	+	+	+
<i>Limosella aquatica</i> L.	8=	7	3	+	+	+	+	+
<i>Lindernia procumbens</i> (Krock.) Philc.	8=	7	6	+	-	+	+	+
<i>Linum catharticum</i> L.	x	7	2	+	+	+	+	+
<i>Listera ovata</i> (L.) R. Br.	6~	7	7	-	+	+	+	+
<i>Lolium perenne</i> L.	5	7	7	+	+	+	+	+
<i>Lonicera xylosteum</i> L.	5	7	6	+	+	+	+	+
<i>Lotus corniculatus</i> L.	4	7	3	+	+	+	+	+
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav. (L. uliginosus)	8	6	4	+	+	+	+	+
<i>Luzula campestris</i> (L.) DC	4	3	3	+	+	+	+	+
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	7~	x	x	+	+	+	+	+
<i>Lycopus europaeus</i> L.	9=	7	7	+	+	+	+	+
<i>Lysimachia nummularia</i> L.	6~	x	x	+	+	+	+	+
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	8~	x	x	+	+	+	+	+
<i>Lythrum salicaria</i> L.	8~	6	x	+	+	+	+	+
<i>Malus sylvestris</i> (L.) Mill.	5	7	5	+	+	+	+	+
<i>Malva moschata</i> L.	4	7	4	+	+	+	+	+

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
<i>Medicago lupulina</i> L.	4	8	x	+	+	+	+	+
<i>Medicago sativa</i> L. ssp. <i>falcata</i> Arc.	3	9	3	+	+	+	+	+
<i>Melica nutans</i> L.	4~	x	3	+	+	+	+	+
<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.	3	8	3	+	+	+	+	+
<i>Mentha aquatica</i> L.	9=	7	5	+	+	+	+	+
<i>Mentha arvensis</i> L.	7~	x	x	+	+	+	+	+
<i>Mentha longifolia</i> (L.) Huds.	8=	9	7	+	+	+	+	+
<i>Mentha pulegium</i> L.	7=	7	7	+	+	+	+	+
<i>Milium effusum</i> L.	5	5	5	+	+	+	+	+
<i>Moehringia trinervia</i> (L.) Clairv.	5	6	7	+	+	+	+	+
<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench	7	x	2	+	+	+	+	+
<i>Muscari comosum</i> (L.) Mill.	3	7	?	+	+	+	+	+
<i>Myosotis scorpioides</i> L. (palustris)	8~	x	5	+	+	+	+	+
<i>Myricaria germanica</i> ((L.) Desv.	8=	8	3	+	+	+	+	-
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	12	9	7	+	+	+	+	+
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	12	7	8	+	+	+	+	+
<i>Mysoton aquaticum</i> (L.) Moench	8=	7	8	+	+	+	+	+
<i>Najas marina</i> All.	12	9	6	+	+	+	+	+
<i>Najas minor</i> All.	12	8	4	+	+	+	+	+
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm.	11	7	6	+	+	+	+	+
<i>Nymphaea alba</i> L.	11	7	5	+	+	+	+	+
<i>Nymphoides peltata</i> (S. G. Gmel.) O. Ktze.	11	8	7	+	+	+	+	+
<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir.	10	7	6	+	+	+	+	+
<i>Ononis spinosa</i> L.	4~	7	3	+	+	+	+	+
<i>Ophioglossum vulgatum</i> L.	7	7	2	+	+	+	+	+
<i>Orchis militaris</i> L.	3	9	2	+	+	+	+	+
<i>Ornithogalum umbellatum</i> (L.)	5	7	7	+	+	+	+	+

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
<i>Paris quadrifolia</i> L.	6	7	7	+	+	+	+	+
<i>Parnassia palustris</i> L.	8~	7	2	+	+	+	+	+
<i>Parthenocyssus inserta</i> (Kern.) Fritsch				-	-	-	-	+
<i>Pastinaca sativa</i> L.	4	8	5	+	+	+	+	+
<i>Petrorhagia prolifera</i> (L.) Ball et Heyw.	3	5	2	+	+	+	+	+
<i>Peucedanum palustre</i> (L.) Moench.	9=	x	4	+	+	+	+	+
<i>Peucednaum officinale</i> L.	4~	8	2	+	+	+	-	+
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	8~	7	7	+	+	+	+	+
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin.	10	7	7	+	+	+	+	+
<i>Physalis alkekengi</i> L.	6	8	7	+	+	+	+	+
<i>Picris hieracioides</i> L.	4	8	4	+	+	+	+	+
<i>Pimpinella major</i> (L.) Huds.	5	7	6	+	+	+	+	+
<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	3	x	2	+	+	+	+	+
<i>Plantago intermedia</i> Gilib.	7=	5	4	-	-	-	-	+
<i>Plantago lanceolata</i> L.	x	x	x	+	+	+	+	+
<i>Plantago major</i> L.	5	x	6	+	+	+	+	+
<i>Plantago media</i> L.	4	7	3	+	+	+	+	+
<i>Poa annua</i> L.	6	x	8	+	+	+	+	+
<i>Poa compressa</i> L.	3	9	3	+	+	+	+	+
<i>Poa palustris</i> L.	9=	8	7	-	+	+	+	+
<i>Poa pratensis</i> L.	5	x	6	+	+	+	+	+
<i>Poa trivialis</i> L.	7	x	7	+	+	+	+	+
<i>Polygala comosa</i> Schkuhr	3	8	2	+		+	+	+
<i>Polygonatum multiflorum</i> (L.) All.	5	6	5	+	+	+	+	+
<i>Polygonatum odoratum</i> (Mill.) Druce	3	7	3	+	+	+	+	+
<i>Polygonum aviculare</i> L.	4	x	6	+	+	+	+	+
<i>Polygonum amphibium</i> L.	11	6	4	+	+	+	+	+

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
Polygonum cuspidatum Sieb. et Zucc.	8=	5	7	-	-	-	-	+
Polygonum hydropiper L.	8=	5	8	+	+	+	+	+
Polygonum lapathifolium L.	8	x	8	+	+	+	+	+
Polygonum mite Schrank	8	6	7	+	+	+	+	+
Polygonum persicaria L.	5	7	7	+	+	+	+	+
Populus alba L.	7~	8	6	+	+	+	+	+
Populus X canescens Sm.	5	x	x	+	+	+	-	+
Populus nigra L.	8=	7	7	+	+	+	+	+
Populus tremula L.	5	x	x	+	+	+	+	+
Potamogeton nodosus Poir.	12	8	5	-	+	+	+	+
Potamogeton acutifolius L.	11	5	6	+	+	+	+	+
Potamogeton berchtoldii Fieb.	12	7	5	+	-	-	-	+
Potamogeton coloratus Vahl.	11	8	8	-	-	+	-	+
Potamogeton crispus L.	12	7	5	+	+	+	+	+
Potamogeton densus L.	12	8	5	+	+	+	+	+
Potamogeton filiformis Pers.	12	4	3	-	-	+	-	+
Potamogeton friesii Rupr.	11	7	6	-	+	-	+	+
Potamogeton gramineus L.	12	5	5	+	+	+	+	+
Potamogeton lucens L.	12	6	7	+	+	+	+	+
Potamogeton natans L.	11	7	5	+	+	+	+	+
Potamogeton pectinatus L.	12	8	8	+	+	+	+	+
Potamogeton perfoliatus L.	12	3	2	+	+	+	+	+
Potamogeton pusillus L.	12	6	x	+	+	+	+	+
Potamogeton trichoides Cham et Schlecht.	11	5	4	-	-	-	-	+
Potamogeton x zizii Koch ex Roth	12	7	5	+	-	-	-	+
Potentilla anserina L.	6~	x	7	+	+	+	+	+
Potentilla argentea L.	2	3	1	+	+	+	+	+
Potentilla erecta (L.) Rausch.	x	x	2	+	+	+	+	+

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
Potentilla reptans L.	6	7	5	+	+	+	+	+
Potentilla sterilis (L.) Garcke	5	6	6	+	+	+	+	+
Primula elatior (L.) Hill.	6	7	7	+	+	+	+	+
Prunella vulgaris L.	5	7	x	+	+	+	+	+
Prunus avium L.	5	7	5	+	+	+	+	+
Prunus padus L.	8=	7	6	+	+	+	+	+
Prunus spinosa L.	4	7	x	+	+	+	+	+
Pulicaria dysenterica (L.) Bernh.	7~	7	5	+	+	+	+	+
Pulicaria vulgaris Gaertn.	8=	6	7	+	+	+	+	+
Pulmonaria officinalis L.	5	8	6	+	+	+	+	+
Pyrus pyraeaster Burgsd.	5	8	x	+	+	+	+	+
Quercus robur L.	x	x	x	+	+	+	+	+
Quercus rubra L.				-	-	-	-	+
Ranunculus acris L.	6	x	x	+	+	+	+	+
Ranunculus aquatilis L.	11	6	6	+	+	+	+	+
Ranunculus auricomus L.	x	7	x	+	+	+	+	+
Ranunculus circinatus Sibth.	12	7	8	-	+	+	+	+
Ranunculus fluitans Lam.	12	x	8	+	+	+	+	+
Ranunculus repens L.	7~	x	7	+	+	+	+	+
Ranunculus sceleratus L.	9=	7	9	+	+	+	+	+
Ranunculus trichophyllus Chaix.	12	8	7	+	-	-	-	+
Rhamnus cathartica L.	4	8	4	+	+	+	+	+
Rhinanthus alectorolophus (Scop.) Poll.	4	7	3	-	+	+	+	+
Rhinanthus minor L.	4	x	3	+	+	+	+	+
Ribes rubrum L. var. rubrum	8	6	6	+	+	+	+	+
Robinia pseudoacacia L.	4	x	8	-	+	+	+	+
Rorippa amphibia (L.) Bess.	10	7	8	+	+	+	+	+
Rorippa sylvestris (L.) Bess.	8=	8	6	+	+	+	+	+
Rosa arvensis Huds.	5	7	5	+	+	+	+	+

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
<i>Rosa canina</i> L.	4	x	x	+	+	+	+	+
<i>Rubus caesius</i> L.	x	8	7	+	+	+	+	+
<i>Rumex acetosa</i> L.	x	x	6	+	+	+	+	+
<i>Rumex acetosella</i> L.	3	2	2	+	+	+	+	+
<i>Rumex hydrolapathum</i> Huds.	10	7	7	+	+	+	+	+
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	6	x	9	+	+	+	+	+
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	10	7	6	+	+	+	+	+
<i>Salix alba</i> L.	8=	8	7	+	+	+	+	+
<i>Salix caprea</i> L.	6	7	7	+	+	+	+	+
<i>Salix cinerea</i> L.	9~	5	4	+	+	+	+	+
<i>Salix fragilis</i> L.	8=	6	6	+	+	+	+	+
<i>Salix purpurea</i> L.	x=	8	x	+	+	+	+	+
<i>Salix triandra</i> L.	8=	7	5	+	+	+	+	+
<i>Salix viminalis</i> L.	8=	7	x	+	+	+	+	+
<i>Salvia pratensis</i> L.	3	8	4	+	+	+	+	+
<i>Sambucus ebulus</i> L.	5	8	7	+	+	+	+	+
<i>Sambucus nigra</i> L.	5	x	9	+	+	+	+	+
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	3	8	2	+	+	+	+	+
<i>Sanguisorba officinalis</i> L.	6~	x	5	+	+	+	+	+
<i>Sanicula europaea</i> L.	5	8	6	+	+	+	+	+
<i>Saponaria officinalis</i> L.	5	7	5	+	+	+	+	+
<i>Saxifraga granulata</i> L.	4	5	3	+	+	+	+	+
<i>Scabiosa columbaria</i> L.	3	8	3	+	+	+	+	+
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	11	7	6	+	+	+	+	+
<i>Scilla bifolia</i> L.	7	7	6	+	+	+	+	+
<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	8	4	4	+	+	+	+	+
<i>Scrophularia canina</i> L.	4	8	3	+	+	+	+	+
<i>Scrophularia nodosa</i> L.	6	6	7	+	+	+	+	+
<i>Scutellaria galericulata</i> L.	9=	7	6	+	+	+	+	+

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
<i>Sedum acre</i> L.	2	x	1	+	+	+	+	+
<i>Selinum carvifolia</i> L.	7	5	3	+	+	+	+	+
<i>Senecio aquaticus</i> Huds.	8	4	5	+	+	+	+	+
<i>Senecio erucifolius</i> L.	3~	8	4	+	+	+	+	+
<i>Senecio paludosus</i> L.	9=	x	6	+	+	+	+	+
<i>Silaum silaus</i> (L.) Sch. Et Thell.	x~	7	3	+	+	+	+	+
<i>Sium erectum</i> Huds.	10	7	7	+	-	-	-	+
<i>Solanum dulcamara</i> L.	8~	x	8	+	+	+	+	+
<i>Solanum nigrum</i> L.	5	7	8	+		+	+	+
<i>Solidago canadensis</i> L.	x	x	6	-	+	+	+	+
<i>Solidago gigantea</i> Ait.	6	x	7	-	-	-	+	+
<i>Sonchus palustris</i> L.	8~	7	7	-	-	-	-	+
<i>Sparganium emersum</i> Rehm. ssp. fluitans	10	6	7	+	+	+	+	+
<i>Sparganium erectum</i> L.	10	7	7	+	+	+	+	+
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	11	6	6	+	+	+	+	+
<i>Stachys officinalis</i> (L.) Trev.	x~	x	3	+	+	+	+	+
<i>Stachys palustris</i> L.	7~	7	6	+	+	+	+	+
<i>Stachys sylvatica</i> L.	7	7	7	+	+	+	+	+
<i>Stellaria graminea</i> L.	5	4	3	+	+	+	+	+
<i>Stellaria palustris</i> Retz.	9~	4	2	+	+	+	+	+
<i>Succisa pratensis</i> Moench	7	x	2	+	+	+	+	+
<i>Symphytum officinale</i> L.	7	x	8	+	+	+	+	+
<i>Tamus communis</i> L.	5	8	5	+	+	+	+	+
<i>Taraxacum officinale</i> Web. S. l.	5	x	8	+	+	+	+	+
<i>Thalictrum aquilegifolium</i> L.	8=	7	7	-	+	+	+	+
<i>Thalictrum flavum</i> L.	8~	8	5	+	+	+	+	+
<i>Thymus pulegioides</i> L.	4	x	1	-	-	-	-	+
<i>Tilia cordata</i> Mill.	5	x	5	+	+	+	+	+
<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.	6	x	7	+	+	+	+	+

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
<i>Tragopogon pratensis</i> L.	4	7	6	+	+	+	+	+
<i>Trapa natans</i> L.	11	6	8	+	+	+	+	(+)
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	4	6	3	-	-	-	-	+
<i>Trifolium pratense</i> L.	5	x	x	+	+	+	+	+
<i>Trifolium repens</i> L.	5	6	6	+	+	+	+	+
<i>Triglochin palustre</i> L.	9=	x	1	+	+	+	+	-
<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P.B.	x	x	5	+	+	+	+	+
<i>Typha latifolia</i> L.	10	7	8	+	+	+	+	+
<i>Ulmus laevis</i> Pall.	8=	7	7	+	+	+	+	+
<i>Ulmus minor</i> Mill.	x~	8	x	+	+	+	+	+
<i>Urtica dioica</i> L.	6	7	9	+	+	+	+	+
<i>Utricularia australis</i> R. Br.	12	5	3	+	-	+	+	+
<i>Utricularia vulgaris</i> L.	12	5	4	+	+	+	+	+
<i>Valeriana officinalis</i> L.	8~	7	5	+	+	+	+	+
<i>Valeriana procurrens</i> Wallr.	8=	6	6	-	-	-	-	+
<i>Verbascum lychnitis</i> L.	3	7	3	+	+	+	+	+
<i>Verbena officinalis</i> L.	5	7	7	+	+	+	+	+
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	5	x	x	+	+	+	+	+
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	9=	x	6	+	+	+	+	+
<i>Veronica beccabunga</i> L.	10	7	6	+	+	+	+	+
<i>Veronica catenata</i> Pennell	9	7	7	-	-	-	-	+
<i>Veronica scutellata</i> L.	9=	3	3	+	+	+	+	+
<i>Viburnum lantana</i> L.	4	8	4	+	+	+	+	+
<i>Viburnum opulus</i> L.	x	7	6	+	+	+	+	+
<i>Vicia cracca</i> L.	6	x	x	+	+	+	+	+
<i>Vicia hirsuta</i> (L.) S. F. Gray	4	x	4	-	+	+	+	+
<i>Vicia sepium</i> L.	5	6	5	+	+	+	+	+
<i>Viola hirta</i> L.	3	8	3	+	+	+	+	+
<i>Viola persicifolia</i> Schreb.	8~	6	3	+	+	+	+	+

Artenliste (alphabetisch)	Zeigerwerte			1830	1885	1905	1912	1990- 2015
	F	R	N					
<i>Viola pumila</i> Chaix	7~	6	4	+	+	+	+	+
<i>Viola reichenbachiana</i> Jord.	5	7	6	+	+	+	+	+
<i>Viscum album</i> L.	-	-	-	+	+	+	+	+
<i>Xanthium strumarium</i> L.	5	7	6	+	+	+	+	+
<i>Zannichellia palustris</i> L.	12	8	8	+	+	+	+	+
Armleuchteralgen/Characeae								
<i>Chara contraria</i> A. Braun ex Kitz- ing					k.A	k.A	k.A	+
<i>Chara globularis</i> Thuillier					k.A	k.A	k.A	+
<i>Chara vulgaris</i> L.					k.A	k.A	k.A	+
<i>Nitella batrachopserma</i> (Rchb.) A. Braun								
<i>Nitella mucronata</i> (A. Braun) Miquel					k.A	k.A	k.A	+
<i>Nitella syncarpa</i> (Thuillier) Che- vallier					k.A	k.A	k.A	+
<i>Nitelopsis obtusa</i> (Desv.) J. Groves					k.A	k.A	k.A	+
<i>Tolypella prolifera</i> (Ziz. Ex A. Braun) Leonh.					k.A	k.A	k.A	+
								+
Wassermoose								
<i>Cinclidotus danubicus</i>	8	7	-		k.A	k.A	k.A	+
<i>Cinclidotus riparius</i>	7	7	-		k.A	k.A	k.A	+
<i>Drepanocladus aduncus</i>	8	7	-		k.A	k.A	k.A	+
<i>Eurhynchium hians</i>	5	7	-		k.A	k.A	k.A	+
<i>Fontinalis antipyretica</i>	9	6	-		k.A	k.A	k.A	+
<i>Leptodictium</i> (Amblystegium) <i>riparium</i>	7	5	-		k.A	k.A	k.A	+
<i>Platyhypnidium</i> (Rhynchostegi- um) <i>riparioides</i>	8	6	-		k.A	k.A	k.A	+
<i>Riccia fluitans</i>	8	4	-		k.A	k.A	k.A	+
<i>Riccia rhenana</i>	9	6	-		k.A	k.A	k.A	+
<i>Ricciocarpus natans</i>	8	6	-		k.A	k.A	k.A	+

